

BRE

3544



Statlig program for forurensningsovervåking

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn
Direktoratet for naturforvaltning

Utførende
institusjoner

Norsk institutt for luftforskning
Norsk institutt for vannforskning
Norsk institutt for naturforskning
Universitetet i Bergen,
Zoologisk institutt

Rapport 671/96

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør

Årsrapport - Effekter 1995



Statlig program for forurensningsovervåking

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør

Årsrapport - Effekter 1995

Redaktør: Brit Lisa Skjelkvåle

Forfattere:

Kjetil Tørseth (NILU): atmosfæriske tilførsler
Brit Lisa Skjelkvåle (NIVA): vannkjemisk overvåking
Randi Saksgård, Trygve Hesthagen, (NINA): vannbiologisk overvåking/fisk
Ann Kristin Lien Schartau (NINA): vannbiologisk overvåking/krepsdyr
Arne Fjellheim og Gunnar G. Raddum (UiB): vannbiologisk overvåking/bunndyr

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) (vannkjemisk), Norsk institutt for naturforskning (NINA) (fisk- og krepsdyrundersøkelser), 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, Arne Henriksen og Brit Lisa Skjelkvåle, NIVA, Trygve Hesthagen, NINA og Gunnar G. Raddum, UiB.

Denne rapporten presenterer resultatene for 1995 for "effektdelen"; virkninger på vann, bunndyr og zooplankton. Resultatene for 1995 for "tilførsler" presenteres i en egen rapport, og bare en kortversjon av "tilførselsresultatene" presenteres i denne rapporten.

Hovedansvarlige for utarbeidelse av årsrapporten har vært:

Kjetil Tørseth (NILU): *atmosfæriske tilførsler*

Brit Lisa Skjelkvåle (NIVA): *vannkjemisk overvåking*

Trygve Hesthagen, Randi Saksgård og Ann Kristin Lien Schartau (NINA):
vannbiologisk overvåking / fisk, krepsdyr

Arne Fjellheim og Gunnar Raddum (UiB): *vannbiologisk overvåking / bunndyr*

I tillegg til har følgende bidratt til årsrapporten:

Ann Kristin Buan, NIVA (databehandling)

Redaktør for rapporten har vært Brit Lisa Skjelkvåle, NIVA.

Oslo, 1. november 1996

Ola Glesne

Tor Johannessen

Innhold

Forsuringsstatus i 1995	6
Sammendrag og konklusjoner	7
Resultater 1995 - Effekter	9
1. Overvåkingsprogrammene	13
1.1 Tilførsler	13
1.2 Effekter	13
2. Overvåking av luft og nedbør	18
2.1 Utslipp	18
2.2 Nedbørkjemi - våtavsetninger	18
2.3 Luftens innhold av forurensninger - tørravsetninger	21
2.4 Bakkenært ozon	23
3. Vannkjemisk overvåking	24
3.1 Overvåking av elver	24
3.1.1 Overvåking av elver som blir kalket	32
3.2 Overvåking av innsjøer - "100-Sjøers undersøkelsen"	35
3.2.1 Alle sjøer	39
3.2.2 Regional inndeling	40
3.2.3 "12-sjøer" med data fra 1974 og 1986-1995.	45
3.3 Overvåking av feltforskningsområdene	47
3.3.1 Forholdene i 1995	48
3.3.2 Materialtransport	61
3.3.3 Trender i vannkjemi i feltforskningsstasjonene 1980 til 1995	65
3.4 Endringer i vannkjemi for perioden 1980 - 1995	71
4. Vannbiologisk overvåking	78
4.1 Fisk	78
4.1.1 Fiskestatus	78
4.1.2 Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøer	84
4.1.3 Rekruttering hos aure i gytebekker	111
4.1.4 Undersøkelser i lakseførende elver	115
4.2 Planktoniske og litorale krepsdyr	118
4.3 Regionale invertebratundersøkelser	124
4.3.1 Farsund (Vest-Agder).	124
4.3.2 Ognavassdraget (Rogaland).	125
4.3.3 Vikedalsvassdraget (Rogaland).	127

4.3.4 Rødneelva (Rogaland).	128
4.3.5 Gaularvassdraget (Sogn og Fjordane).	129
4.3.6 Nausta (Sogn og Fjordane).	130
5. Litteratur	132
6. Rapport oversikt	138
Vedlegg A. Elver, innsjøer og feltforskningsstasjoner	140
Vedlegg B. Beregning av indeks for bunndyr	192

Forsuringsstatus i 1995

Svovelprotokollen, som i 1986 ble undertegnet av 20 land i Europa, vedtok at svovelutslippene i 1993 skulle være 30% lavere enn i 1980. Virkningen av avtalen har medført at utslippene i Vest-Europa er redusert med ca. 50%, og i Øst-Europa med ca. 30%, fra 1980 til 1995. Som en følge av dette har surheten og svovelinnholdet i nedbøren avtatt med omlag 35-50% i Sør-Norge og 50-60% i Nord-Norge fra 1980-1995, og dette har igjen medført en nedgang i sulfatinnhold på 30-50% i elver, sjøer og avrenning fra feltforskningsstasjoner i samme periode. Nedgangen i sulfat i vann faller sammen med en økning i ANC (syrenøytraliserende kapasitet) og pH og en nedgang i labilt (giftig) aluminium, som viser at vannkvaliteten blir bedre m.h.p. forsuring og forhold for fisk og andre vannlevende organismer. Bedringen i vannkvalitet er imidlertid ikke like klar i områder som er utsatt for sjøsaltepisoder som f.eks. vestlandselvene. Både fiske- og bunndyrundersøkelser viser at forsuringstilstanden er i ferd med å bedres.

Nitrat og ammonium har ikke vist signifikante endringer i nedbør siden målingene av disse komponentene startet i 1984. Det er heller ingen systematiske trender i nitrat i overflatevann for perioden 1980-1995 og på regional basis er nitratnivået uendret.

Sammendrag og konklusjoner

Tilførsler

Atmosfærisk tilførsel og bakkenær ozon

Årsmiddelkonsentrasjonene av sulfat, sterk syre (pH), bly, kadmium og sink i nedbør samt luftens svovelinnhold har avtatt siden slutten av 1970-årene, mens middelkonsentrasjonene av nitrat og ammonium har endret seg lite. Både i Sør- og Nord-Norge var middel-konsentrasjonene av samtlige hoved-komponenter i nedbør omtrent på samme lave nivå i 1995 som i 1994. Konsentrasjonene av sulfat i nedbør var i 1995 blant de laveste som er målt ved de fleste stasjoner. Nedbørmengdene var i 1995 nær normale i hele landet, og dette medførte at våtavsetningen av sulfat var omtrent på samme nivå som i 1993 og mange steder den laveste hittil. Våtavsetningen av nitrat og ammonium var i 1995 noe lavere eller omtrent på samme nivå som i 1994. Innholdet av svovelkomponenter i luft var i 1995 markert lavere enn i de foregående år ved de fleste målesteder i Sør-Norge. De observerte endringer i innholdet av svovel- og nitrogenkomponenter både i luft og nedbør er i samsvar med de rapporterte endringer i utslipp i Europa. Antall "ozonepisoder" (dvs. døgn med maksimal timeverdi over $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på ett sted eller over $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på flere steder) var 15 døgn i 1995. Dette var færre enn gjennomsnittet for de 10 siste årene (18,9 døgn). Det ble målt timemiddelverdier over $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på to steder (Haukenes og Birkenes). Høyeste time-middelverdi var $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Birkenes, 5. mai 1995 kl. 10). Ingen målesteder hadde timemiddelverdier over $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er EUs grenseverdi for melding til befolkningen.

Effekter

Vannkjemi

Nedgangen i konsentrasjonen av sulfat i elver, sjøer og feltforskningsstasjoner som startet i begynnelsen av 80-årene fortsatte også i 1995. Nedgangen i sulfat har medført en bedring i forsuringstilstanden i 90-årene ved at det har vært en oppgang i pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC), samtidig som det har vært en klar nedgang i uorganisk bundet (giftig) aluminium. Nedgangen i uorganisk bundet aluminium, er kompensert ved en økning i organisk bundet aluminium, slik at total reaktiv aluminium er uendret. Den stabile nedgangen i sulfat sammen med en bedring i vannkvaliteten forstyrres av sjøsaltepisoder. Under de milde vintrene på begynnelsen av 90-årene, var det endel kraftige stormer som ga sjøsaltepisoder som medførte at store mengder sjøsalter ble tilført nedbørfeltene. En sjøsaltepisode gir en episodisk forsuring av vann og vassdrag, mens langtidseffektene av disse episodene er at både klorid og natrium er høye i avrenningsvannet i lang tid etterpå. Både virkningen på kort og lang sikt påvirker den syrenøytraliserende kapasiteten (ANC). Dette medfører at kystnære områder som er påvirket av sjøsaltepisoder, slik som elver og innsjøer på Sørvest- og Vestlandet, har mer ustabile trender i ANC, og ikke så klar forbedring i vannkvalitet som f.eks på Østlandet.

Nitratinnholdet i innsjøer, elver og feltforskningsområder viser ingen klare trender. På tross av dette finnes de høyeste nitrat konsentrasjonene i de områdene av Norge der nitrogen-deposisjonen er høyest.

Vannbiologi

Fisk

Noen av de undersøkte områdene har marginal vannkvalitet når det gjelder overlevelse av aure og røye, men vannprøver som er tatt samtidig med prøvofiske kan ikke alltid forklare bestandtetthetene av aure og røye i de forskjellige innsjøene. Det var stor variasjon i

fangstutbyttet av aure i Lierne, mens det var små forskjeller i alderssammensetningen. Prøvefiske i Naustavassdraget viser en klar økning i fangstutbyttet av røye siden 1985, og rekrutteringen er stor. Fangstutbyttet av aure var imidlertid noe mindre i to av vatna og større i to andre vatn i forhold til i 1985. Aurebestanden i Svånåvatn og Fisketjern i Lesja består bare av utsatt fisk og det var mest eldre individer i disse bestandene. I Svartdalsvatn er det derimot en naturlig rekruttering og flere yngre individer i aurebestanden. I Kvennavassdraget var det til dels stor variasjon i alderssammensetningen i de enkelte vatna, mens bestandstettheten ikke var særlig stor i noen av lokalitetene. Røyrvatn i Vikedal har vært prøvefisket flere ganger siden 1982, og fangstutbytte av aure i 1995 er betydelig høyere enn det var tidlig i 1980-åra. Røyebestanden gikk tapt på 1970-tallet, mens aurebestanden blir opprettholdt fordi Røyrvatn drenerer flere bekker med god vannkvalitet hvor auren gyter.

Elfiske i bekker til innsjøer i Vikedalsvassdraget viser store årlige variasjoner i rekrutteringen hos aure. Tettheten av aureyngel var noe mindre i 1995 enn i 1994, men var allikevel større enn i enkelte tidligere år. Dette indikerer at vannkvaliteten i gytebekker til auren i Vikedalsfjellet har store årlige variasjoner og at den i enkelte år kan være marginal for overlevelsen av aureyngel. Det var en økning i tettheten av aureyngel i bekker i Bjerkreims- og Gaulavassdraget fra 1993 til 1995. Det har vært en positiv utvikling i ungfiskbestanden av aure i Bjerkreimsvassdraget siden 1986, mens utviklingen i Gaularfjell ikke har vært like positiv. I Rødneelva (Rogaland) har det vært overvåking av ungfiskbestanden av laks og aure siden 1985. Tettheten av lakseunger har

vært lav, mens tettheten av aureunger har vært betydelig høyere og har endret seg lite i forsøksperioden.

Krepsdyr

Planktoniske og litorale krepsdyr er undersøkt i innsjøer hvor det er gjennomført bestandsundersøkelser av fisk. Alle registrerte arter er relativt vanlig forekommende i Norge. Artsantallet er bestemt av bl.a. høyde over havet og av pH men også tetthet og sammensetning av fiskepopulasjonene er avgjørende for sammensetning av krepsdyrsamfunnene. Sammenligning av data fra 1995 med tidligere undersøkelser i 1978 (Kvennavassdraget) og 1980 (Joravassdraget) gir ingen klare indikasjoner på at det har skjedd noen endring av vannkvaliteten i disse områdene.

Bunndyr

De regionale bunndyrundersøkelsene viste i 1995 at Vikedalsvassdraget og de undersøkte feltene ved Farsund fremdeles må karakteriseres som sterkt forsuret. Farsundområdet viste imidlertid en betydelig forbedring sammenlignet med tidligere år, og den sterkt forsuringssensitive døgnfluen *Baetis rhodani* ble registrert for første gang siden overvåkingen startet i 1981. Foreløpig er det bare gjort tre funn av arten, og det er ennå usikkert om den er i stand til å danne levedyktige populasjoner i området. Ognå, Rødneelv og Gaular må på basis av de registrerte bunndyrsamfunn karakteriseres som moderat forsuringsskadet, men alle disse tre vassdragene har lokaliteter med stabile populasjoner av sensitive bunndyrarter. Situasjonen i Nausta har bedret seg betydelig i de senere år. I 1995 ble det ikke registrert skader i vassdraget om høsten.

Resultater 1995 - Effekter

Vannkjemisk overvåking

Virkningene av tilførsler av forurenset luft og nedbør på vannkvaliteten følges i dag gjennom rutinemessig prøvetaking i 16 elver og seks feltforskningsområder og ca. 100 av innsjøene som var inkludert i 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 (SFT, 1987). Målet for overvåkingen er å kunne registrere eventuelle endringer i forsuringsforhold i vann over tid.

Elver

14 elver i Sør-Norge og en elv i Nord-Trøndelag overvåkes rutinemessig for å registrere eventuelle endringer i elvenes forsuringsforhold over tid. Fra og med 1985 viser sulfatkonsentrasjonene en klar tendens til nedgang i alle overvåkingselvene. Dette er i samsvar med nedgang i sulfat i nedbøren. Sulfatendringene er i de fem siste årene kompensert med endringer i H^+ -konsentrasjonene, slik at pH har endret seg mot høyere verdier, mens konsentrasjonene av ikke-marine basekationer har holdt seg konstant. Middel-pH i Sørlandselvene de siste fem årene er de høyeste siden 1980. Nedgangen i sulfat sammen med økningen i H^+ har medført at alle elvene viser en positiv utvikling i ANC. Sørlandselvene viser en markert økning i årsmiddel av ANC. Fra 1991 og de tre siste årene er ANC-verdiene positive. Elvene på Sørvestlandet og Vestlandet og Midt-Norge er sterkt påvirket av episoder med høyt innhold av sjøsalter og ANC har variert mye i måleperioden, men også her er verdien for 1994 den høyeste som er registrert, mens verdiene for 1995 er omtrent som 1994 men litt lavere. Reaktiv aluminium viser ingen klare tendenser i måleperioden. Sørlandselvene har de høyeste konsentrasjonene (ca. 100 μg labilt (giftig) Al/l) som under gitte forutsetninger kan være giftig for fisk, men de 5-6 siste årene har det vært en markert nedgang i labilt Al. Nitratinnholdet viser klare geografiske forskjeller og er høyest i elvene på Sørlandet og Sørvestlandet. Det er ingen klare tendenser i perioden 1980-1995. Kalkings-aktiviteter foregår i 11 av overvåkingselvenes nedbørfelt. Lygna ble totalkalket i 1992 og 1993. Etter kalkingen ble det en klar økning i pH, basekationer og ANC. Sulfat viser den samme nedgangen som de andre Sørlandselvene, mens nitrat ikke viser noen endring. Effektiviteten av kalking og utviklingen i sulfatkonsentrasjonene kan følges godt i Lygna med det pågående overvåkingsprogrammet.

Innsjøer

Med bakgrunn i "1000-sjøers undersøkelsen 1986" er vel 100 innsjøer fulgt opp med årlig prøvetaking for å dokumentere eventuelle effekter av endringer i tilførsler av langtransporterte luftforurensninger. I 1995 var det 71 innsjøer som hadde sammenliknbare data for alle år fra 1986. Tiltross for store variasjoner i årlige nedbørmengder og i nedbørmønster viser dataene fra de årlige prøvetakingene generelt god overensstemmelse med dataene fra 1986. 100-sjøers dataene bekrefter det regionale bildet og konsentrasjonsnivåene i innsjøene. Alle sjøene under ett viser nedgang i sulfat og en økning i ANC og pH i perioden 1986-1995. Den regional oppdeling av sjøene bekrefter dette bildet, og viser også at denne tendensen er mest markert på Østlandet, men også helt tydelig på Sørlandet og Vest- og Nord-Norge. ANC-verdiene, som reflekterer forsurestilstanden, viser klart høyere verdier fra 1992-1995 enn i noe annet år siden 1986 i alle deler av landet. 12 sjøer på Sørlandet med data fra 1974-75 viser en fordobling av nitrat fra 1974-75 til 1986 og det høye nivået har holdt seg på Sørlandet i perioden 1986-1995. Disse 12 sjøene viser også en klar nedgang i sulfat og økning i pH.

Feltforskningsområder

Det foregår overvåkingsundersøkelser i seks feltforskningsområder for å gi et detaljert bilde av vannkjemiske forhold i små nedbørfelt. De seks feltene er: Birkenes og Storgama på Sørlandet, Langtjern på Østlandet, Kårvatn på Nordvestlandet, Dalelv i Finnmark og Svartetjern i Hordaland.

Ionetransporten gjennom feltforskningsområdene viser at Svartetjernet 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 og minst basekationer og lekker mest nitrogen. Dette viser at Birkenes er mest påvirket av sur nedbør. Deretter kommer Svartetjernet, Storgama, Langtjern og Dalelva mens Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør, og forbruker all tilført H^+ og produserer bikarbonat.

Hydrologien i feltforskningsområdene i 1995 var preget av en vinter med snødekke og kraftig vårmelting for Storgama, Langtjern, Kårvatn og Dalelv, mens vinterene i Birkenes og Svartetjernet var mild med hyppig smelteepisoder og avrenning hele vinteren. Sommeren var uvanlig tørr for alle feltene, og spesielt for Birkenes og Storgama ga dette kraftige utslag på vannkjemien. Kjemien i avrenningen er preget av hydrologien med lave pH-verdier og konsentrasjoner kalsium og magnesium under vårmeltingen, og økende pH og kalsium og magnesium utover sommeren. Sulfat har lave verdier under tørken om sommeren med øker kraftig gjennom de første perioden med avrenning etter dette. Nitrat er lav om sommeren i alle felt.

Alle feltene viser klar nedgang i sulfat i perioden 1980-1995, noe som reflekterer de reduserte tilførselene av sulfat i samme periode. I perioden 1980-1995 viser Storgama og Langtjern en økning i ANC. ANC i Birkenes har variert endel i måleperioden, som følge av sjøsaltepisoder, men verdien for 1994 og 1995 er de høyeste som er registrert så langt. Ikke-marine basekationer (kalsium + magnesium) viser stabile trender for Storgama, Langtjern og Kårvatn for perioden 1980-1995, men Birkenes viser avtagende trend. Dette betyr at for Birkenes har nedgangen i sulfat blitt kompensert med nedgang i basekationer, slik at det derfor ikke skjer en endring i ANC. Det er lite endring i pH i måleperioden, men fra 1990 til 1993 kan man se en positiv endring i pH for Storgama og Langtjern, mens verdien for 1995 for begge disse feltene har gått ned. Birkenes derimot viser en negativ pH utvikling siden 1990 og pH i 1993 er den laveste som er registrert, mens det for 1995 igjen er en oppgang i pH. Både Birkenes og Storgama viser nedgang i klorid etter flere års oppgang som følge av sjøsaltepisodene i årene 1989-1993. For alle stasjonene med unntak av Birkenes viser reaktivt aluminium lave stabile verdier. Birkenes viser en klar utvikling mot høyere aluminiumverdier i årene med sjøsaltepisoder, men 1995 viser en klar nedgang i aluminium. Labilt aluminium derimot, viser klar nedgang på alle stasjonene. Det er ingen trender i nitrat i noen av feltforskningsstasjonene. Det er høyest nitratnivå i Birkenes og Storgama som er de to feltene som ligger i områder med høyest nitrogen-deposisjon.

Vannbiologisk overvåking.

Fisk

Av de undersøkte aurebestandene hadde 66 % status uendra, 19 % redusert og 15 % tapt. Vest-Agder hadde størst andel reduserte bestander (40 %), mens andelen tapte bestander var størst i Telemark (44 %). Av 1007 undersøkte røyebestander var 7 % redusert og 7 % tapt, og andelen var størst i Rogaland

og Vest-Agder. De fleste abborbestandene hadde status uendra. Andelen reduserte abborbestander var størst i Østfold (22 %) og i Vest-Agder (23 %). Av tapte bestander var antallet størst i Agderfylkene. I de siste 15 åra har det vært en økning på 6-12 % av tapte aure- og abborbestander i Sør-Norge.

Høsten 1995 ble det prøvofisket i fem vatn i Lierne i Nord-Trøndelag. Disse er tidligere ikke undersøkt. I den ene lokaliteten ble det bare tatt lake, mens det bare ble fanget aure i tre av vatna. Vannkvaliteten i dette området er god med pH mellom 5,9-6,3, alkaliteten var fra 13-36 $\mu\text{ekv/l}$ og det var lave konsentrasjoner av labilt aluminium (4-9 $\mu\text{g/l}$). Ved elfiske i innløp/utløp ble det fanget svært lite fisk. Det var imidlertid stor forskjell mht substrat og gytemuligheter for aure i disse bekkene. I de lokalitetene med størst fangstutbytte var det også gode gyteforhold for aure i tilløpsbekkene. Aurens gytemuligheter synes derfor å være den mest begrensende faktor for aurebestandene i disse innsjøene.

I 1995 ble det prøvofisket i fire vatn i Naustavassdraget som også ble undersøkt ti år tidligere. Vannkvaliteten har endret seg lite i denne perioden, men vassdraget er svært følsomt for sur nedbør. pH ble målt til 5,2-5,6 og vannet har liten bufferkapasitet. Det var en økning i fangstutbyttet av røye fra 1985-1995 i alle lokalitetene, mens fangstutbyttet av aure hadde gått ned i Vonavatn og Søndre Gotdalsvatn og økt i Ytre Langvatn og Nordre Gotdalsvatn. Alderssammensetningen i de fire aurebestandene var irregulær og det var færre årsklasser i fangsten 1995 enn i 1985. I Vonavatn var det en stor andel fire-åringer, mens det i de andre vatna var størst andel av syv-åringer. Røyebestandene i de tre innsjøene (Vonavatn, Søndre og Nordre Gotdalsvatn) hadde en god rekruttering, og det var ingen store forskjeller i alderssammensetningen i 1985 og 1995. Empirisk vekst hos både aure og røye var dårligere i 1995 i forhold til 1985. Noe forskjellig alderssammensetning samt økt tetthet av røye kan forklare en del av disse forskjellene i vekst. Overflateinsekter og fjærmygg var viktigst i aurens diett, mens røye hadde spist mer av ulike zooplanktonarter.

I Lesja i Oppland ble det prøvofisket i Svånåvatn, Fisketjern og Svartdalsvatn og av disse ble Svartdalsvatn også undersøkt i 1987. Vannkjemiske analyser fra de tre innsjøene viser at bufferkapasiteten er liten og pH var mellom 5,59-6,18, mens det ikke ble registrert labilt aluminium. Fangstutbyttet på oversiktsgarn varierte betydelig ($\text{CPUE}=4,4-49,7$ individ pr. 100 m^2 garnareal), og det ble fanget et større antall aure i Svartdalsvatn i 1995 i forhold til 1987. Aurebestanden i Svånåvatn består kun av utsatt fisk, og det ble fanget mest eldre individ (9-20 år). Aure mellom 10-13 år dominerte i bestanden. I Fisketjern var også mange av aurene svært gamle (>10 år), men det var også noen yngre individ (2-5 år). Femåringene dominerte sterkt i denne bestanden. I Svartdalsvatn var det ingen individ >12 år. I 1987 var det en dominans av fem- og seksåringer, mens aldersgruppene 8-10 dominerte i 1995. Aldersfordelingen i Svartdalsvatn tyder på at det har vært mindre rekruttering på 1990-tallet enn i første halvdel av 1980-tallet. Dietten hos aure var dominert av fjærmygg og overflateinsekter, mens zooplankton hadde ingen eller liten betydning.

Høsten 1995 ble det prøvofisket i fire innsjøer i Kvennavassdraget. Vassdraget er tidligere undersøkt mht vannkvalitet, bunndyr og zooplankton. Bufferkapasiteten i området er lav, men pH i 1995 var imidlertid >6,0 i alle lokaliteter og konsentrasjonen av labilt aluminium var <5 $\mu\text{g/l}$. Fangstutbyttet av aure var forholdsvis lavt i alle de fire innsjøene ($\text{CPUE}=0,9-10,4$). Aldersfordelingen hos de undersøkte aurebestandene var irregulær og bestod av få årsklasser. Rekrutteringen hos aure i Dargesjø var imidlertid forholdsvis god, og fangstutbyttet var også størst her. Skjoldkreps var det viktigste næringsdyret hos auren i alle lokalitetene.

Det har vært foretatt prøvofiske seks ganger i Røyrvatn i Vikedalsvassdraget siden 1982. Røyrvatn er en forsursfølsom lokalitet, med lav pH og liten bufferevne. Fangstutbyttet av aure økte på 1980-tallet, men det har gått noe tilbake i 1990-åra.

Prøvefiske i Saudlandsvatn viser at aurebestanden er i ferd med å gå tapt. Tidligere undersøkelser viser at vannkvalitet i innløp/utløp er dårlig og yngeltettheten har vært svært lav.

Høsten 1995 ble det elfisket i tilsammen 24 innløp/utløp og bekker til innsjøer i Bjerkreimsvassdraget (Rogaland). Det var bare små endringer i vannkvaliteten sammenlignet med tidligere år. Tettheten av aureyngel var den høyeste som er registrert siden undersøkelsen startet i 1986. Det var også en økning i tettheten av eldre individ sammenlignet med perioden 1991-1993.

I Vikedalsvassdraget ble det i 1995 elfisket i tilsammen 25 innløp/utløp og bekker. Tettheten av aureyngel har variert betydelig siden undersøkelsen startet i 1987. Det var en liten nedgang i tettheten av aureyngel og eldre aureunger sammenlignet med 1994. Vannkvaliteten var bedre sammenlignet med tidligere år både mht pH, kalsium og alkalitet og verdiene er de høyeste som er målt i forsøksperioden.

Høsten 1995 ble det elfisket på tilsammen 26 stasjoner i Gaularvassdraget. Helt siden undersøkelsen startet i 1986 har det vært lave tettheter av aureyngel og eldre aureunger i vassdraget. Sammenlignet med 1993 var imidlertid tettheten av yngel større, mens tettheten av eldre individ var på samme nivå som i 1993. Målinger av pH og alkalitet er de høyeste som er målt i forsøksperioden.

Det var en klar økning i tettheten av både laks- og aureyngel i Rødneelva i 1995 sammenlignet med året før. Tettheten av lakseyngel er størst i sideelvene Fjellstølbekken og Hålandselva som begge har bedre vannkvalitet enn hovedelva. Vannkvaliteten i hovedvassdraget er marginal og gjør at laksebestanden er truet.

Krepsdyr

Planktoniske og litorale krepsdyr er undersøkt i innsjøer hvor det er gjennomført bestandsundersøkelser av fisk. Alle registrerte arter er relativt vanlig forekommende i Norge. Artsantallet er bestemt av bl.a. høyde over havet og av pH men også tetthet og sammensetning av fiskepopulasjonene er avgjørende for sammensetning av krepsdyrsamfunnene. Sammenligning av data fra 1995 med tidligere undersøkelser i 1978 (Kvennavassdraget) og 1980 (Joravassdraget) gir ingen klare indikasjoner på at det har skjedd noen forverring av vannkvaliteten i disse områdene.

Bunndyr

De regionale bunndyrundersøkelsene viste i 1995 at deler av Vikedalsvassdraget og de undersøkte feltene ved Farsund fremdeles må karakteriseres sterkt forsuret. Farsundområdet viste imidlertid en betydelig forbedring sammenlignet med tidligere år, og den sterkt forsuringssensitive døgnfluen *Baetis rhodani* ble registrert i to lokaliteter for første gang siden overvåkingen startet i 1981. Foreløpig er det bare gjort tre funn av arten, og det er ennå usikkert om den er i stand til å danne levedyktige populasjoner i området. Ognå, Rødneelv og Gaular må på basis av de registrerte bunndyrsamfunn karakteriseres moderat forsuringsskadet, men alle disse tre vassdragene har lokaliteter med stabile populasjoner av sensitive bunndyrarter. Situasjonen i Nausta har bedret seg betydelig i de senere år. I 1995 ble det ikke registrert skader i vassdraget om høsten.

1. Overvåkingsprogrammene

1.1 Tilførsler

Den atmosfæriske tilførsel av forurensende forbindelser overvåkes ved måling av kjemiske hovedkomponenter i luft og nedbør. Forurensningene tilføres med nedbøren, og ved tørravsetning av gasser og partikler.

NILU startet regelmessig prøvetaking av døgnlig nedbør i 1971, med de fleste stasjonene på Sørlandet. Senere er stasjonsnettet og måleprogrammet utvidet for å gi bedret informasjon om tilførsler i hele landet. Etter avslutningen av SNSF-prosjektet ("Sur nedbørs virkning på skog og fisk") i 1979, ble det i 1980 startet et overvåkingsprogram i regi av Statens forurensningstilsyn (SFT). I 1995 omfattet dette programmet 11 stasjoner fordelt på alle landsdeler. Syv av disse stasjonene inngår i måleprogrammet for EMEP-prosjektet (European Monitoring and Evaluation Programme). I 1985 ble det opprettet et eget "Overvåkingsprogram for skogskader", drevet med midler fra Landbruksdepartementet og Miljøverndepartementet. Norsk institutt for skogforskning (NISK) er prosjektansvarlig, og NILU utfører luft- og nedbørmålinger for prosjektet. Noen stasjoner i SFTs overvåkingsprogram er tilknyttet skogovervåkingsflater (Birkenes, Gulsvik (Langtjern), Treungen (Fyresdal), Osen, Vikedal (Nedstrand), Kårvatn og Tustervatn). Fra 1987 er midlene til disse målingene tildelt gjennom SFT, og NILUs måldata publiseres i denne rapportserien. I "Program for terrestrisk naturovervåking i Norge" utfører NILU på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning overvåking av nedbørkjemi ved overvåkingfelter i Solhomfjell, Møsvatn, Børgefjell (Namsvatn), Lund (Ualand), Dividalen (Øverbygd) og Gutulia (Valdalen). I tillegg kommer målesteder som er opprettet for andre spesielle prosjekter. Målestedenes navn, beliggenhet og måleprogram er vist i figur 1.2.1.

Følgende hovedaktiviteter inngikk i overvåkingsprogrammet i 1995:

Måling av kjemiske hovedkomponenter i nedbør ble i 1995 utført døgnlig ved 9 stasjoner og på ukebasis ved 26 stasjoner. I ukentlige og månedlige nedbørprøver fra 14 stasjoner er konsentrasjonene av sporelementene bly, kadmium og sink bestemt, og for 7 av disse stasjonene også innholdet av arsen, nikkel, kopper, krom og kobolt. Luftprøvetaking av svovel- og nitrogenkomponenter er utført døgnlig eller tre ganger hver uke (2, 2 og 3 døgnprøvetaking) på 12 stasjoner. På Nordmoen og Birkenes bestemmes også innholdet av magnesium, kalsium, kalium, natrium og klorid i luft.

Kontinuerlige målinger av ozonkonsentrasjoner i luft er utført på 14 stasjoner, inklusive stasjonene Langesund, Klyve og Haukenes, drevet av SFT's kontrollseksjon i Nedre Telemark.

1.2 Effekter

Forurensningenes virkninger på vannkvalitet følges gjennom overvåking av elver, innsjøer og feltforskningsområder. Virkninger på fisk og dens næringsdyr følges ved regionale undersøkelser av bunndyr, zooplankton og fiskepopulasjoner i elver og innsjøer. Disse aktivitetene inngår i programmet for "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør"

Forurensningenes virkning på skog følges gjennom overvåking av overvåkingsflater over hele landet. Disse aktivitetene inngår i programmet "Overvåkingsprogram for skogskader".

Vannkjemisk overvåking

Den vannkjemiske overvåkingen startet i 1980, og lokalitetene ble valgt utfra SNSF-prosjektets ("Sur nedbørs virkning på skog og fisk") aktiviteter og det arbeidet som til da var utført ved det daværende Direktorat for vilt og ferskvannsfisk (DVF). Programmet omfatter undersøkelser i vassdrag, innsjøer, felt-forskningsområder (figur 2). Analyse-programmet omfatter pH, konduktivitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, nitrat, alkalitet og klorid, to former av aluminium, organisk stoff og total nitrogen.

14 vassdrag på Sør- og Vestlandet, ett på Østlandet og ett i Nord-Trøndelag overvåkes med en prøve hver måned, og ukentlig under vårfloppen. Transport og omsetning av sure forbindelser overvåkes i 6 feltforskningsområder, to på Sørlandet, ett på Østlandet, ett på Nord-Vestlandet og ett i Finnmark. På disse 6 stasjonene tas døgnlige eller ukentlige nedbørprøver, ukentlige vannprøver, og vannføringsen registreres kontinuerlig. 100 innsjøer fra "1000-sjøers undersøkelsen 1986" fordelt over hele landet overvåkes med prøvetaking hver høst. I 1995 ble det vidre utført en lansomfattende innsjøundersøkelse i 1500 innsjøer over hele landet, som vil danne grunnlag for vidre overvåking av innsjøer.

Biologisk overvåking

Det biologiske overvåkingprogrammet omfatter undersøkelser av krepsdyr (planktoniske og littorale), bunndyr og fiskebestander i innsjøer og bekker, samt ett lakseførende vassdrag (figur 3).

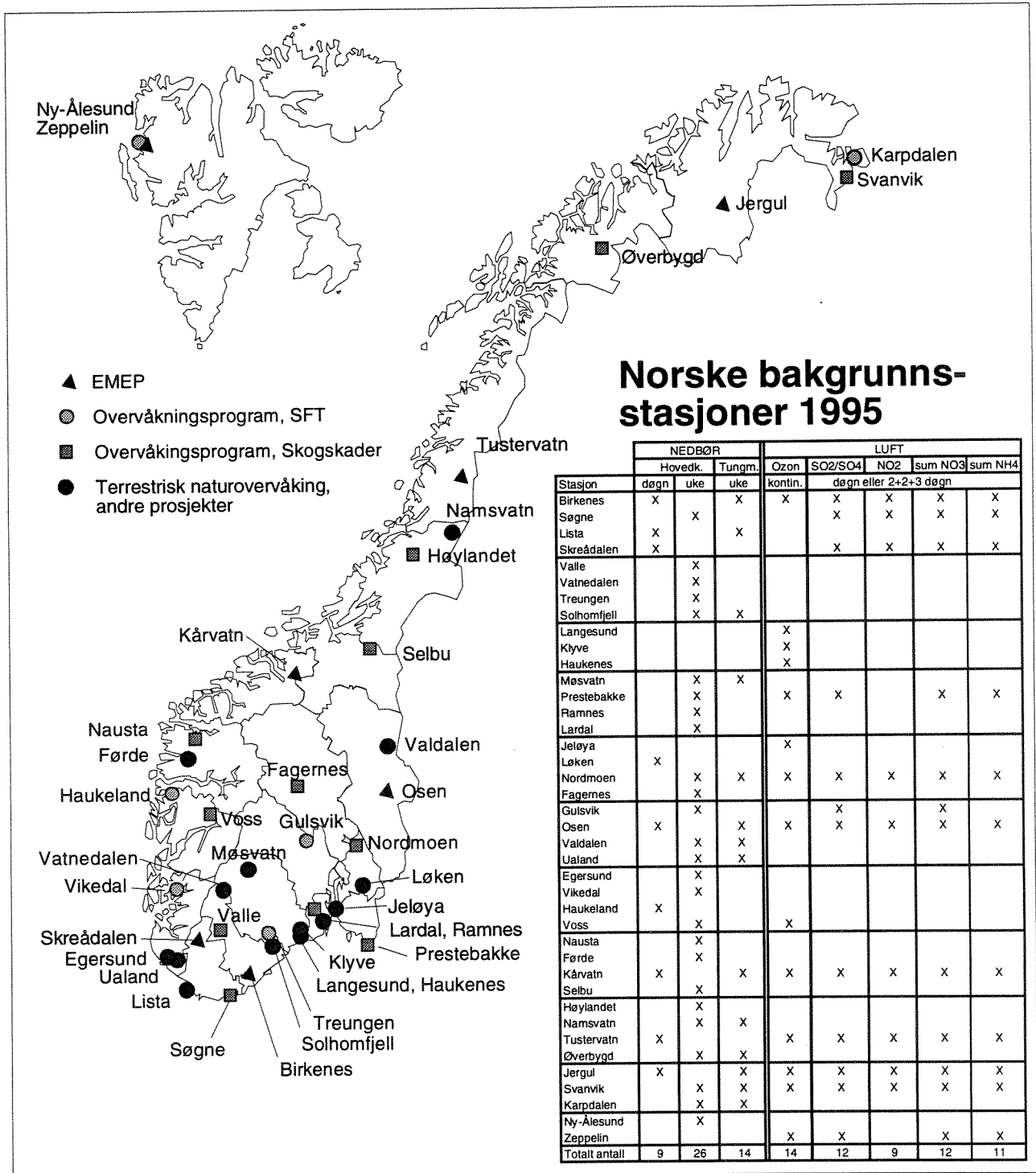
I 1995 ble tre røye- og fire aurebestander i Naustavassdraget (Sogn og Fjordane), en aurebestand i Lesja (Oppland) og en aurebestand i Vikedalsvassdraget (Rogaland) reanalysert ved prøvefiske. De forrige undersøkelsene i disse vassdraga ble foretatt i henholdsvis 1985, 1987 og 1993. I tillegg ble det i 1995 prøvefisket i fem innsjøer i Lierne (Nord-Trøndelag), to andre innsjøer i Lesja kommune (Oppland) og fire innsjøer i Kvennavassdraget (Hordaland og Telemark). Bestandsundersøkelser av fisk i innsjøer blir gjennomført med oversiktsgarn og standard SNSF garnserier. I innsjøer som tidligere ikke er undersøkt blir det bare benyttet oversiktsgarn, mens det i lokaliteter hvor det tidligere er prøvefisket med SNSF serier blir det fisket parallelt med begge typer garn. Registreringene av forsurende skader på fiskebestander ved hjelp av intervju-undersøkelser er en videreføring av SNSF-prosjektet fra 1972-1980. Disse undersøkelsene omfatter også innsamling av vannprøver fra et utvalg innsjøer slik at fiskestatus kan relateres til ulike vannkjemiske parametre.

I forbindelse med ungfiskregistrering hos aure i gytebekker inngår elfiske i innløp/utløp av Saudlandsvatn ved Farsund (Vest-Agder) og i tilløpsbekker til innsjøer i vassdragene Bjerkreim og Vikedal i Rogaland og Gaular i Sogn og Fjordane.

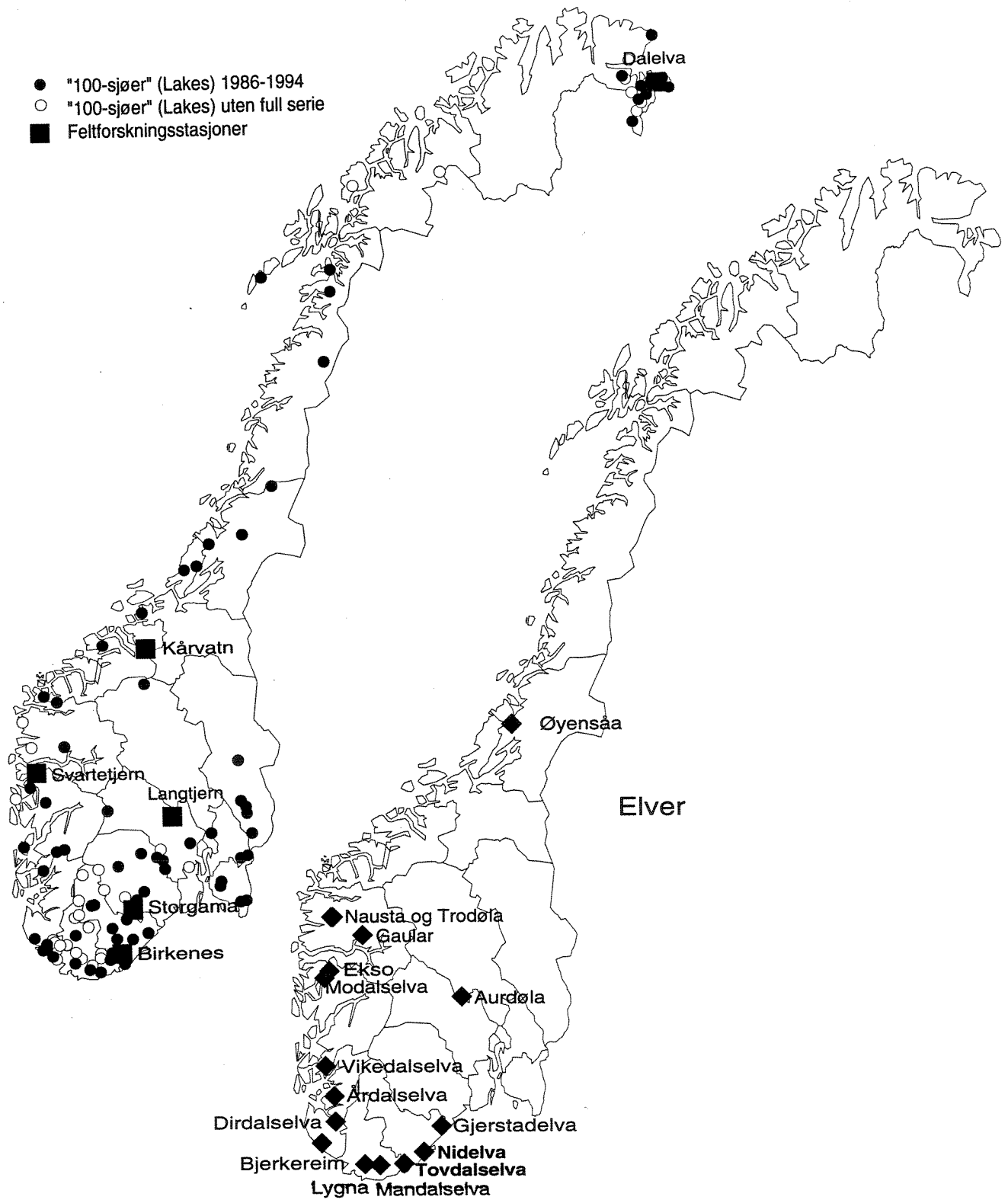
Ungfiskundersøkelsene i lakseførende elver ble gjennomført i Rødneelva, Rogaland første gang i 1985, og siden i 1987, 1988 og 1991-1995. I 1995 ble det elfisket tre ganger på 12 faste stasjoner i elva, tilsammen 1287 m².

Zooplanktonet, inkludert littorale krepsdyr, ble samlet inn fra de samme innsjøene hvor det er gjennomført prøvefiske. I tillegg er det samlet inn prøver fra ytterligere 6 lokaliteter i Kvennavassdraget. De tilsammen 10 lokalitetene i Kvennavassdraget er tidligere overvåket i 1978 og data fra 1978 og 1995 er sammenlignet.

Bunndyrundersøkelsene gjennomføres i Saudlandsvatn og Gjervoldstadvatn (Farsund kommune, Vest-Agder), i Ognavassdraget, Vikedalselva og Rødneelva (Rogaland) og i Gaular- og Naustavasdraget (Sogn og Fjordane). Forseringsstatusen for en lokalitet eller et vassdrag bestemmes ut fra den registrerte bunndyrs sammensetningen.

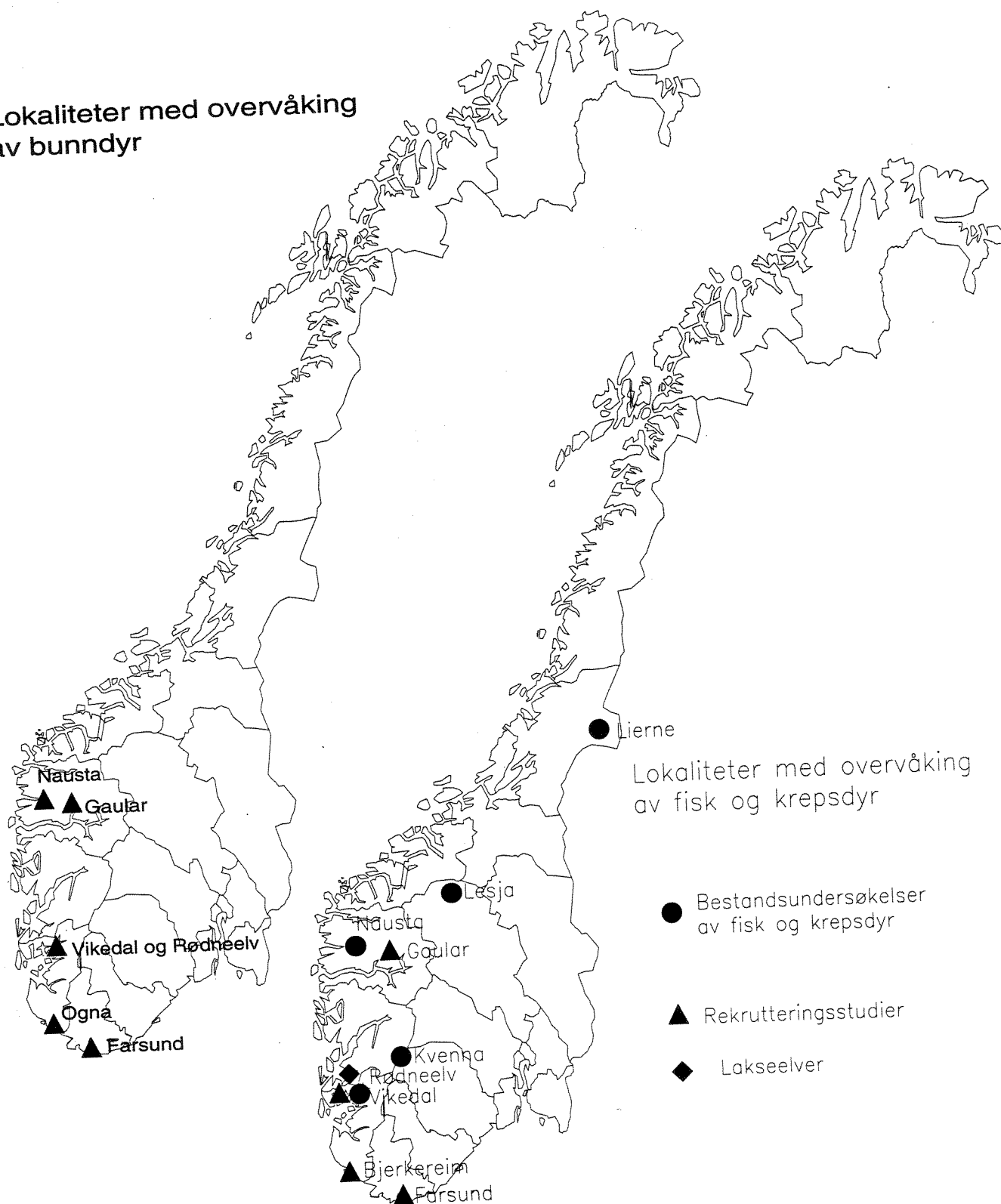


Figur 1.2.1 Lokalteter som inngår i overvåkingsprogrammet for atmosfærisk tilførsel og bakkenær ozon i 1995.



Figur 1.2.2 Lokalteter som inngår i det vannkjemiske overvåkingsprogrammet i 1995.

Lokaliteter med overvåking av bunndyr



Figur 1.2.3. Lokaliteter som inngår i det vannbiologiske overvåkingsprogrammet i 1995.

2. Overvåking av luft og nedbør

2.1 Utslipp

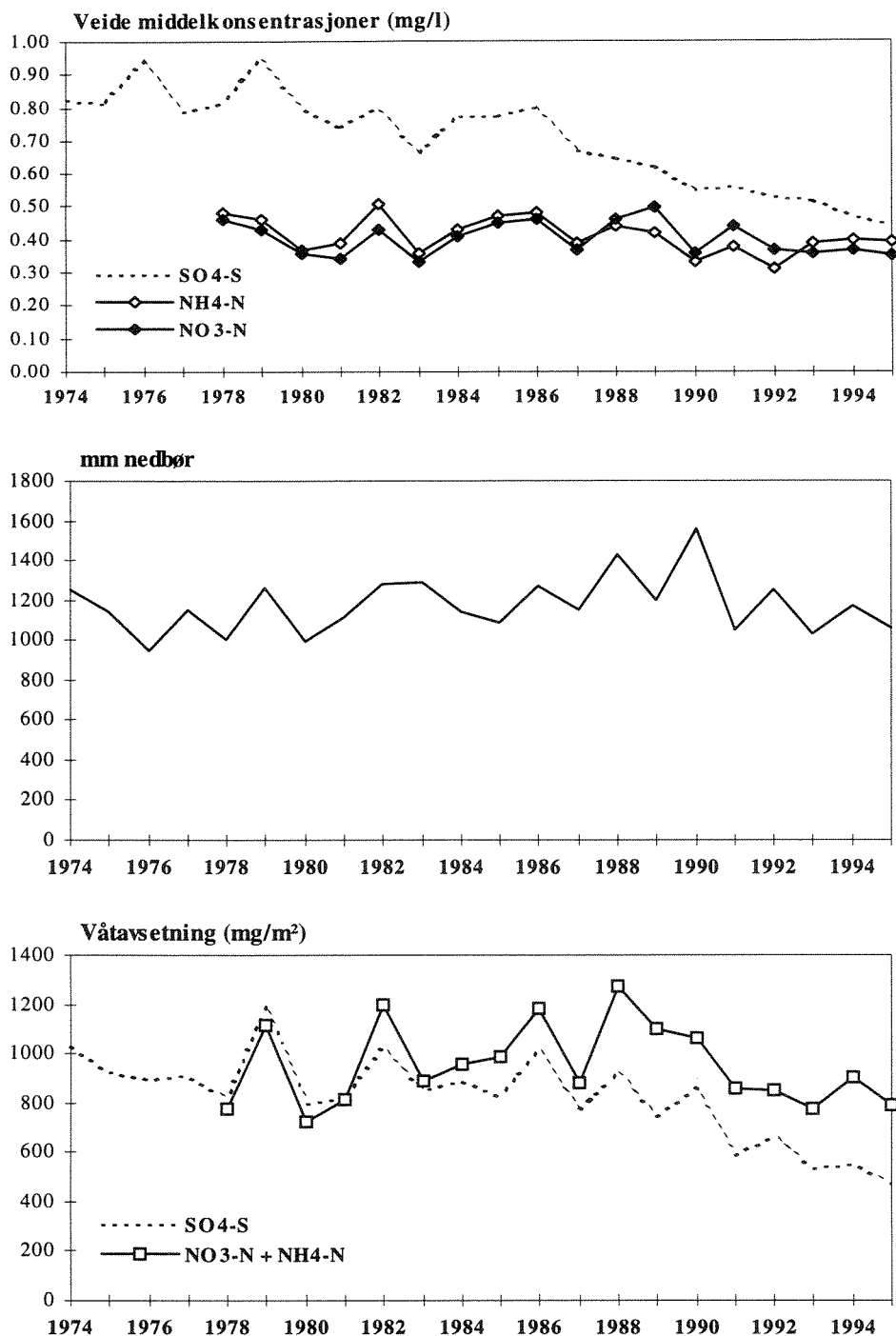
Utslipp av forurensninger til atmosfæren skjer fra en lang rekke naturlige og antropogene kilder. Forbrenning av fossilt brensel er den viktigste kilde til svoveldioksid og nitrogenoksider i Europa. I tidsrommet 1950-1970 var det en markert økning i utslippene av både svoveldioksid og nitrogenoksider. I følge data fra Det norske meteorologiske institutt (DNMI) som er samlet i forbindelse med EMEP-programmet, er utslippene av svoveldioksid i Europa redusert med over 40% fra 1980 til 1993. Utslppsreduksjonen har vært størst i de vestlige land, men også i øst er reduksjonene på over 30%. Utslippene av nitrogenoksider har i samme tidsrom endret seg lite. Ammoniumtilførselen har økt siden 1950-tallet som følge av veksten i landbruksproduksjonen og et mer intensivt husdyrhold i Europa. Fra 1975 er imidlertid økningen liten. Den årlige totaltilførselen av svovel til Norge var for perioden 1988-92 anslått til ca. 150.000 tonn S, og av nitrogen til ca. 160.000 tonn N.

2.2 Nedbørkjemi - våtavsetninger

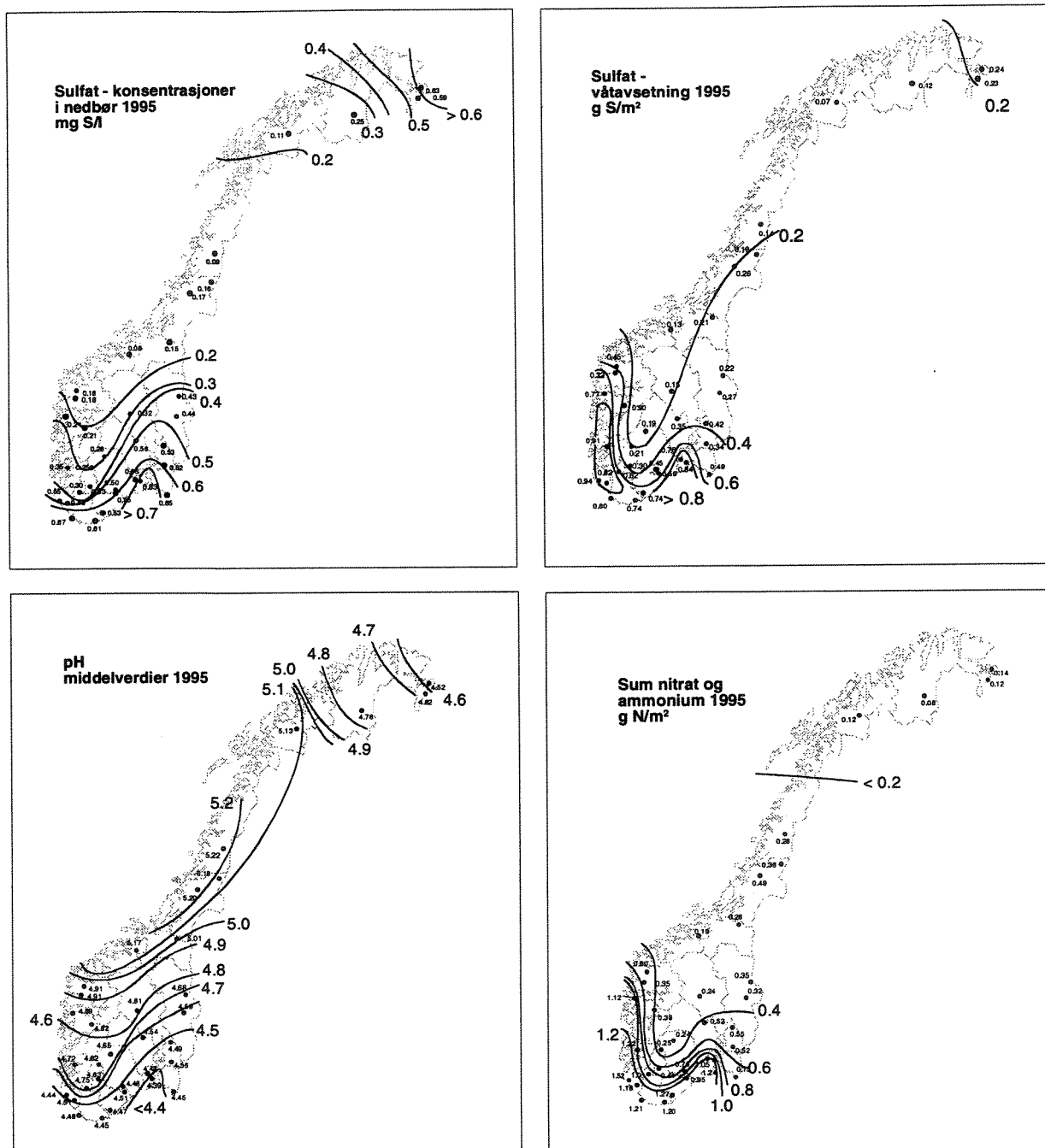
Årsmiddelkonsentrasjonene av sterk syre, svovel- og nitrogenkomponenter i nedbøren var høyest langs kysten på Sørøstlandet og Sørlandet med høyeste verdier ved Ramnes, Lista, Lardal og Prestebakke. De laveste verdier ble målt fra Møre og Romsdal og nordover til Troms med minimum på Kårvatn. Våtavsetningen av sulfat, sterk syre og nitrogen (nitrat og ammonium) var størst langs kysten fra Aust-Agder til Hordaland, med høyeste verdier ved stasjonen Egersund. Milde vintre tidlig på 1990-tallet har medført perioder med sterk vestlig vind på Vestlandet og på Sørlandet. Dette har medført episoder med høyt sjøsaltinnhold i nedbøren. Tilførslene av sjøsalter var imidlertid mindre i 1994 og 1995 enn i de foregående årene. Både i Sør- og Nord-Norge var middel-konsentrasjonene av samtlige hoved-komponenter i nedbør omtrent på samme lave nivå i 1995 som i 1994. Konsentrasjonene av sulfat i nedbør var i 1995 blant de laveste som er målt for de fleste stasjoner.

Som følge av internasjonale avtaler om reduksjoner i utslipp av svoveldioksid er konsentrasjonen av sulfat i nedbør redusert med 35-50% i Sør-Norge og 50-60% i Nord-Norge siden 1980. Årsmiddelkonsentrasjonene av nitrat og ammonium i nedbør viser ingen markert tendens siden 1980. Våtavsetningen av sulfat har avtatt siden 1980. Våtavsetningen av sulfat i Sør-Norge var i 1995 omtrent på samme nivå som i 1993 ved de fleste stasjoner og mange steder den laveste hittil grunnet lave konsentrasjoner og normale nedbørmengder. Våtavsetningen av nitrogenforbindelser var i 1995 noe lavere eller omtrent på samme nivå som i 1994.

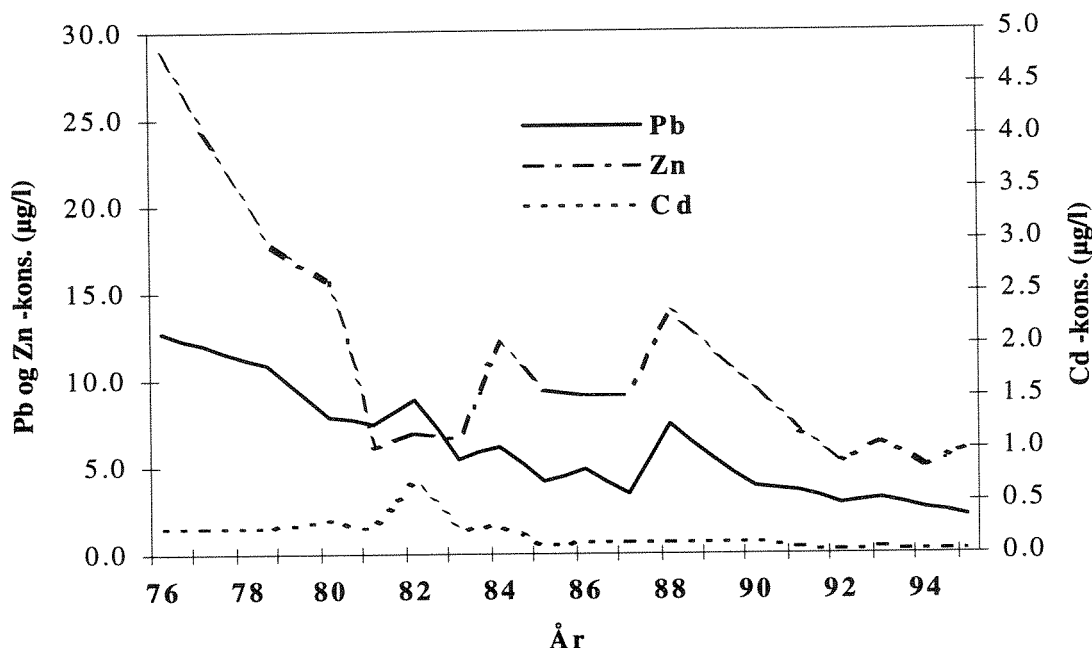
Innholdet av bly, kadmium og sink i nedbør er markert størst i Sør-Norge. Årsmiddelkonsentrasjonene har avtatt med 60 til 80% siden slutten av 1970-årene. Det ble imidlertid målt et maksimum for innholdet av bly og sink i Sør-Norge i 1988, men deretter har det vært en markert reduksjon. Det høyeste innholdet av arsen, nikkell, kopper og kobolt måles i Sør-Varanger på grunn av utslipp i Russland.



Figur 2.2.1 Veide årsmiddelkonsentrasjoner av sulfat (sjøsaltkorrigert), nitrat og ammonium, gjennomsnittlige årlige nedbørmengder og våtavsetninger av sulfat og nitrogenkomponenter 1974-1995 for 7 representative stasjoner på Sørlandet og Østlandet: Birkenes, Lista, Skreådalen, Vatnedalen, Treungen, Gulsvik og Løken.



Figur 2.2.2 Middelskonsentrasjoner i nedbør av sulfat og pH, våtavsetning av sulfat og nitrat + ammonium på norske bakgrunnsstasjoner i 1995.



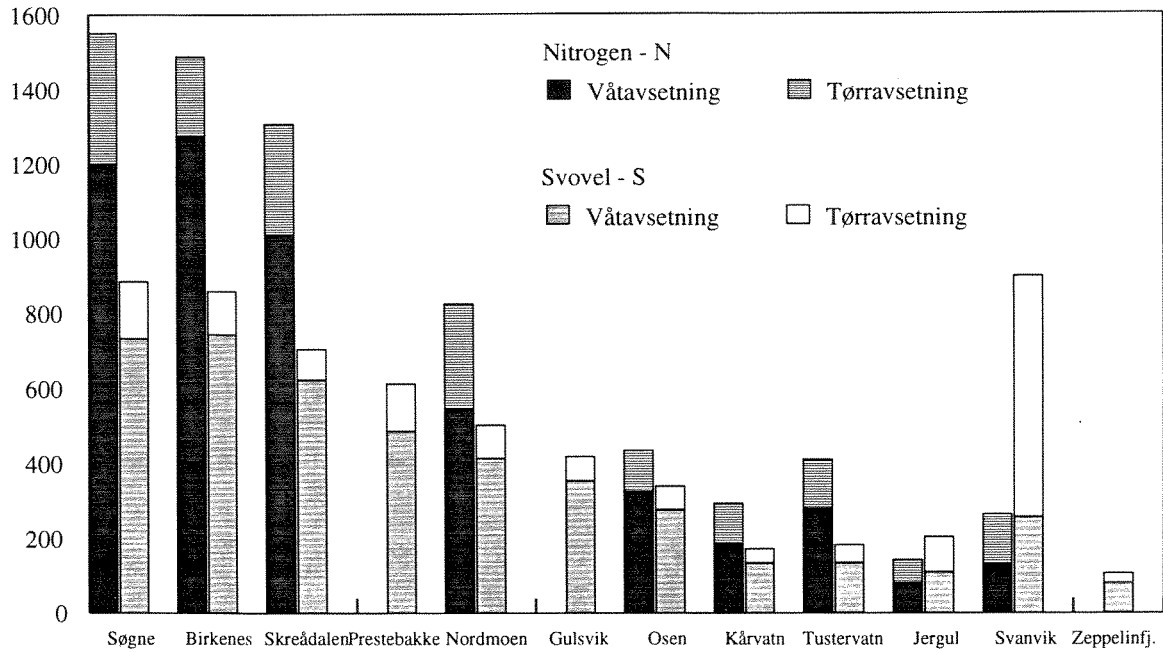
Figur 2.2.3 Middelkonsentrasjonene av bly, kadmium og sink i nedbør på Birkenes, Aust-Agder for årene 1976-1995.

2.3 Luftens innhold av forurensninger - tørravsetninger

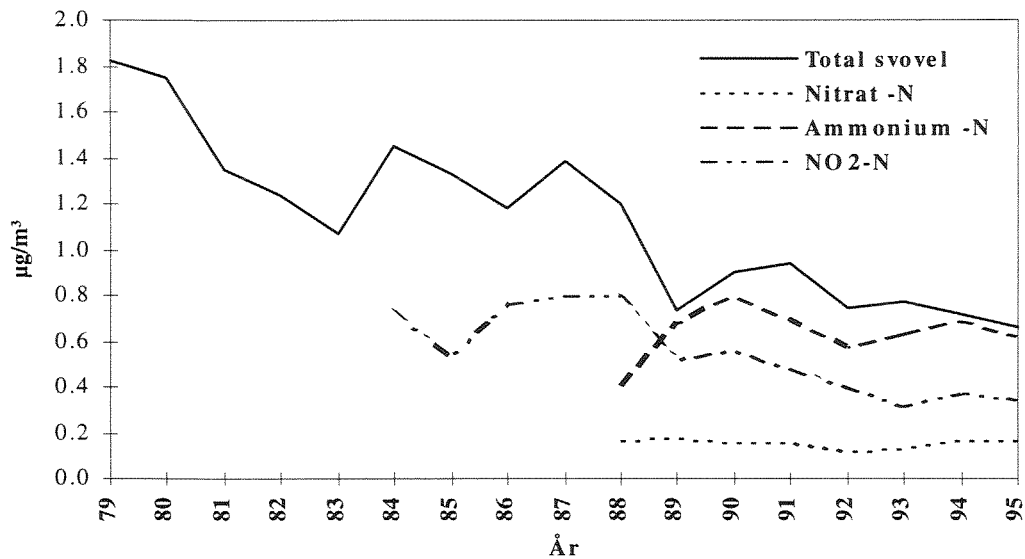
Årsmiddelkonsentrasjonene av svoveldioksid og sulfat i luft var høyest langs kysten i Sør-Norge og i Finnmark. De markert høyeste verdiene av svoveldioksid ble målt i Sør-Varanger på grunn av svovelutslippene på Kola-halvøya. Det var for de fleste målesteder i Sør-Norge en markert nedgang i konsentrasjonene av svoveldioksid og sulfat sammenlignet med 1994. Innholdet av nitrogendioksid, nitrat+salpetersyre og ammonium+ammoniakk i luft er størst i Sør-Norge. Målingene viser at på en rekke målesteder kan lokale utslipp av ammoniakk ha innvirkning. Søgne utpeker seg med høye årsverdier for alle luftkomponenter, men bidrag fra lokale kilder har betydning, og særlig for ammoniakk. Det høye innholdet av nitrogendioksid ved Nordmoen og Søgne, især midtvinters, antas også delvis å skyldes lokale kilder (biltrafikk).

Beregnet tørravsetning av svovel utgjorde i hele landet, unntatt Finnmark, 4-20% av de totale avsetningene om vinteren og 17-31% i vekstsesongen 1995. I Finnmark er tørravsetningsandelen av svovel dominerende med 61-78% av den totale avsetningen om vinteren og 42-70% i vekstsesongen. Dette skyldes høye luftkonsentrasjoner og lite nedbør. Tørravsetningen bidrar for nitrogenforbindelser relativt mer til totalavsetningen enn hva som er tilfelle for svovelforbindelser, især om sommeren.

Luftens innhold av sulfat har avtatt med 40-60% fra 1980 til 1995. For svoveldioksid har reduksjonen vært 58-85% i Sør-Norge og over 65% i Nordland og Finnmark. Ved Ny-Ålesund har konsentrasjonene av sulfat og svoveldioksid i luft avtatt med hhv. 58 og 50%. Det har ikke vært noen klar tendens i luftens innhold av nitrogendioksid, sum nitrat + salpetersyre og sum ammonium + ammoniakk siden disse målingene startet i 1984.



Figur 2.3.1 Estimert totalavsetning (sum av våt- og tørravsetning) av svovel- og nitrogenforbindelser på norske bakgrunnstasjoner i 1995.



Figur 2.3.2 Midlere årlige konsentrasjoner i luft av total svovel (SO₂+SO₄-), oksidert nitrogen (HNO₃+NO₃), redusert nitrogen (NH₃+NH₄) og NO₂ på norske EMEP-stasjoner (se figur 1).

2.4 Bakkenært ozon

Ozon og andre fotokjemiske oksidanter dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske forbindelser og nitrogenoksider under påvirkning av solstråling. Ozon er den viktigste av oksidantene og forekommer i størst mengde. Ozon har negative virkninger på helse, vegetasjon og materialer. Helsevirkningene gjelder særlig for astmatikere og andre med kroniske luft-veislidelser. Virkninger på vegetasjon gjelder særlig for nyttevekster som grønnsaker og korn. Ved langvarig eksponering er det påvist negative virkninger på skog.

Månedsmiddelverdiene av ozon varierer betydelig over året og viser oftest et maksimum i april eller mai. Konsentrasjonene overskrider ofte "kritiske belastningsgrenser" eller tålegrenser, som er utarbeidet av FN's økonomiske kommisjon for Europa (ECE). Tålegrensen på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som middelverdi over 7 timer kl. 09-16 i vekstsesongen (april-september) ble overskredet på alle målestedene untatt Svanvik, med de største overskridelsene i de sørlige delene av landet. Det var i 1995 færre "episodedøgn" (15 døgn) enn gjennomsnittlig de siste 10 åra (18,9 døgn). Med episodedøgn menes døgn med maksimal timemiddelverdi på minst $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på ett sted eller minst $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på flere steder. Høyeste timemiddelverdi var $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Birkenes, 5. mai 1995 kl. 10). Det ble målt timemiddelverdier over $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på to steder (Haukenes og Birkenes). Ingen målesteder hadde timemiddelverdier over $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er EUs grenseverdi for melding til befolkningen.

Tabell 2.4.1 Antall timer (h) og døgn (d) med timemiddelverdier av ozon større enn 100, 150 og 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1995.

Målested	Totalt antall		100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Høyeste timemiddelverdi	
	Timer	Døgn	h	d	h	d	h	d	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Dato
Prestebakke	8655	365	167	25					134	95-05-05
Jeløya	8729	365	278	46					148	95-07-31
Nordmoen	8608	360	37	10					122	95-07-14
Osen	8757	365	177	34					144	95-08-13
Langesund	8359	357	113	22					138	95-05-05
Klyve	8387	354	127	21					141	95-07-31
Haukenes	4466	191	147	25	3	1			155	95-08-22
Birkenes	7952	340	199	27	2	1			160	95-05-05
Voss	8673	363	206	22					142	95-08-22
Kårvatn	8469	361	123	22					136	95-05-25
Tustervatn	8131	345	37	8					120	95-05-03
Jergul	8739	365							98	95-04-18
Svanvik	8702	365							90	95-04-17, 95-05-20
Zeppelinfjellet	8722	365							94	95-06-01
Sum datoer		365		71		2				

3. Vannkjemisk overvåking

Virkningene av tilførsler av forurenset luft og nedbør på vannkvaliteten følges i dag gjennom rutinemessig prøvetaking i 16 elver og seks feltforskningsområder og ca. 100 av innsjøene som var inkludert i 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 (SFT, 1987). Målet for overvåkingen er å kunne registrere eventuelle endringer i forsuringsforhold i vann over tid.

Analyseresultater og informasjon om måleprogram og analysemetoder finnes i vedlegg A.

3.1 Overvåking av elver

14 elver i Sør-Norge og en elv i Nord-Trøndelag overvåkes rutinemessig for å registrere eventuelle endringer i elvenes forsuringsforhold over tid. Fra og med 1985 viser sulfatkonsentrasjonene en klar tendens til nedgang i alle overvåkingselvene. Dette er i samsvar med nedgang i sulfat i nedbøren. Sulfatendringene er i de fem siste årene kompensert med endringer i H^+ -konsentrasjonene, slik at pH har endret seg mot høyere verdier, mens konsentrasjonene av ikke-marine basekationer har holdt seg konstant. Middel-pH i Sørlandselvene de siste fem årene er de høyeste siden 1980. Nedgangen i sulfat sammen med økningen i H^+ har medført at alle elvene viser en positiv utvikling i ANC. Sørlandselvene viser en markert økning i årsmiddel av ANC. Fra 1991 og de tre siste årene er ANC-verdiene positive. Elvene på Sørvestlandet og Vestlandet og Midt-Norge er sterkt påvirket av episoder med høyt innhold av sjøsalter og ANC har variert mye i måleperioden, men også her er verdien for 1994 den høyeste som er registrert, mens verdiene for 1995 er omtrent som 1994 men litt lavere. Reaktiv Aluminium viser ingen klare tendenser i måleperioden. Sørlandselvene har de høyeste konsentrasjonene (ca. 100 μg labilt (giftig) Al/l) som under gitte forutsetninger kan være giftig for fisk, men de 5-6 siste årene har det vært en markert nedgang i labilt Al. Nitratinnholdet viser klare geografiske forskjeller og er høyest i elvene på Sørlandet og Sørvestlandet. Det er ingen klare tendenser i perioden 1980-1995. Kalkings-aktiviteter foregår i 11 av overvåkingselvenes nedbørfelt. Lygna ble totalkalket i 1992 og 1993. Etter kalkingen ble det en klar økning i pH, basekationer og ANC. Sulfat viser den samme nedgangen som de andre Sørlandselvene, mens nitrat ikke viser noen endring. Effektiviteten av kalking og utviklingen i sulfatkonsentrasjonene kan følges godt i Lygna med det pågående overvåkingsprogrammet.

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, men antallet er nå igjen redusert. Da overvåkingsprogrammet startet i 1980 ble det valgt ut 20 elver som egnede overvåkingsområder. Elvene ble valgt ut i samråd med DN på grunnlag av kjemisk vannkvalitet (lavt saltinnhold) 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 7 ble valgt på bakgrunn av data fra elveundersøkelser i 1976-77 (Henriksen og 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 1995 ble Numedalslågen (1.1), Lærdalselva (50.1) og Ørstaelva (65.1) kuttet ut slik at overvåkingsprogrammet i dag omfatter 14 elver i Sør-Norge og en i Midt-Norge. En oversikt over

elvene er vist i tabell 3.1.1. Fra 1984 er det også tatt prøver fra Eldalselva i Gaularvassdraget (57.3). Denne lokaliteten ble opprettet i forbindelse med intensivundersøkelsen i vassdraget. Med bakgrunn i denne undersøkelsen ble stasjonen i utløpet av Gaula (57.1) fra og med 1986 erstattet med stasjonen i Eldalselva fordi denne delen av Gaularvassdraget er mest forsurningsfølsom.

Øyensåa er den eneste overvåkingselva i Midt-Norge. Den er en sidegren av Årgårdselva i Nord-Trøndelag, som drenerer et område lite preget av jordbruksaktiviteter, og nedbørfeltet mottar lite sur nedbør. Den ligger nær kysten, og nedbøren er derfor sterkt påvirket av sjøsalter. Konsentrasjonene av ikke-marine basekationer (Ca + Mg)* er lave, slik at vassdraget er forsurningsfølsomt. Prøvetakingen startet i 1980, men falt ut av programmet i årene 1983-1985. Prøvetakingen ble gjenopptatt fra og med 1986.

Elver med lavere nummer enn 40 (se tabell 3.1.1) hørte også til DN's elveserie. For disse elvene foreligger det derfor data (bare pH konduktivitet og total hardhet) for mange år før 1980, og disse er lagret i en database på NIVA.

Tabell 3.1.1 Elver som inngår i det vannkjemiske overvåkingsprogrammet.

Elv nr	Lok. nr.	Navn	Nedbørfelt (km ²)	Prøvetakings-sted	Kalket	Regulert	Tidsperiode for overvåking
3	1	Gjerstadelva	419	Søndeleddammen		0	80-95
5	1	Nidelva	3985	Rykene		Sterkt	80-95
7	1	Tovdalselva	1888	Boen Bruk		0	80-95
11	1	Mandalselva	1775	Marnardal		Sterkt	80-95
13	1	Lygna	661	Lyngdal	*	0	80-95
19	1	Bjerkreimselva	693	Tengs		Lite	80-95
23	1	Dirdalselva	163	Gjesdal		Øvre del	80-95
26	1	Årdalselva	551	Årdal		Sterkt	80-95
32	9	Vikedalselva	119	Låkofossen		0	82-83, 86-95
34	1	Nausta	274	Ullaland		0	80-95
34	5	Trodøla i Naustdal					84-95
45	1	Ekso	410	Mysterøyri		Sterkt	80-95
46	1	Modalselva	384	Modalen		Sterkt	80-95
57	3	Gaula	689	Eidalen		0	86-95
77	2	Øyensåa	549	Namdalseid		0	80-82, 86-95
90	1	Aurdøla		Aurdalsfjorden		0	86-95

Alle analyseresultater for 1995, samt årlige middelerverdier for perioden 1980-1995 og figurfremstilling av middelerverdiene er presentert i vedlegg A.

I nedbørfeltet for 11 av overvåkingselvene foregår det kalkingsaktiviteter. I 1991 ble Lygna kalket, slik at effekten er klart målbar i nedre del av vassdraget. For de øvrige elvene er det bare Tovdalselva som er kalket så mye at vannkvaliteten kan påvirkes, men ingen effekt er enda registrert i dette vassdraget. For å vurdere utviklingen 1980 til 1995 har det vært hensiktsmessig å dele elvene regionalt i fem grupper (tabell 3.1.2). Elver uten full tidsserie er trukket ut av denne vurderingen. Lygna ble kalket i 1991 og er heller ikke med. Prøvetaking og analyse av vassdraget er imidlertid opprettholdt og forholdene i Lygna de siste årene diskuteres i et eget kapittel (3.1.3)

I figurene 3.1.1 til 3.1.9 er de årlige middelerverdiene for endel variable sammenliknet for de fem delene av landet: Østlandet (Aurdøla), Sørlandet, Sørvestlandet og Vestlandet og Midt-Norge (Øyensåa). Det

er derfor hensiktsmessig å diskutere utviklingen av kjemien i perioden 1980 - 1995 for de fem gruppene av elver samtidig. I vedlegg A er årlig middelerverdier for endel variable fremstilt grafisk for alle 16 stasjonene.

Tabell 3.1.2 Inndeling av elver i regioner for vurdering av utvikling over tid.

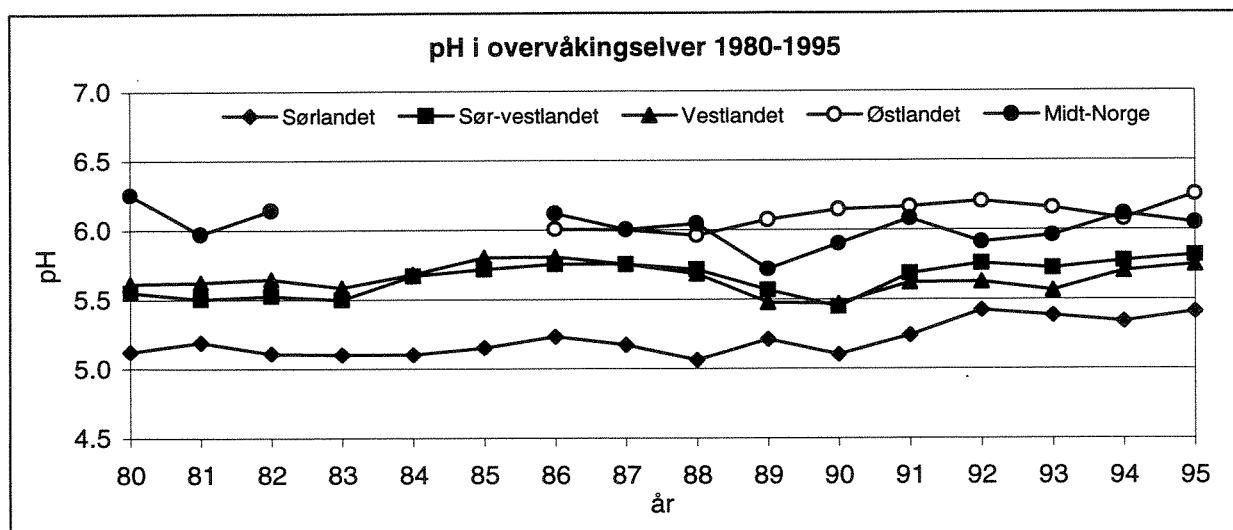
		Navn	Tidsperiode for overvåking
Sørlandseiver	3	1 Gjerstadelva	80-95
	5	1 Nidelva	80-95
	7	1 Tovdalselva	80-95
	11	1 Mandalselva	80-95
Kalket	13	1 Lygna	80-95
Sørvestlandet	19	1 Bjerkreimselva	80-95
	23	1 Dirdalselva	80-95
	26	1 Årdalselva	80-95
Ufullst. dataserie	32	9 Vikedalselva	82-83, 86-95
Ufullst. dataserie	34	5 Trodøla	84-95
Vestlandet	34	1 Nausta	80-95
	45	1 Ekso	80-95
	46	1 Moelva	80-95
Ufullst. dataserie	57	3 Gaula	86-95
Midt-Norge	77	2 Øyensåa	80-82, 86-95
Østlandet	90	1 Aurdøla	86-95

pH

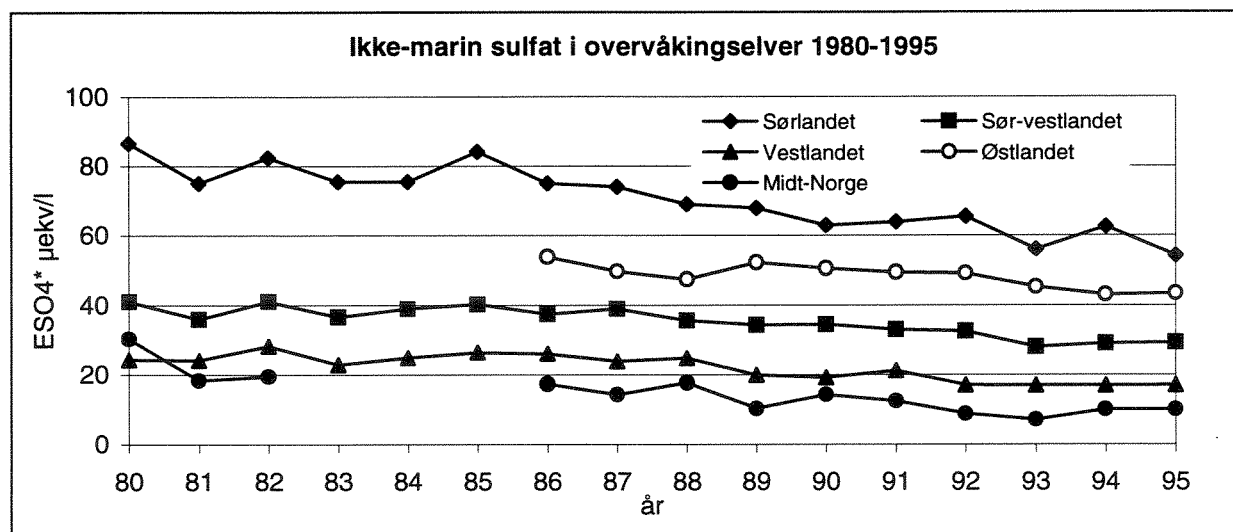
I Sørlandseivene har pH holdt seg meget stabil fram til 1990, men middelerverdiene for pH de 5 siste årene er de høyeste som er registrert siden 1980. Spesielt er pH høy i 1992, ca. 0.3 enheter høyere enn i 1990. For elvene på Sør-Vestlandet varierer middel-pH mer fra år til år. Den laveste middel-pH ble registrert i 1990 på grunn av nedbørepisoder med mye sjøsalter (se SFT 1991), men også her viser de fem siste årene et høyere pH-nivå. Den samme pH-utviklingen viser også Vikedalselva (A.2.3). Vestlandseivene viser også et relativt stabilt pH-nivå, bortsett fra 1989 og 1990, da disse elvene også var sterkt påvirket av sjøsaltepisoder. pH i Aurdøla har variert lite siden målingene startet i 1986, men verdien for 1995 er den høyeste som er registrert. pH for Øyensåa i Nord-Trøndelag ("Midt-Norge") varierer omkring 6 det meste av perioden, men i 1989 var middel-pH nede i 5.75. Dette året var preget av nedbørepisoder med mye sjøsalter (SFT, 1991), og vinteren 1989 gikk pH ned til den laveste verdi (5.24) som er målt siden overvåkingen startet. Denne nedgangen falt sammen i tid med en dramatisk økning i konsentrasjonen av klorid i elva.

Sulfat

Sulfatkonsentrasjonene i elvene viser klare geografiske forskjeller, med de høyeste konsentrasjonene i sør og de laveste i nord. Elvene i alle områder av landet viser i store trekk den samme utviklingen m.h.t. sulfat; Fra midten av 80-tallet har det vært en jevn nedgang i sulfat som er mest tydelig i Sørlandseivene og minst markert i Vestlandseivene. Dette reflekterer den generelle nedgangen i konsentrasjonene av sulfat i nedbøren i Sør-Norge, men det er noe overraskende å se denne tendensen også i Øyensåa i Midt-Norge. Det kan se ut til at nedgangen i sulfat har avtatt eller stabilisert seg de 3 siste årene (fra 1993).



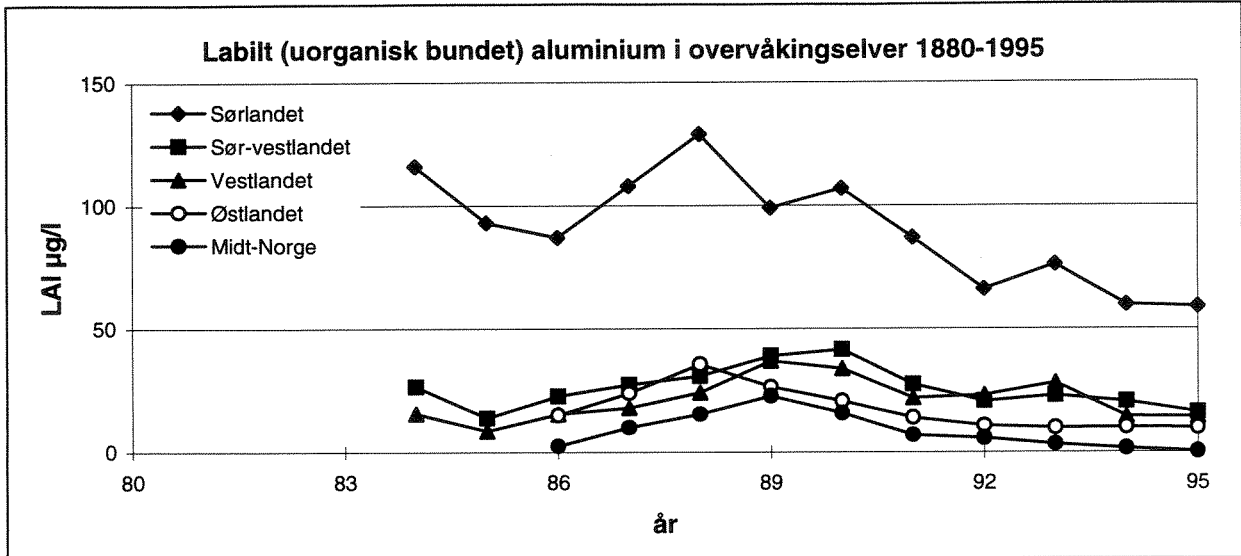
Figur 3.1.1. Variasjoner i årsmidler for pH i overvåkingselver 1980-1995.



Figur 3.1.2. Variasjoner i årsmidler for ikke-marin sulfat i overvåkingselver i perioden 1980-1995.

Aluminium

Sørlandselvene har klart høyere nivå av reaktivt aluminium enn elvene i andre områder av landet. Her ligger labilt aluminium (den giftige formen for aluminium) på omkring 100 µgAl/l, et nivå som under gitte forutsetninger kan være dødelig for fisk. Årsmidlene for reaktivt aluminium ligger på et lavere nivå i perioden 1989 til 1995 enn tidligere. Konsentrasjonene av reaktivt aluminium i Vestlands- og Sør-vestlandselvene varierer noe fra år til år, men nivåene er lave. Det samme gjelder for Øyensåa i Midt-Norge og Aurdøla på Østlandet. For labilt aluminium (uorganisk bundet Al), har det skjedd en kraftig nedgang de siste årene. Sørlandselvene viste en gjennomsnittlig verdi på 125 µg/l i 1988 mens verdien for 1995 er 55 µg/l. Alle de andre regionene viser også klar nedgang i perioden 1988-1995, om enn ikke så markert som i Sørlandselvene.



Figur 3.1.3. Variasjoner i årsmidler for reaktivt aluminium i overvåkingselver i perioden 1980-1995.

Natrium og Klorid - Effekt av sjøsaltepisoder

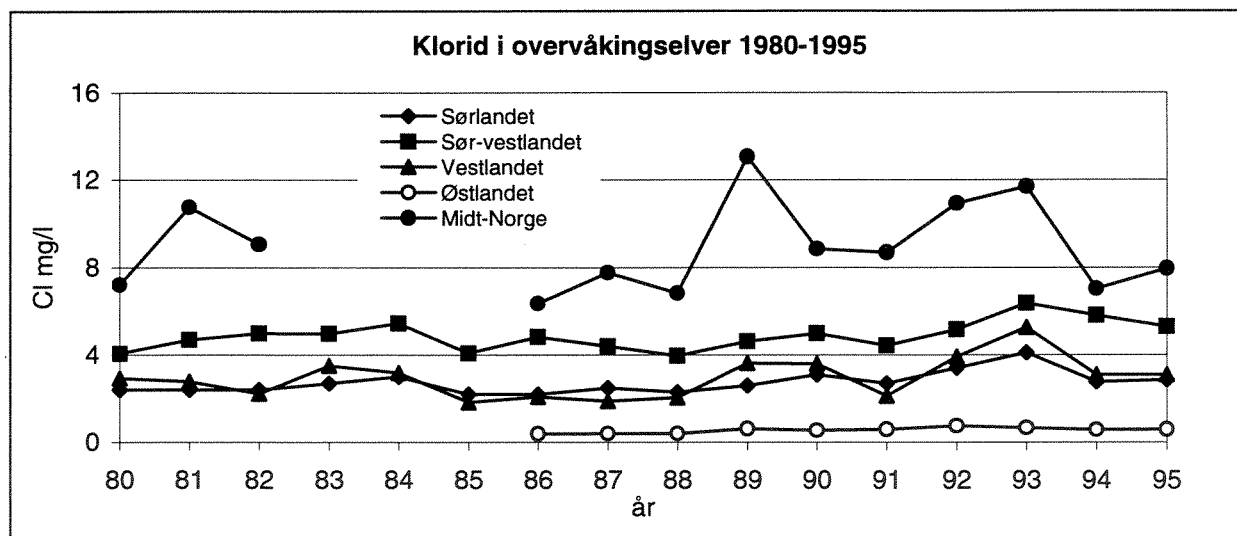
Elvene på Sørvestlandet og Øyensåa i Midt-Norge som ligger nær kysten er mest utsatt for sjøsaltepisoder og har følgelig de høyeste konsentrasjonene av klorid. Elvene på Sørlandet og Vestlandet er imidlertid også påvirket av sjøsaltepisoder. Nivåene av klorid og ikke-marin natrium varierer noe fra år til år, avhengig av sjøsaltinnholdet i nedbøren.

Elvene på Sørvestlandet viser en økning i kloridnivået fra 1989 til 1993 som en følge av sjøsaltepisodene i denne perioden. Alle regioner viser en markert nedgang i klorid fra 1993-1994, og følgelig oppgang i ikke-marin natrium. Verdiene for 1995 er omtrent den samme som for 1994. For Øyensåa som er sterkt påvirket av sjøsalter, er variasjonene i klorid og ikke-marin natrium størst, og verdiene for 1994 for ikke-marin natrium er de høyeste som er registrert siden 1980. Årsaken til den spesielle verdiene for Øyensåa ligger i at klorid deposisjonen de siste årene har vært svært høy, mens den i 1995 var mer normal. Når vi beregner den ikke-marine delen av natrium, antar vi at klorid er et mobilt ion som ikke fester seg i nedbørfeltet, men fraktes tvers igjennom (se vedlegg A). Det viser seg imidlertid at under de store sjøsaltepisodene blir så store mengder klorid tilført nedbørfeltet at en god del blir midlertidig lagret. Dette kloridet blir gradvis fraktet ut av nedbørfeltet i lange tider etter, slik at kloridkonsentrasjonene holder seg høye lenge etter sjøsaltepisoden. På feltforskningsstasjonen Birkenes er dette spesielt tydelig (kap. 2.3.1). Når man så korrigerer for sjøsalter i avrenningen vil kloridverdien man bruker til beregningen bli for høy, og følgelig vil ikke-marin natrium også bli "for høy".

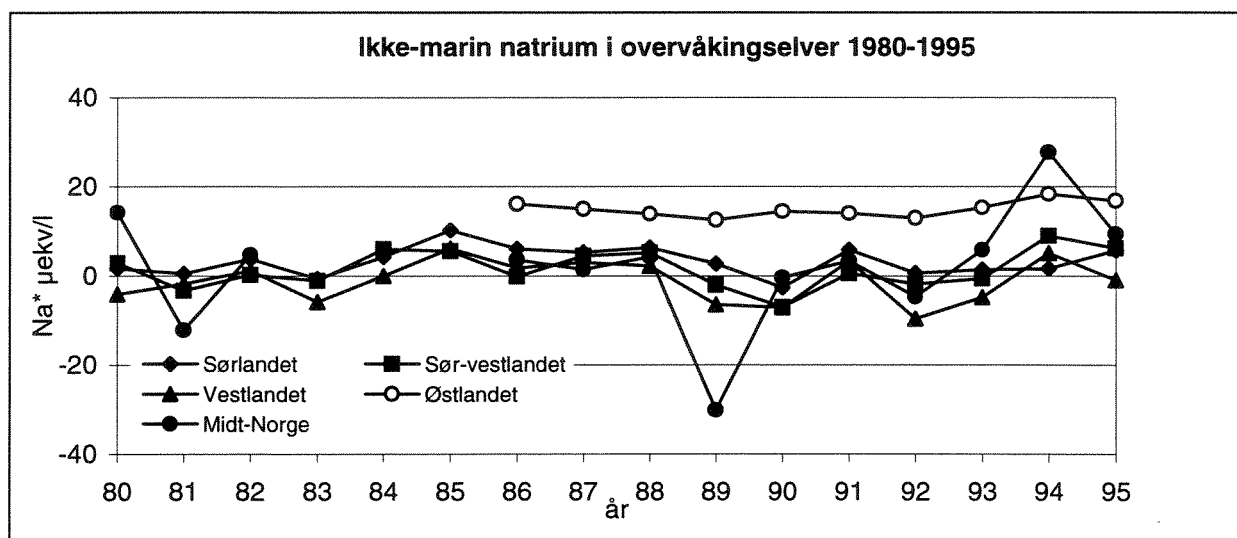
Under episoder med spesielt høye konsentrasjoner av sjøsalter i nedbøren vil endel av natrium-ionene bli byttet ut med H^+ -ioner og aluminium i jorda og forsure avrenningsvannet. Vannmassene vil imidlertid normalisere seg etter en tid når episoden er over. Slike sjøsaltepisoder har alltid opptrådt og vil alltid opptre i områder nær kysten. Normalt vil ionebytteprosessene ikke medføre langvarig forsurening, men kortvarige forsureningsepisoder kan inntreffe. Uten tilførsler av sur nedbør vil normalt ikke episodene medføre kritiske forhold for fisk, hvis ikke sjøsaltkonsentrasjonene er ekstremt høye. Hva kritisk sjøsaltbelastning er, vil være sterkt avhengig av basekationkonsentrasjonen i den aktuelle vannmasse. I områder som mottar sur nedbør vil alkaliteten være redusert eller fjernet. Her vil sjøsaltepisoder kunne gjøre vannet surere og gi negative effekter på fisk. Sjøsaltepisodene har derfor størst effekt i områder som allerede mottar sur nedbør.

Store deler av Vestlandet ble utsatt for sjøsaltepisoder i forbindelse med kraftige vinterstormer i 1990, 1992 og 1993. I forbindelse med sjøsaltepisodene i 1993 ble det registrert fiskedød i en rekke vassdrag (Hindar et al. 1993). De kraftige stormene i januar i 1993 nådde ikke opp til Øyensåa, selv om middelkonsentrasjonen av klorid var meget høy. Forholdene har sannsynligvis ikke vært kritiske for fisk (aluminium-konsentrasjonene holdt seg lave), men hadde Øyensåa mottatt moderate mengder sur nedbør, kunne slike kraftige sjøsaltepisoder lett gi en vannkvalitet som er kritisk for fisk.

Den forsurende sjøsalt-effekten som skyldes milde vintre og mye sjøsalter i nedbøren har nå forekommet hyppigere de siste årene enn tidligere (1989, 1990, 1992, 1993). Slike episoder inntraff også i 1983. Om milde vintre og episodisk mye sjøsalter er en ny utvikling eller bare tilfeldige variasjoner vil den videre overvåking vise. Imidlertid vil klimaendringer som medfører høyere årstemperaturer, mere ustabile værforhold med mer vind og nedbør kunne forsterke disse effektene og gi flere og sterkere sure episoder i kystnære områder.



Figur 3.1.4. Variasjoner i årsmidler for klorid i overvåkingselver i perioden 1980-1995.



Figur 3.1.5. Variasjoner i årsmidler for ikke-marin natrium i overvåkingselvene i perioden 1980-1995. Negative verdier indikerer år med sterke sjøsaltepisoder som virker forsurende.

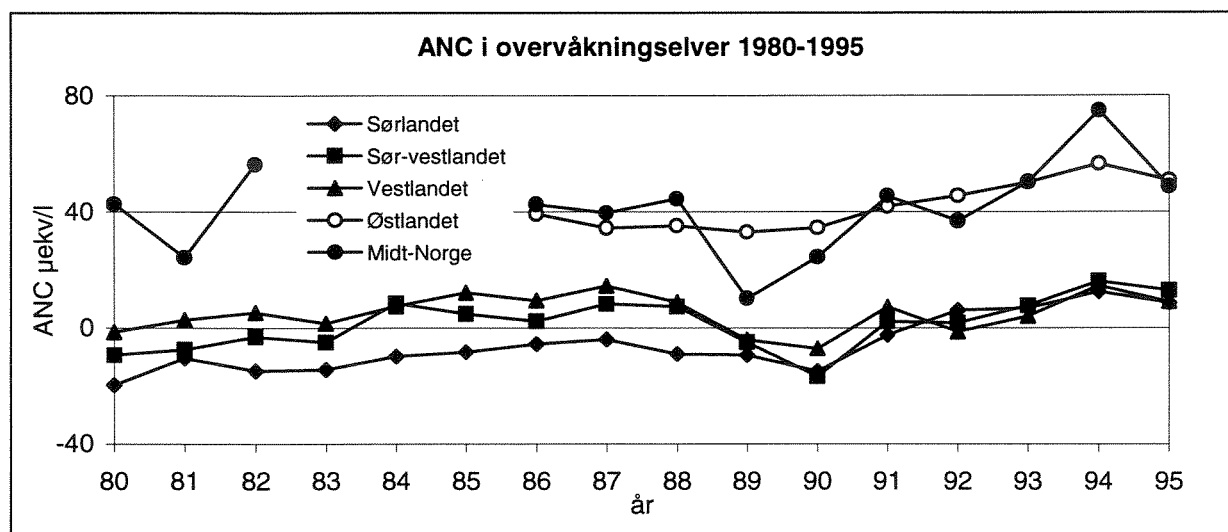
ANC (Syrenøytraliserende kapasitet) og ikke marine basekationer (Ca + Mg)

ANC er definert som differansen mellom summen av basekationer og summen av sterke syrers anioner og gir et uttrykk for nedbørfeltets motstand mot forsuring. Høye ANC verdier uttrykker god vannkvalitet, mens lave og negative verdier uttrykker forsuret og dårlig vannkvalitet.

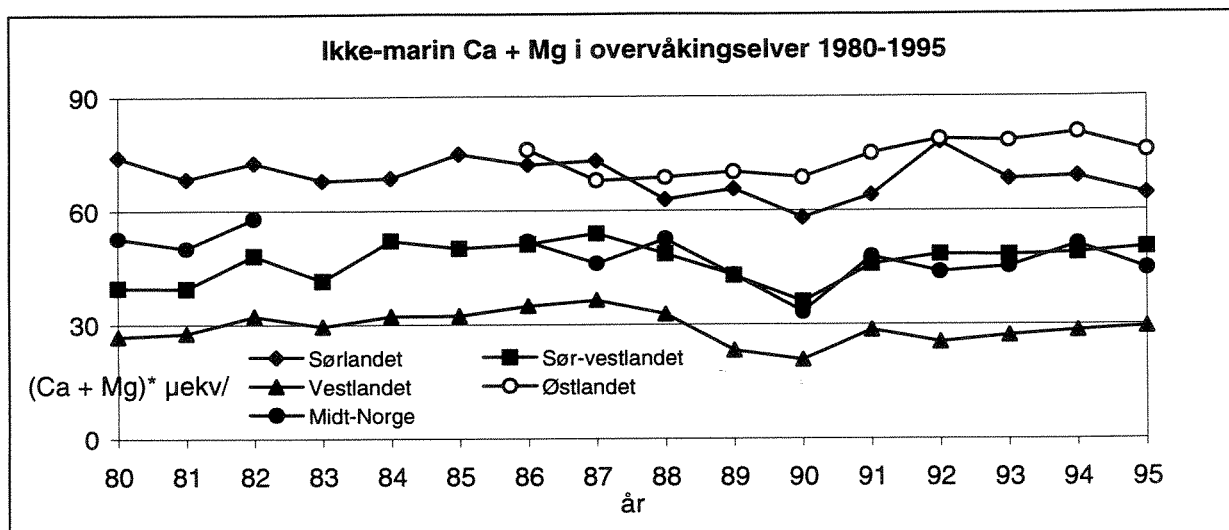
Utviklingen mot lavere sulfatkonsentrasjoner i elvene er i samsvar med utviklingen i nedbøren (se kapittel 2), som viser klare tendenser til nedgang i sulfatkonsentrasjonene siden 1985. Ikke-marine basekationer viser stabile verdier i elvene i alle regioner og viser ingen endring fra 1980-1995. Når basekation-konsentrasjonene holder seg konstant, samtidig som sulfat avtar, blir det en økning i ANC.

ANC i Aurdøla på Østlandet er høy og viser en tendens til økning fra 1988 med den høyeste verdi i 1994. ANC i Sørlandselvne var spesielt lav i 1989 og 1990 p.g.a. sjøsaltepisoder. Siden 1990 har ANC steget sterkt og de tre siste årene viser årsmidlet av ANC for Sørlandselvne positive verdier og verdien for 1994 er den høyeste som er registrert til nå, mens det har vært en liten nedgang til 1995. For elvene på Sørvestlandet og Vestlandet og Midt-Norge er bildet noe annerledes. Disse områdene er sterkest påvirket av episoder med høyt innhold av sjøsalter og ANC har variert mye i måleperioden, men også her har det vært en stabil oppgang siden 1990.

De lave verdiene i ikke-marine basekationer og ANC i 1989-1991 er i samme tidsrom som det var mye sjøsaltepisoder. Dette viser hvordan vannkvaliteten påvirkes negativt av naturlige årsaker.



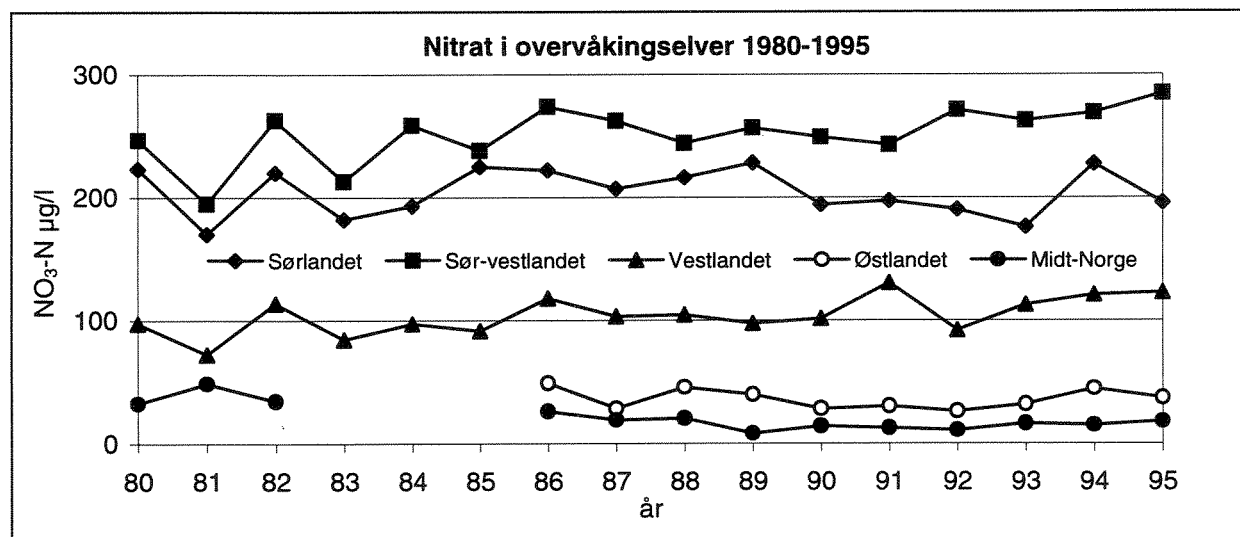
Figur 3.1.6. Variasjoner i årsmidler for ANC i overvåkingselver i perioden 1980-1995.



Figur 3.1.7. Variasjoner i årsmidler for ikke-marine basekationer i overvåkingselver i perioden 1980-1995.

Nitrat

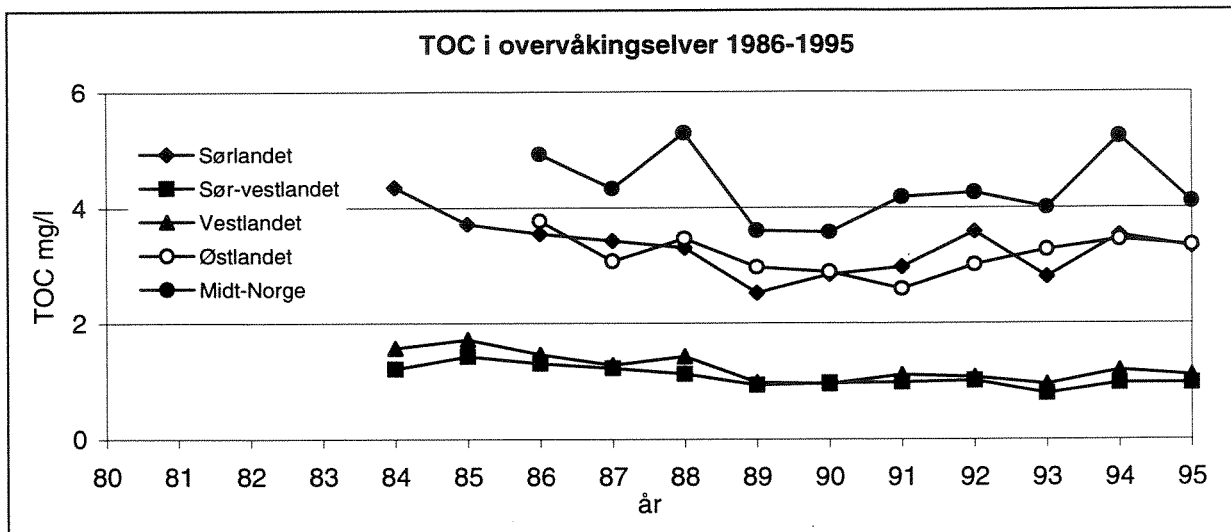
Elvene viser klare geografiske forskjeller i nitratnivå, med de høyeste nivåene på Sørvestlandet og Sørlandet der N-deposisjonen er høyest og de laveste i Midt-Norge der N-deposisjonen er lavest. Det er ingen klare endringer mot høyere eller lavere nivåer av nitrat over tid i noen deler av landet, imidlertid viser elvene på Sør-Vestlandet i 1995 de høyeste verdiene for nitrat som er registrert i mileperioden, og det kan de ut til å være en svak økning i nitrat i denne delen av landet.



Figur 3.1.8. Variasjoner i årsmidler for nitrat i overvåkingselver i perioden 1980-1995.

Totalt organisk karbon (TOC)

Innholdet av totalt organisk karbon er blitt analysert fra og med 1984. Sørlandselvene har de høyeste konsentrasjonene av organisk karbon, mens Sør-Vestlandet og Vestlandselvene viser de laveste konsentrasjonene. TOC varierer noe fra år til år, men det er ingen klare trender i elvene.



Figur 3.1.9. Variasjoner i årsmidler for organisk karbon TOC i overvåkingselver i perioden 1980-1994.

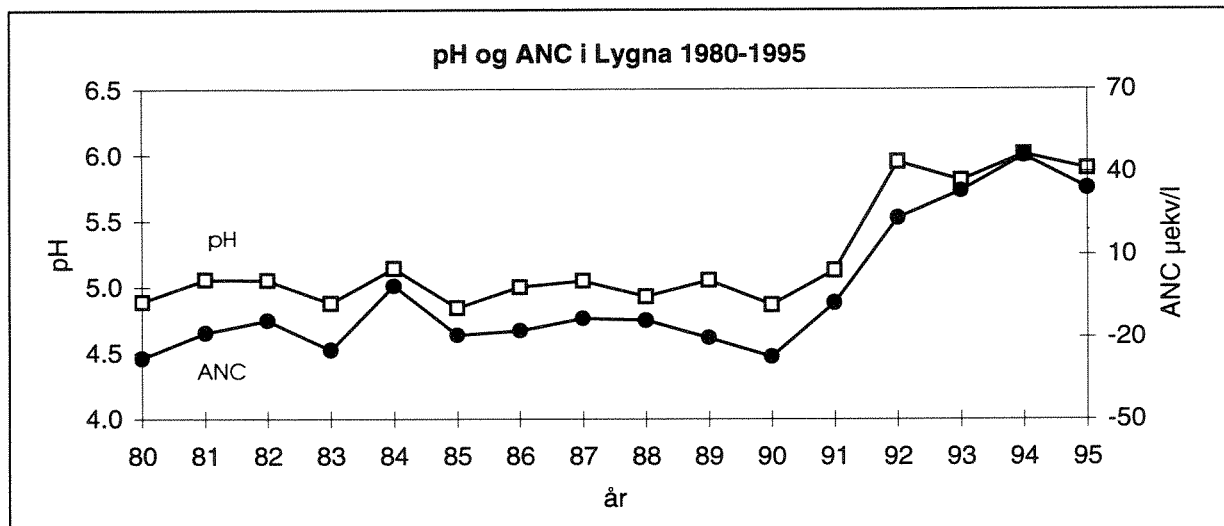
3.1.1 Overvåking av elver som blir kalket

Lygna ble totalkalket i 1992 og 1993. Etter kalkingen ble det en klar økning i pH, basekationer og ANC. Sulfat viser den samme nedgangen som de andre Sørlandselvene, mens nitrat ikke viser noen endring. Sulfat og nitrat synes ikke å være påvirket av kalkingen. Labilt (giftig) aluminium viser en markert nedgang fra 1990 til 1992 men nivået var høyere igjen i 1993, men har i 1995 igjen gått ned. Årsaken til de høye verdiene i 1993 skyldes sjøsaltepisoder vinteren 1993, med svært lav pH og høy aluminium i januar og februar. Også ANC viser fall til negative verdier under disse episodene. Effektiviteten av kalking og utviklingen i sulfatkonsentrasjonene kan følges godt i Lygna med det pågående overvåkingsprogrammet.

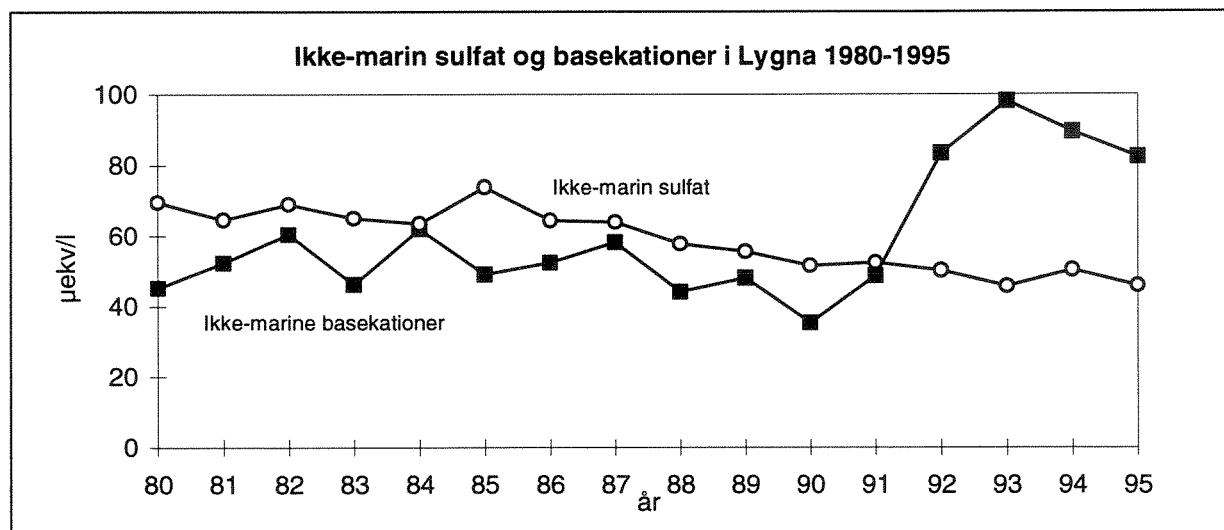
Lygna har vært med i overvåkingen siden 1980. Vitenskapelig konsulent E. Snekvik startet prøvetaking i vassdraget allerede i 1966. Inspirert av det gode kalkingsresultatet i nabovassdraget Audna ble det utarbeidet en kalkingsplan for Lygnavassdraget, og første kalkingstiltak ble satt inn i 1991 ved fullkalking av hovedinnsjøen Lygnevatn. Det ble tatt sikte på å gjenta kalkingen av Lygnevatn og kalkdosering i innløpet. Lygnevatn ble rekalket i 1992-1993, og i juli 1993 ble en kalkdoserer satt i drift i innløpet til Rossevatn, omlag åtte km oppstrøms Lygnevatn.

Rutineprøvetakingen har fortsatt på samme sted (Vegge) i vassdraget uavhengig av det pågående oppfølgingsprogrammet for effektene av kalkingen. Dette gir et grunnlag for å vurdere den totale effekten av kalkingen i hele vassdraget i forhold til den generelle utviklingen i vassdraget. Figurene 3.1.10-3.1.12 viser endringer i årlige middelverdier for en rekke komponenter i Lygna (Vegge).

pH viser som ventet en klar økning i årsmiddelverdier etter at kalkingen startet i 1991. Dette reflekteres i klare økninger i innholdet av basekationer og ANC i de fire siste årene. Sulfatkonsentrasjonene synes ikke å være influert av kalkingen, tendensen er her den samme som for de øvrige overvåkingselvene på Sørlandet. Nitratnivåene synes foreløpig heller ikke å være påvirket av kalkingen.

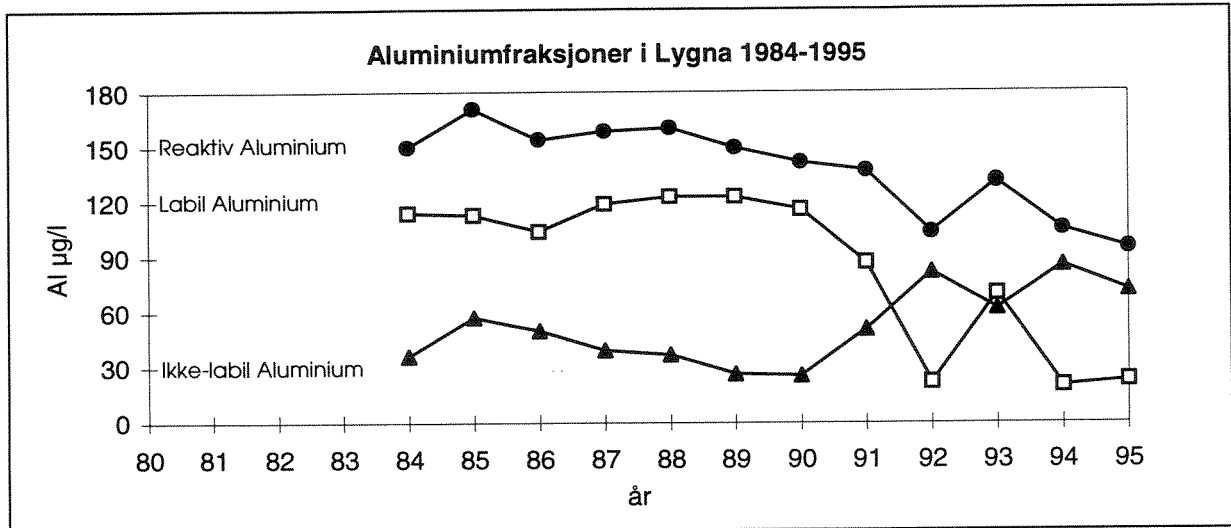


Figur 3.1.10 Årlige middelerverdier for pH og ANC i Lygna for perioden 1980-1995.



Figur 3.1.11 Årlige middelerverdier for ikke-marine basekationer (BC*), ikke-marin sulfat (SO₄*) og ANC (Syrenøytraliserende kapasitet) i perioden 1990-1995.

Konsentrasjonen av ikke reaktiv Al har gått ned siden 1990. Den mest markerte endringen finner vi imidlertid ved endringen av forholdet mellom labilt og ikke labilt aluminium. Labilt aluminium avtar kraftig, mens ikke-labilt aluminium øker tilsvarende. Labilt aluminium (den Al-form som antas giftig for fisk) viser en markert nedgang fra 1990 til 1992, men nivået ble høyere igjen i 1993, men har igjen gått ned i 1994 og 1995.



Figur 3.1.12 Årlige middelerverdier for aluminiumfraksjoner i Lygna.

I januar 1993 ble det registrert omfattende fiskedød i en rekke vann og vassdrag i Sør-Norge. Årsaken til fiskedøden var en periode i januar 1993 med meget sterk vind (stormer), høy temperatur for årstiden og store nedbørmengder med et ekstremt høyt innhold av sjøsalter (Hindar et al. 1993). Nedgangen i pH og økningen i konsentrasjonene av labilt Al skyldes den såkalte sjøsalteffekten; natrium fra nedbøren ble holdt tilbake ved ionebytteprosesser i jorda og ble hovedsakelig erstattet med hydrogenioner og aluminium.

Klorid-konsentrasjonene økte sterkt i januar og februar, mens den såkalte ikke-marine natrium (Na^*) viser en klar nedgang til negative verdier i januar-april, noe som nevnt ovenfor skyldes ionebytterprosesser. Også ANC viser et markert fall til negative verdier under denne perioden. Under de vannkjemiske forhold som rådet i vinter og vårperioden i 1993 i Lygna var konsentrasjonene av den giftige formen for aluminium (labilt Al) så høye at vannkvaliteten var svært giftig for fisk. Det ble da også registrert betydelige mengder død fisk i vassdraget (Hindar et al. 1993). Den kalkingen som til da var utført i vassdraget var åpenbart ikke tilstrekkelig til å nøytralisere tilførselene av de sure og giftige stoffene som sjøsaltepisodene forårsaket. Kalkdosereren i innløpet til Lygna var ikke installert under disse sjøsaltepisodene, og det er usikkert om den vil ta vare på vannkvaliteten i innløpselva om en slik ekstrem sjøsaltepisode igjen skulle inntreffe.

Overvåkingen av Lygna viser at både effektiviteten av kalking og utviklingen i sulfatkonsentrasjonene kan følges ved det pågående overvåkingsprogram.

3.2 Overvåking av innsjøer - "100-Sjøers undersøkelsen"

Med bakgrunn i "1000-sjøers undersøkelsen 1986" er vel 100 innsjøer fulgt opp med årlig prøvetaking for å dokumentere eventuelle effekter av endringer i tilførsler av langtransporterte luftforurensninger. I 1995 var det 71 innsjøer som hadde sammenliknbare data for alle år fra 1986. Tiltross for store variasjoner i årlige nedbørmengder og i nedbørmønster viser dataene fra de årlige prøvetakingene generelt god overensstemmelse med dataene fra 1986. 100-sjøers dataene bekrefter det regionale bildet og konsentrasjonsnivåene i innsjøene. Alle sjøene under ett viser nedgang i sulfat og en økning i ANC og pH i perioden 1986-1995. Den regional oppdeling av sjøene bekrefter dette bildet, og viser også at denne tendensen er mest markert på Østlandet, men også helt tydelig på Sørlandet og Vest- og Nord-Norge. ANC-verdiene, som reflekterer forurensningsstanden, viser klart høyere verdier fra 1992-1995 enn i noe annet år siden 1986 i alle deler av landet. 12 sjøer på Sørlandet med data fra 1974-75 viser en fordobling av nitrat fra 1974-75 til 1986 og det høye nivået har holdt seg på Sørlandet i perioden 1986-1995. Disse 12 sjøene viser også en klar nedgang i sulfat og økning i pH.

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. Etterhvert har en del av sjøene blitt byttet ut med nye, først og fremst fordi de er blitt kalket. Tabell 3.2.1 viser totalt antall sjøer som er blitt prøvetatt hvert år, og hvor mange av disse som har full dataserie. Vi hadde i 1995 78 innsjøer som gir grunnlag for sammenligning av utviklingen i kjemisk sammensetning av innsjøene fra år til år.

Tabell 3.2.1 Antall analyserte "100-sjøer" fra 1986-1995.

	86	87	88	89	90	91	92	93	95	95
Antall vann med full serie		111	99	88	82	78	78	78	78	78
Totalt antall vann	1010	111	113	115	119	119	103	107	103	1500

I tabell 3.2.2 er alle innsjøene som inngår i overvåkingen presentert med status for når de kom inn i overvåkingsprogrammet. Sjøene er fordelt på 5 geografiske regioner; Østlandet (fylkene fra 100 til og med 799), Sørlandet (fylkene fra 800 til og med 1099), Vestlandet (fylkene fra 1100 til 1499), Midt-Norge (1500-1799) og Nord-Norge (1200-2030). For 1995 er antall innsjøer med full dataserie for de tre landsdelene henholdsvis 18, 22, 14, 8 og 16. For 12 av innsjøene på Sørlandet er det data tilbake til 1974. Alle analyseresultater for 1995 og årlige middelveidier for disse gruppene av innsjøer for perioden 1986-1995 er presentert i vedlegg A. Den videre diskusjonen er som tidligere basert på den ovenstående regionale oppdelingen av innsjøene.

Hundre sjøer 1995

Kommune		KOMM	VANN	NAVN	AREAL	AREAL	Data	Full	Inngår i
		Nr.	Nr.		vann km ²	Nedbørfelt km ²	fra	serie	"12- sjøer"
Halden	Østfold	101	605	HOLVATN	1.15	9.35	1986	*	
Sarpsborg	Østfold	105	501	ISEBAKKTJERN	0.30	6.60	1986	*	
Aremark	Østfold	118	502	BREITJERN	0.30	4.00	1974	Høst	
Våler	Østfold	137	501	RAVNSJØEN	0.30	2.85	1974	Høst	
Aurskog-Høland	Akershus	221	605	ST.LYSEREN	0.51	3.37	1986	*	
Aurskog-Høland	Akershus	221	607	HOLVATN	0.42	4.95	1986	*	
Oslo	Oslo	301	605	LANGVATN	0.56	3.57	1986	*	
Kongsvinger	Hedemark	402	604	STORBØRJA	1.15	29.20	1986	*	
Nord-Odal	Hedemark	418	601	NØKLEVATN	1.72	17.80	1986	*	
Nord-Odal	Hedemark	418	603	SKURVSJØEN	0.43	20.70	1986	*	
Grue	Hedemark	423	601	MEITSJØEN	1.02	20.35	1986	*	
Åmotd	Hedemark	429	601	HOLMSJØEN	1.15	5.90	1986	*	
Lesja	Oppland	512	601	SVARTDALSVTN	0.60	49.90	1986	*	
Kongsberg	Buskerud	604	608	Ø.JERPETJERN	0.11	1.85	1986	*	
Flå	Buskerud	615	604	LANGTJERN	0.20	4.75	1986	*	
Hol	Buskerud	620	502	ST.KRÆKKJA	4.00	48.50	1974	Høst	*
Modum	Buskerud	623	603	BREIDLIVATN	0.30	1.54	1986	*	
Flesberg	Buskerud	631	607	SKAKKTJERN	0.08	4.60	1986	*	
Sande	Vestfold	713	601	ST.ØYVATN	0.33	5.53	1990		
Notodden	Telemark	807	601	HARVEDALSVTN	0.45	1.85	1986	*	
Nome	Telemark	819	501	NED.FUROVATN	0.10	5.50	1974	Høst	*
Sauherad	Telemark	822	501	TVEITVATN	0.43	3.25	1988		
Hjartdal	Telemark	827	601	HEDDERSVATN	1.83	11.65	1986	*	
Nissedal	Telemark	830	11	DYRVATN	1.41	5.03	1990		
Nissedal	Telemark	830	24	BREILIVATN	1.18	7.20	1975	Høst	
Fyresdal	Telemark	831	501	BRÅRVATN	1.25	4.00	1990		
Tokke	Telemark	833	603	SKUREVATN	1.08	7.75	1986	*	
Vinje	Telemark	834	614	STAVSVATN	0.40	2.43	1986	*	
Tvedestrand	Vest-Agder	914	501	SANDVATN	0.32	2.75	1974	Høst	*
Froland	Vest-Agder	919	606	HUNDEVATN	0.32	2.30	1986	*	
Lillesand	Vest-Agder	926	601	FUREKJERRTJN	0.06	1.35	1986	*	
Åmli	Vest-Agder	929	605	MÅVATN	3.40	8.40	1986	*	
Iveland	Vest-Agder	935	7	GRUNNEVATN	0.23	3.34	1975	Høst	
Bygland	Vest-Agder	938	66	GRIMSDVATN	0.35	1.73	1975	Høst	
Valle	Vest-Agder	940	501	TJURRMONVATN	0.75	5.25	1974	Høst	*
Valle	Vest-Agder	940	502	MYKLEVATN	0.60	29.50	1974	Høst	*
Bykle	Vest-Agder	941	24	BÅNEVATN	1.83	14.60	1974	Somm er	
Flekkefjord	Aust-Agder	1004	13	ST.EITLNSVT	1.20	6.05	1988		
Flekkefjord	Aust-Agder	1004	15	BOTNEVATN	0.57	7.55	1974	Høst	*
Vennesla	Aust-Agder	1014	8	HØVÅRDSL.VTN	0.33	29.50	1989		
Vennesla	Aust-Agder	1014	12	SONGEVATN	0.27	9.40	1990		
Vennesla	Aust-Agder	1014	25	DRIVNESVATN	0.23	10.70	1974	Høst	*
Søgne	Aust-Agder	1018	4	KLEIVSETVATN	0.41	19.40	1974	Høst	*

Kommune		KOMM Nr.	VANN Nr.	NAVN	AREAL vann km ²	AREAL Nedbørfelt km ²	Data fra	Full serie	Inngår i "12- sjøer"
Marnadal	Aust-Agder	1021	14	HOMESTADVATN	0.56	3.10	1988		
Åseral	Aust-Agder	1026	210	STIGEBOTTSVT	1.02	7.51	1990		
Lyngdal	Aust-Agder	1032	14	TROLDEVATN	0.21	1.00	1974	Høst	*
Hægebostad	Aust-Agder	1034	8	TROLLSELVVTN	0.23	3.38	1975	Høst	
Hægebostad	Aust-Agder	1034	19	LESPEL.VATN	0.33	9.15	1975	Høst	
Kvinesdal	Aust-Agder	1037	17	HEIEVATN	0.30	12.20	1975	Vår	
Kvinesdal	Aust-Agder	1037	21	SOLBJØRVATN	0.25	1.87	1990		
Sirdal	Aust-Agder	1046	106	RAUDÅVATN	1.26	14.13	1988		
Sirdal	Aust-Agder	1046	111	SKREPPEVATN	0.40	14.03	1990		
Sirdal	Aust-Agder	1046	541	STOREVATN	1.25	12.80	1988		
Eigersund	Rogaland	1101	43	GLYPSTADVATN	0.38	1.60	1975	vår	
Eigersund	Rogaland	1101	47	BRANNDALSVTN	0.35	4.47	1975	Vår	
Sokndal	Rogaland	1111	3	LJOSVATN	0.19	1.35	1975	Høst	
Sokndal	Rogaland	1111	23	MÅKEVATN	0.30	1.35	1975	Høst	
Lund	Rogaland	1112	13	SANDVATN	0.27	13.10	1975	Høst	
Lund	Rogaland	1112	15	GJUUVATN	0.38	2.05	1990		
Lund	Rogaland	1112	38	HAUKELANDSVT	0.45	8.68	1990		
Hå	Rogaland	1119	602	HOMSEVATN	0.67	8.70	1986		*
Vindafjord	Rogaland	1154	601	RØYRAVATN	0.42	16.30	1986		*
Etne	Hordaland	1211	601	VAULAVATN	1.12	25.75	1986		*
Fitjar	Hordaland	1222	502	Ø. STEINDALSV.	0.25	3.30	1974	Høst	*
Odda	Hordaland	1228	501	STEINAVATN	0.85	4.30	1974	Høst	*
Samnanger	Hordaland	1242	601	ODDMUNDALSVT	0.32	5.72	1986		*
Meland	Hordaland	1256	601	STORAVATN	2.47	16.67	1988		
Lindås	Hordaland	1263	601	BRÅTEVATN	0.42	2.77	1986		*
Flora	Sogn og Fjordane	1401	501	LANGEVATN	0.67	2.67	1990		
Balestrand	Sogn og Fjordane	1418	601	NYSTØLVATN	1.25	21.45	1986		*
Fjaler	Sogn og Fjordane	1429	601	SKARDSVATN	0.33	3.94	1990		
Eid	Sogn og Fjordane	1443	501	MOVATN	1.05	20.00	1974	Høst	*
Molde	Møre og Romsdal	1502	602	LUNDALSVATN	0.30	5.65	1986		*
Vannylven	Møre og Romsdal	1511	601	BLÆJEVATN	0.55	1.93	1986		*
Aure	Møre og Romsdal	1569	601	SKARDVATN	0.52	3.75	1986		*
Åfjord	Sør-Trøndelag	1630	601	GROVLIVATN	1.03	10.40	1986		*
Åfjord	Sør-Trøndelag	1630	603	SKJERIVATN	0.88	3.25	1986		*
Røros	Sør-Trøndelag	1640	603	TUFSINGEN	1.38	5.15	1986		*
Namdalseid	Nord-Trøndelag	1725	601	BJØRFARVATN	1.01	3.80	1986		*
Namsskogan	Nord-Trøndelag	1740	601	LINDSETVATN	0.75	2.70	1989		
Namsskogan	Nord-Trøndelag	1740	602	STORGÅSVATN	2.77	10.85	1986		*
Grong	Nord-Trøndelag	1742	501	GRYTSJØEN	0.45	10.00	1975	Vinter	
Saltdal	Nordland	1840	601	KJEMÅVATN	2.60	33.00	1986		*
Sørfold	Nordland	1845	601	TENNVATN	2.62	30.30	1986		*
Tysfjord	Nordland	1850	603	KJERRVATN	1.40	6.62	1986		*
Flakstad	Nordland	1859	601	STORVATN	1.10	6.20	1986		*
Berg	Troms	1927	501	KAPERVANN	0.67	18.00	1986		*

Kommune		KOMM Nr.	VANN Nr.	NAVN	AREAL vann km ²	AREAL Nedbørfelt km ²	Data fra	Full serie	Inngår i "12- sjøer"
Storfjord	Troms	1939	602	ST.RASSAJAVR	1.70	8.05	1989		
Vardø	Finnmark	2002	501	OKSEVATN	2.73	9.90	1975	Vinter	
Vadsø	Finnmark	2003	501	ANDERSBYVATN	0.73	5.30	1990		
Sør-Varanger	Finnmark	2030	501	BÅRJASJAVRI	0.45	7.25	1975	Vinter	
Sør-Varanger	Finnmark	2030	502	FISKVATN	0.85	10.25	1989		
Sør-Varanger	Finnmark	2030	503	SKAIDEJAVRI	1.85	7.30	1975	Vinter	
Sør-Varanger	Finnmark	2030	504	RÅTJERN	0.70	2.47	1975	Vinter	
Sør-Varanger	Finnmark	2030	603	OTERVATNET	0.18	1.48	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	607	ST.VALVATNET	3.60	19.58	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	612	L.DJUPVATNET	0.40	1.98	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	614	LANGVATNET	0.32	3.00	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	619	FØLVATNET	2.57	11.80	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	621	ST.ABBORVATN	0.90	5.77	1989		
Sør-Varanger	Finnmark	2030	622	ABBORVATNET	0.53	3.65	1989		
Sør-Varanger	Finnmark	2030	624	ULEKRISTAJAV	0.17	1.20	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	625	HOLMVATNET	0.92	3.07	1986		*
Sør-Varanger	Finnmark	2030	630	VEGVATNET	0.31	1.70	1989		

Østlandet (100-799) 18 sjøer med full serie

Sørlandet (800-1099) 22 sjøer med full serie

Vestlandet (1100-1499) 14 sjøer med full serie

Midt-Norge (1500-1799) 8 sjøer med full serie

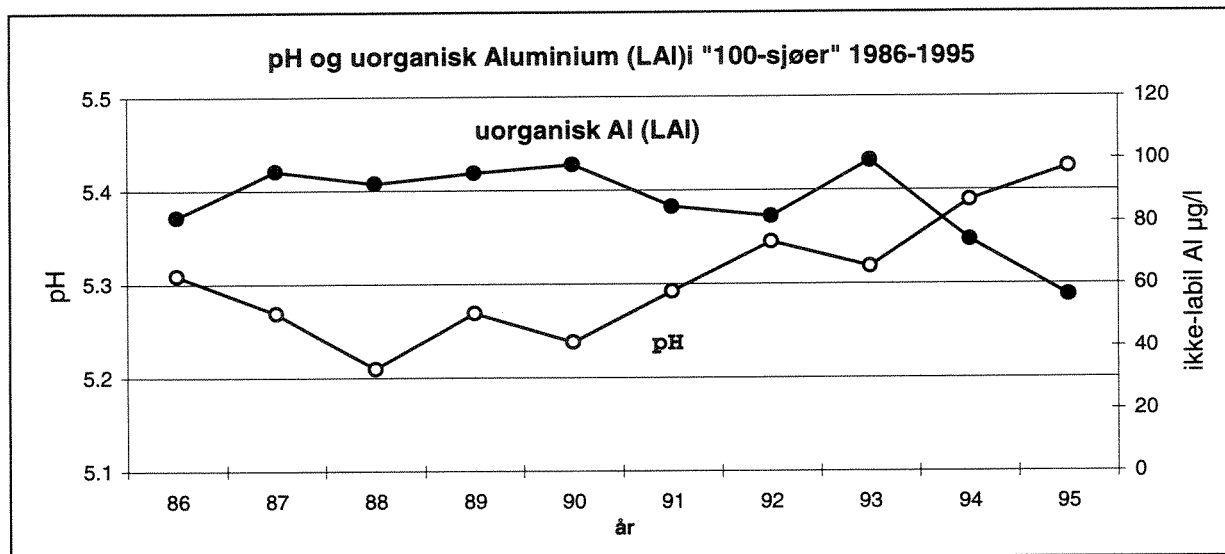
Nord-Norge (1800-2099) 16 sjøer med full serie

"12 sjøer" - 12 sjøer fra 600-1400 med data fra 1974 og 1986-1995

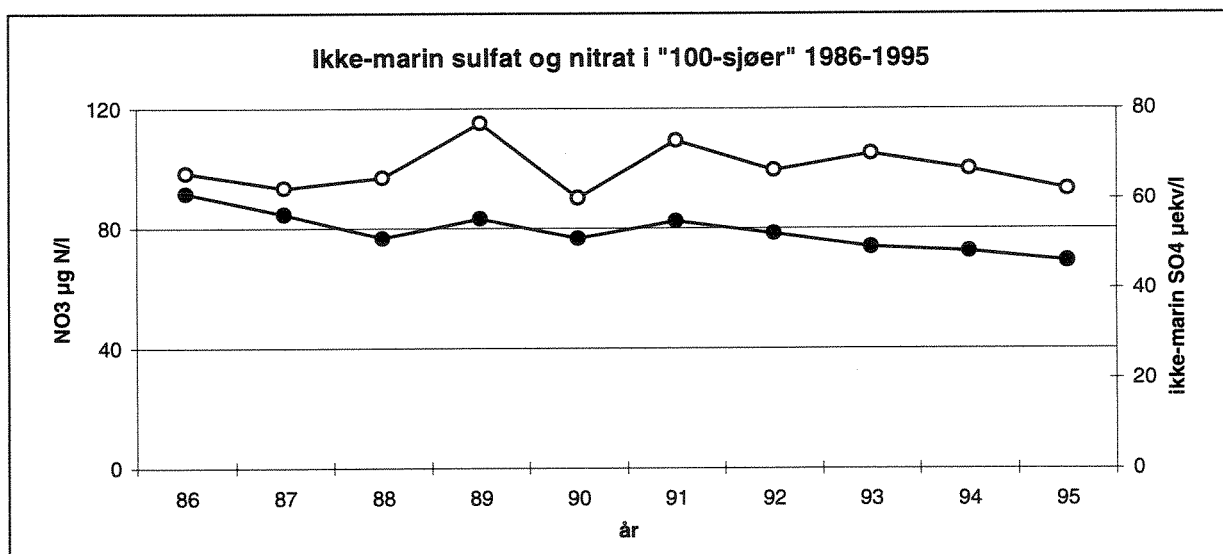
Tabell 3.2.2 Innsjøer som inngår i "100-sjøers" undersøkelsen 1995, med status for når de kom inn i overvåkingsprogrammet, samt data for innsjøens og nedbørfeltets størrelse.

3.2.1 Alle sjøer

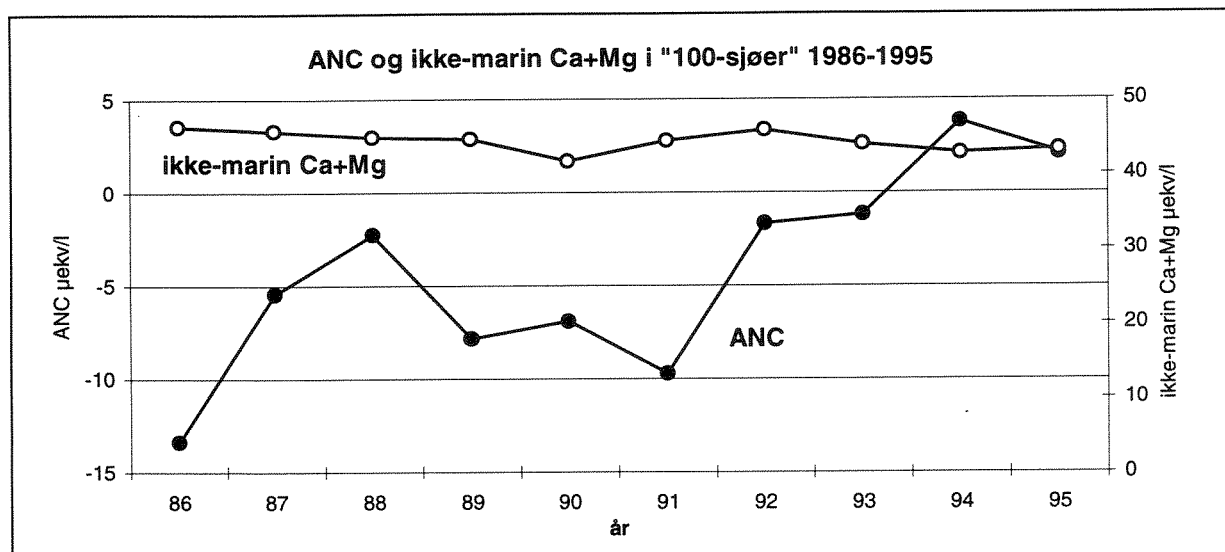
Middelverdien for endel utvalgte komponenter for alle 73 sjøene med analysedata for 1986-1995 er vist i figur 3.2.1 til 3.2.3. Alle sjøene sett under ett viser en klar tendens til økning i pH fra 1988 og en tendens til nedgang i sulfat i hele perioden. De ikke marine basekationene viser i middel et konstant nivå og endringene fra år til år er små uten noen klar tendens, mens ANC viser en klar økning. Labilt (uorganisk) Al viser en markert nedgang i 1994 og 1995. Nitrat viser ingen endring i måleperioden.



Figur 3.2.1 Årsmidler for pH og labilt (uorganisk) aluminium i 73 innsjøer i hele Norge for perioden 1986-1995.



Figur 3.2.2. Årsmidler for sulfat og nitrat i 73 innsjøer i hele Norge for perioden 1986-1995.



Figur 3.2.3. Årsmidler for ANC og ikke-marine basekationer i 73 innsjøer i hele Norge for perioden 1986-1995.

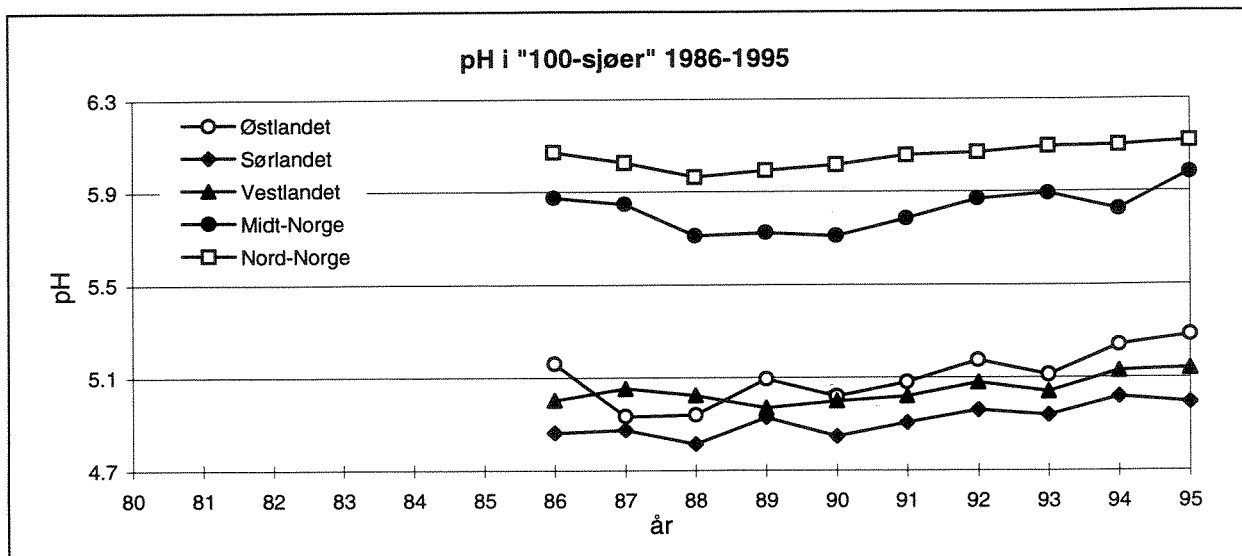
3.2.2 Regional inndeling

Figurene 3.2.4 til 3.2.12 viser årsmidlene for endel komponenter for alle innsjøene og for innsjøene delt opp regionalt. Figurene er basert på dataene gitt i vedlegg A.

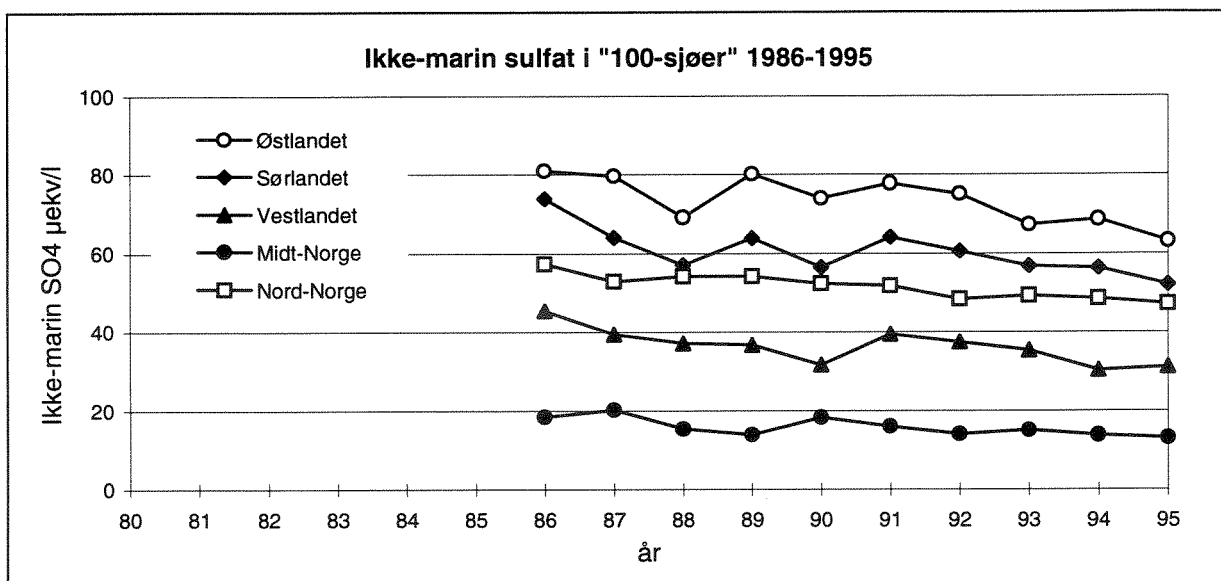
Tiltross for store variasjoner i årlige nedbørmengder og i nedbørmønstre viser dataene fra de årlige prøvetakingene generelt god overensstemmelse med dataene fra 1986 (SFT, 1993). 100-sjøers dataene bekrefter det regionale bildet og konsentrasjonsnivåene i innsjøene. Lavest pH finner vi i Sør-Norge der de sure sjøene har høye konsentrasjoner av sulfat i forhold til basekationer og høyt innhold av uorganisk aluminium og nitrat. Innsjøene i Nordvest-Norge og Nord-Norge har høyere pH, lavere sulfatkonsentrasjoner og lavere innhold av aluminium og nitrat. Det er klare variasjoner fra år til år, men den samme type vannkjemi viser seg hvert år.

Resultatene viser en oppgang i pH for alle regioner fra 1990 til 1995, og verdiene for 1995 er de høyeste som er registrert med unntak for Sørlandet. Konsentrasjonen av ikke-marin sulfat avtar i alle landsdeler for hele perioden 1986-1995. Det er ingen endring av ikke-marine basekationer i måleperioden, og også reaktivt aluminium viser stabile verdier, mens labilt Al viser en markert nedgang i 1994 og 1995 for Sørlandet og Vestlandet, mens nedgangen har pågått siden 1991 for Østlandsinnsjøene.

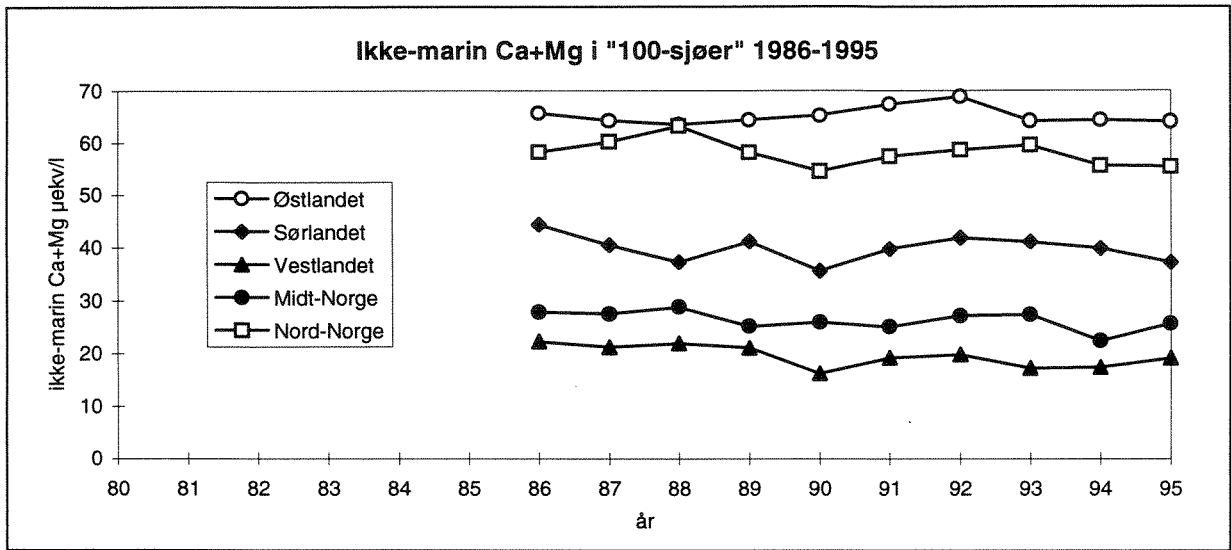
ANC-verdiene (syrenøytraliserende kapasitet), som reflekterer forurensningstilstanden, viser generelt en økende tendens. Vestlandsinnsjøene som er mest påvirket av sjøsalter viser derimot et mer uklart bilde uten noen klar tendens til økning.



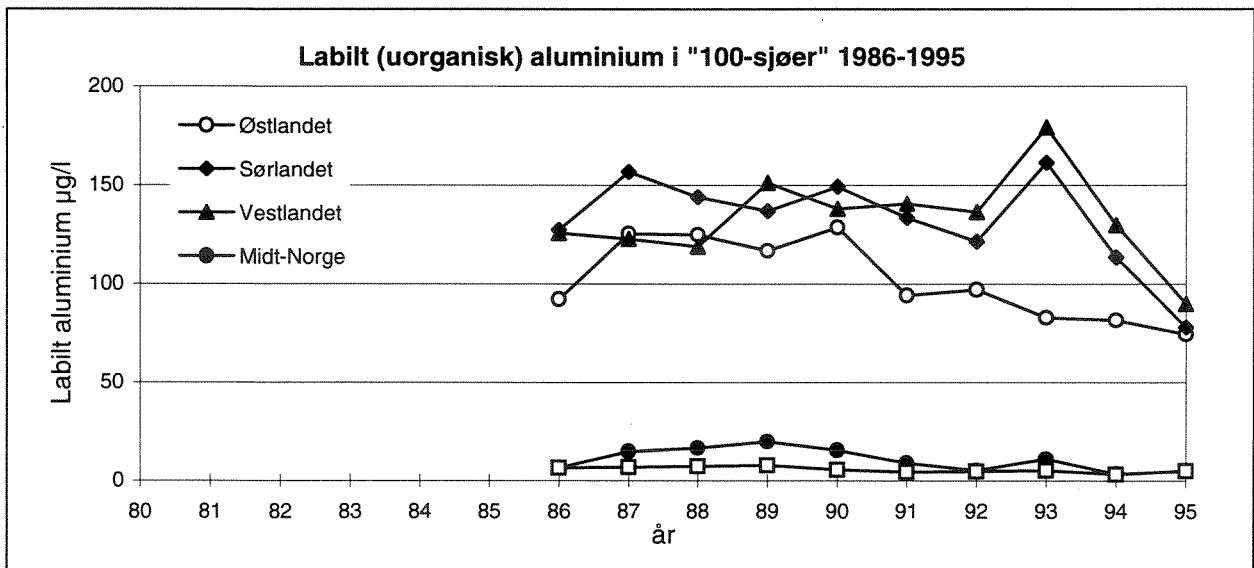
Figur 3.2.4. Variasjoner i årsmidler for pH i "100-sjøer" 1986-1995.



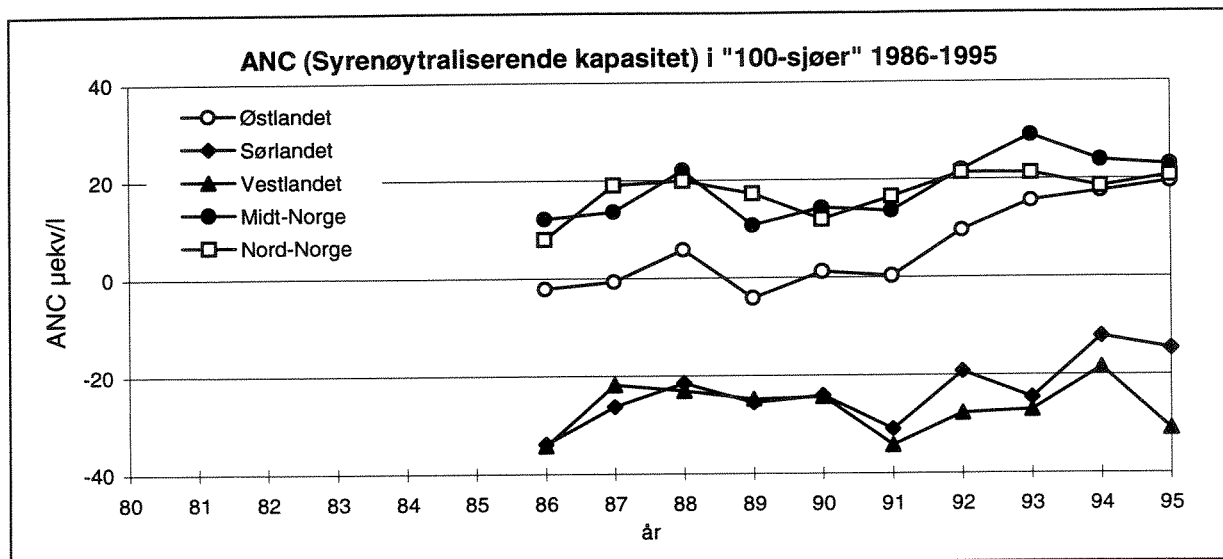
Figur 3.2.5. Variasjoner i årsmidler for ikke-marin sulfat i "100-sjøer" i perioden 1986-1995.



Figur 3.2.6. Variasjoner i årsmidler for ikke-marine basekationer i "100-sjøer" i perioden 1986-1995.

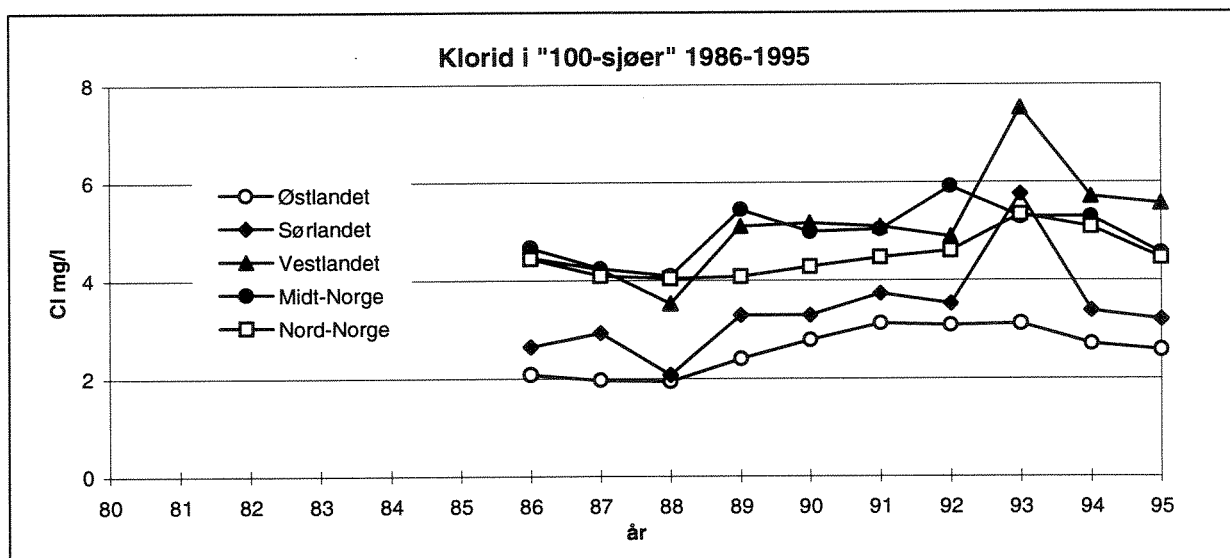


Figur 3.2.7. Variasjoner i årsmidler for labilt (uorganisk) aluminium i "100-sjøer" i perioden 1986-1995.

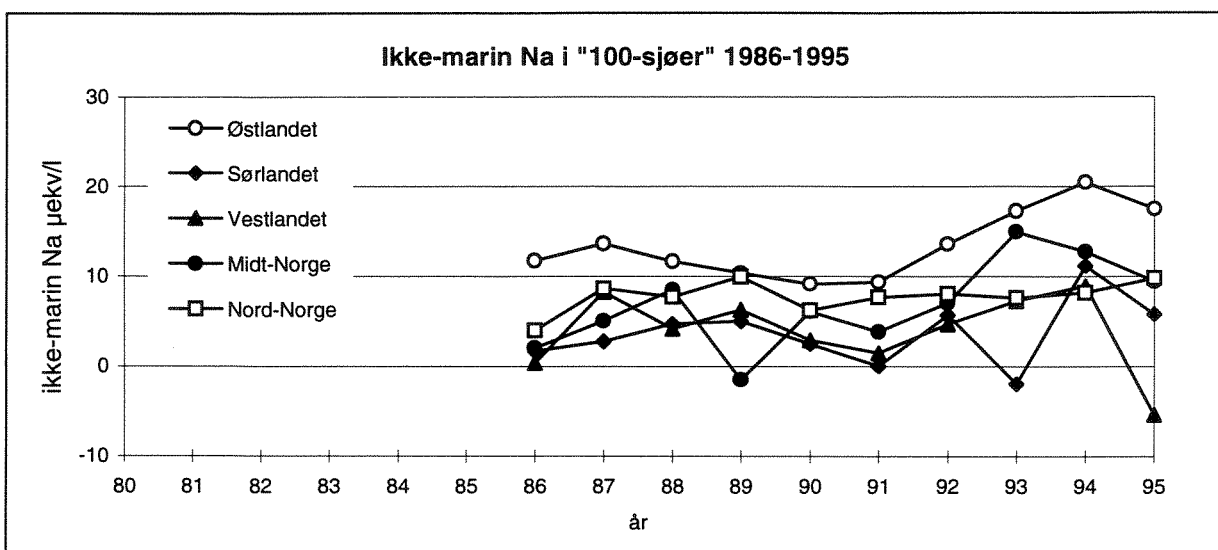


Figur 3.2.8. Variasjoner i årsmidler for ANC i "100-sjøer" i perioden 1986-1995.

Kloridkonsentrasjonene var vesentlig høyere i 1993 enn i tidligere år, spesielt på Sørlandet. Dette skyldes i hovedsak de sterke sjøsaltepisodene vinteren 1993 (Hindar et al. 1995). Det er interessant å se at virkningen fortsatt fantes påfølgende høst. I 1994 og 1995 er kloridverdiene gått ned til samme nivå som før 1993. Ikke-marin natrium fortsetter imidlertid å stige i 1994 for Østlandet og Sørlandet. Forklaringen på dette kan være den samme som forklaringen for de høye ikke-marine natrium verdiene i Øyensåa (se kap. 3.1) og Birkenes (kap. 3.3). Klorid tilført under sjøsaltepisodene de foregående årene blir til en viss grad lagret og lekker ut i avrenningsvannet, slik at kloridkonsentrasjonene i avrenningen holder seg høye lenge etter sjøsaltepisoden. Når man så korrigerer for sjøsalter i avrenningen vil kloridverdien man bruker til beregningen bli for høy, og følgelig vil ikke-marin natrium også bli "for høy". For 1995 viser alle regionene nedgang i ikke-marin natrium.

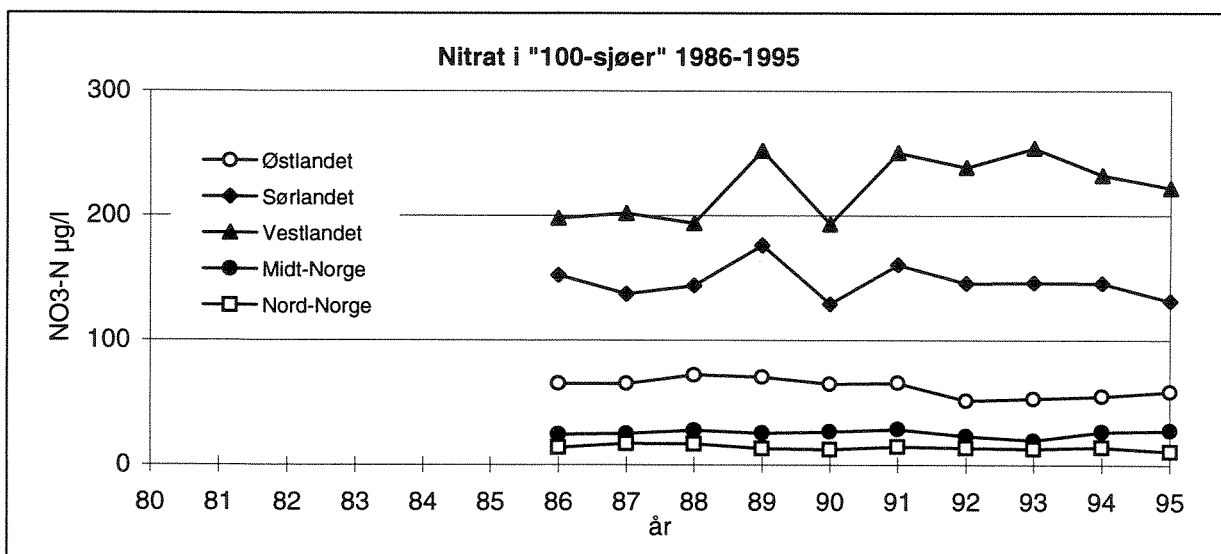


Figur 3.2.9. Variasjoner i årsmidler for klorid i "100-sjøer" i perioden 1986-1995.

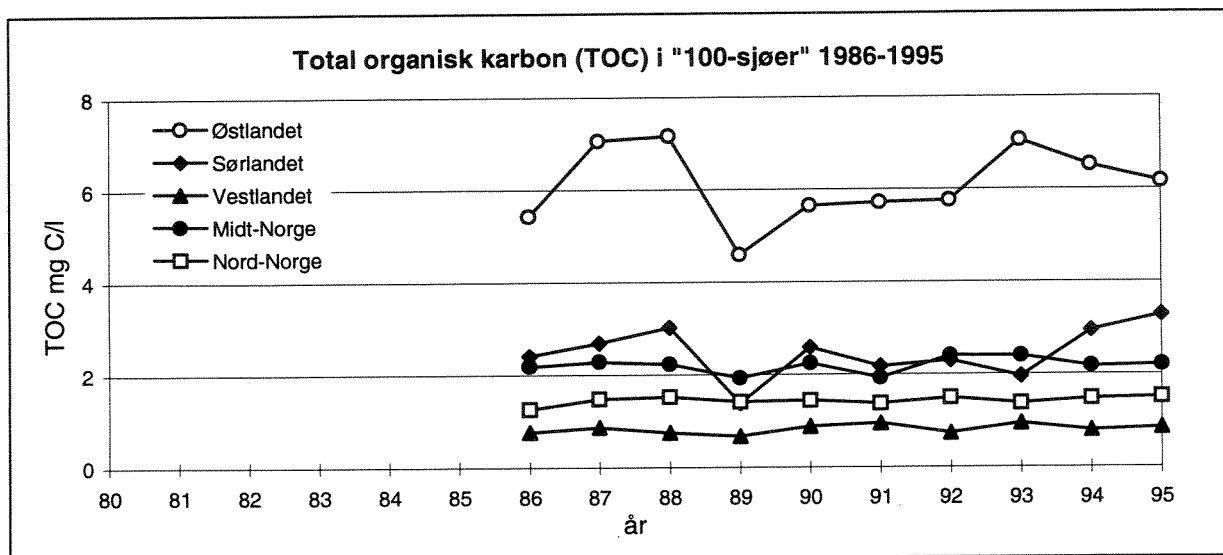


Figur 3.2.10. Variasjoner i årsmidler for ikke-marin natrium i "100-sjøer" i perioden 1986-1995. Negative verdier indikerer år med sterke sjøsaltepisoder som virker forurendende.

Nitrat viser ingen tendenser i måleperioden, men ligger på et stabilt nivå, med en klar gradient fra de høyeste konsentrasjonene på Sørlandet til de laveste konsentrasjonene i Vest- og Nord-Norge.



Figur 3.2.11. Variasjoner i årsmidler for nitrat i "100-sjøer" i perioden 1986-1995.



Figur 3.2.12. Variasjoner i årsmidler for organisk karbon TOC i "100-sjøer" i perioden 1986-1995. Sjøer med data fra 1974/75 og 1986-1995

Overvåkingselvene på Sørlandet har flere innsjøer oppstrøms prøvetaksstedene som er blitt kalket i de senere år, slik at eventuelle effekter av endringer i tilførsler av sur nedbør på elvenes surhet kan etter hvert bli vanskeligere å dokumentere på grunnlag av data fra disse elvene (se kapittel 2.1). 100-sjøers undersøkelsene vil derfor bli et meget viktig supplement til den videre overvåking. Direktoratet for Naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA har imidlertid nå tatt dette opp med de berørte fylker, og en ble i 1990 enige om en "fredningsliste" på 80-85 innsjøer. Da en imidlertid ikke kan hindre privat kalking er det flere innsjøer som er blitt kalket siden denne "fredningslisten."

I 1995 ble det utført en regional innsjøundersøkelse hvor det ble prøvetatt 1500 innsjøer over hele landet. Resultatene fra denne undersøkelsen vil bli rapportert separat, men undersøkelsen vil også gi grunnlag for utvelgelse av nye sjøer, slik at fra 1996 vil ca. 200 innsjøer inngå i den årlige overvåkingen.

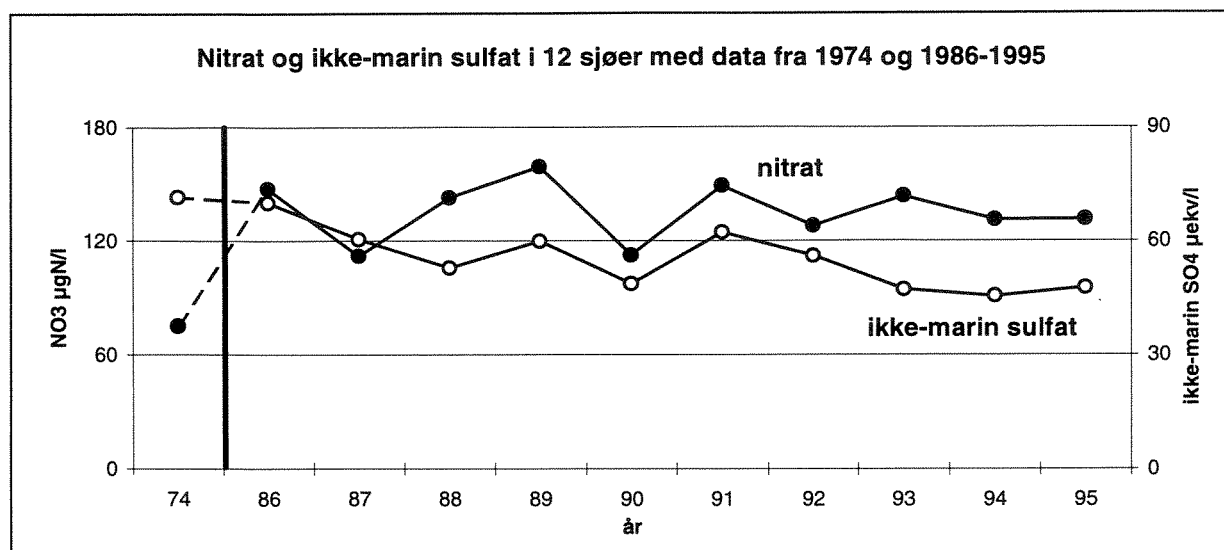
3.2.3 "12-sjøer" med data fra 1974 og 1986-1995.

Av "100-sjøene" er det 12 innsjøer fra Sør- og vestlandet som også har data fra 1974. Disse sjøene kan brukes til å se på utviklingen i vannkjemi relativt til situasjonen midt på 70-tallet. de sjøene som inngår her, går fra av tabell 3.3.2.

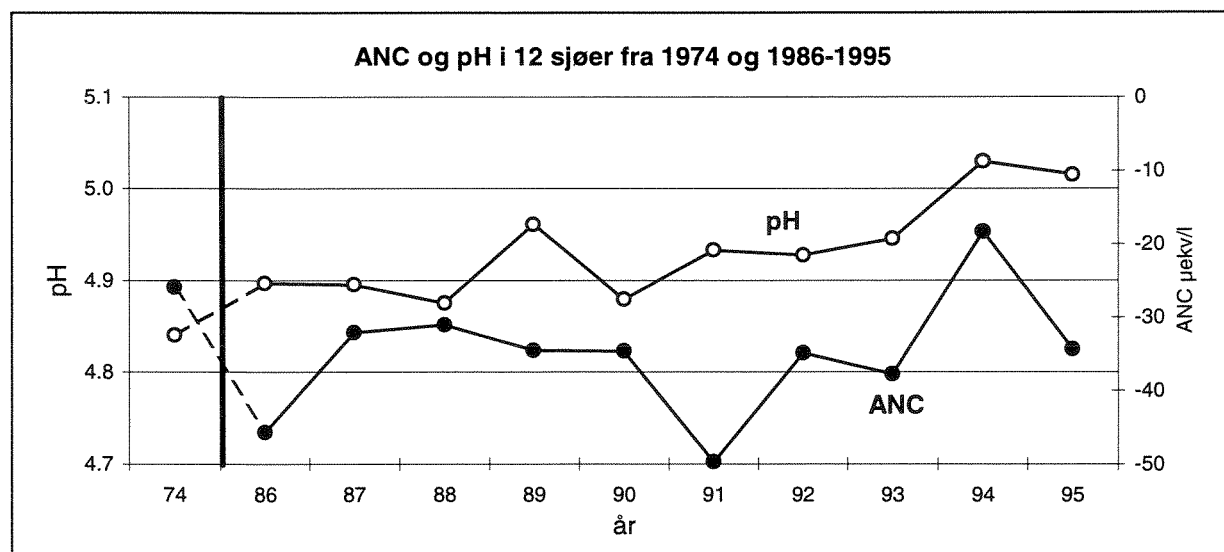
Ett av de viktigste resultatene fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 var at nitratkonsentrasjonene i innsjøene på Sørlandet var nær fordoblet siden 1974-75. Figur 3.2.13 viser at dette også er tilfelle for de 12 innsjøene fra 1974/75 som fortsatt er med i 100-sjøers undersøkelsene. Figuren viser at nitratkonsentrasjonene på Sørlandet ikke har endret seg fra 1986 til 1988, men at de var vesentlig høyere (ca. 25%) i 1989 enn i de foregående år. I 1990 var nitratkonsentrasjonene igjen lavere enn i 1989. I 1991 var nitrat-nivåene tilbake til 1986-1988-nivået. Fra 1992-1995 har nivået vært stabilt. Det synes ikke å være noen signifikante trender i nitratkonsentrasjonene på Sørlandet siden 1986.

Også i disse 12 innsjøene ser vi en klar nedgang i ikke-marin sulfat (figur 3.2.13), sammen med en oppgang i pH og ANC (figur 3.2.14). ANC-verdiene var markert høyere i 74/75 enn i 1986. I 1994 var

ANC for disse 12 sjøene den høyeste som er registret noen gang og følgelig også høyere enn i 74/75, men verdien for 1995 er igjen falt til samme nivå som for perioden 1986-1990.



Figur 3.2.13 Variasjoner i nitrat og ikke-marin sulfat i 12 sjøer med data for 1974 og 1986-1995.



Figur 3.2.14 Variasjoner i pH og ANC for 12 innsjøer med data for 1974 og 1986-1995.

3.3 Overvåking av feltforskningsområdene

Det foregår overvåkingsundersøkelser i seks feltforskningsområder for å gi et detaljert bilde av vannkjemiske forhold i små nedbørfelt. De seks feltene er: Birkenes og Storgama på Sørlandet, Langtjern på Østlandet, Kårvatn på Nordvestlandet, Dalelv i Finnmark og Svartetjernet i Hordaland.

Ionetransporten gjennom feltforskningsområdene viser at Svartetjernet 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 og minst basekationer og lekker mest nitrogen. Dette viser at Birkenes er mest påvirket av sur nedbør. Deretter kommer Svartetjernet, Storgama, Langtjern og Dalelva mens Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør, og forbruker all tilført H^+ og produserer bikarbonat.

Hydrologien i feltforskningsområdene i 1995 var preget av en vinter med snødekke og kraftig vårmelting for Storgama, Langtjern, Kårvatn og Dalelv, mens vinterene i Birkenes og Svartetjernet var mild med hyppig smelteepisoder og avrenning hele vinteren. Sommeren var uvanlig tørr for alle feltene, og spesielt for Birkenes og Storgama ga dette kraftige utslag på vannkjemien. Kjemien i avrenningen er preget av hydrologien med lave pH-verdier og konsentrasjoner kalsium og magnesium under vårmeltingen, og økende pH og kalsium og magnesium utover sommeren. Sulfat har lave verdier under tørken om sommeren med øker kraftig gjennom de første perioden med avrenning etter dette. Nitrat er lav om sommeren i alle felt.

Alle feltene viser klar nedgang i sulfat i perioden 1980-1995, noe som reflekterer de reduserte tilførselene av sulfat i samme periode. I perioden 1980-1995 viser Storgama og Langtjern en økning i ANC. ANC i Birkenes har variert endel i måleperioden, som følge av sjøsaltepisoder, men verdien for 1994 og 1995 er de høyeste som er registrert så langt. Ikke-marine basekationer (kalsium + magnesium) viser stabile trender for Storgama, Langtjern og Kårvatn for perioden 1980-1995, men Birkenes viser avtagende trend. Dette betyr at for Birkenes har nedgangen i sulfat blitt kompensert med nedgang i basekationer, slik at det derfor ikke skjer en endring i ANC. Det er lite endring i pH i måleperioden, men fra 1990 til 1993 kan man ane en positiv endring i pH for Storgama og Langtjern, mens verdien for 1995 for begge disse feltene har gått ned. Birkenes derimot viser en negativ pH utvikling siden 1990 og pH i 1993 er den laveste som er registrert, mens det for 1995 igjen er en oppgang i pH. Både Birkenes og Storgama viser nedgang i klorid etter flere års oppgang som følge av sjøsaltepisodene i årene 1989-1993. For alle stasjonene med unntak av Birkenes viser reaktivt aluminium lave stabile verdier. Birkenes viser en klar utvikling mot høyere aluminiumverdier i årene med sjøsaltepisoder, men 1995 viser en klar nedgang i aluminium. Labilt aluminium derimot, viser klar nedgang på alle stasjonene. Det er ingen trender i nitrat i noen av feltforskningsstasjonene. Det er høyest nitratnivå i Birkenes og Storgama som er de to feltene som ligger i områder med høyest nitrogen-deposisjon.

I januar 1980 ble det igangsatt overvåkingsundersøkelser i fem feltforskningsområder for å gi et detaljert bilde av vannkjemiske forhold i små nedbørfelt. Før 1980 inngikk disse feltene i SNSF-prosjektet. 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 Birkenes og Langtjern i 1984, mens det var tilsvarende prøvestans i Kårvatn i 1985. Fra 1986 ble samtlige områder igjen tatt med i programmet, slik at fullstendig vannkjemiske dataserier finnes fra 1986 og fram til idag. I 1988 ble Dalelva i Finnmark tatt med som nytt feltforskningsområde, men i dette området har det vært en del problemer, både med å få en representativ nedbørstasjon, og med vannføringsmålingene ut av feltet. I 1994 ble det opprettet en ny feltforskningsstasjon i Matre i Nord-Hordaland - Svartetjernet, for å dekke Vestlandet bedre. En del basis-informasjon om feltene er presentert i Tabell 3.3.1.

Tabell 3.3.1. Karakteristiske data fra feltforskningsområdene.

	Birkenes	Storgama	Langtjern	Kårvatn	Dalelva	Svarte tjernet
Fylke	BIE01 Vest-Agder	STE01 Telemark	LAE01 Buskerud	KAE01 Møre og Romsdal	DALELV Finnmark	SVARTE Hordaland
Dataserier	1973-1978, 1980-1983, 1985-1995,	1975-1978, 1980-1995	1978-1983 1986-1995.	1978-1984, 1986-1995.	1989-1995	1995
Areal (km ²)	0.41	0.6	4.8	25	3.2	0.42
Høyde over havet (m)	200-300	580-690	510-750	200-1375	0-241	
Middelverdier 1980-1993						
Midl.årsnedbør (mm)	1400	960	685	1450	350	3900
Midl.avrenning (mm)	1100	1020	550	1975	460	3360
Arealfordeling (%)						
Bart fjell, hei, tynt jordecke	3	59	74	76		
Myr	7	22	16	2		
Skog, tykkere jordecke	90	11	5	18		
Vann	-	8	5	4	15	
Dominerende berggrunn	granitt, biotitt	granitt	gneis	gneis, kvartsitt	glimmer- skifer, gneis	glimmer- gneiss

Analyseresultater og årlige veide middelveier for perioden 1974-1995 er presentert i vedlegg A. Det er tatt vannprøver også i perioder hvor det ikke er avrenning. Disse er **ikke** tatt med i beregning av årlig veid middelveier eller flux for de forskjellige komponentene. Imidlertid er analyse-resultataene listet i tabellen i vedlegg og i figurene.

3.3.1 Forholdene i 1995

Månedlig veide middelveier for hovedkomponenter er presentert i tabell 3.3.2. Variasjon i kjemi basert på ukesprøver er presentert i figur 3.3.1-3.3.6.

Birkenes (Vest-Agder)

Hydrologien på Birkenes var i 1995 var relativt mild, med jevnlig smelteepisoder gjennom vinteren. Det var derfor ingen utpreget vårmelting dette året. Sommeren var tørr med liten avrenning fra slutten av mai til slutten av august. Den kraftige tørken gjennom sommeren, har stor innvirkning på vannkjemi, slik at alle ekstremverdier opptrer på slutten av denne tørkeperiode, og rett etter de store nedbørmengdene i begynnelsen av september.

Birkenes skiller seg klimatisk fra de øvrige feltforskningsstasjonene ved at snølaget om vinterene 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 nedbør-episoder om høsten. Maksimum- eller minimumkonsentrasjoner opptrer vanligvis under slike hydrologiske ekstremperioder.

Nedbørmengden i Birkenes 1995 var 1411 mm, 98% av normalen (SFT, 1996). Avrenningen fra feltet er preget av at vinteren 1995 var relativt mild, med jevnlig smelteepisoder gjennom vinteren. Det var derfor ingen utpreget vårmelting dette året. Sommeren var tørr med liten avrenning fra slutten av mai til slutten av august.

Birkenes er sterkt påvirket av sjøsalter og kloridkonsentrasjonene i avrenningen er de høye. I vinterstormene i januar 1993 ble mer enn 50% av årets totale nedfall av klorid avsatt. Dette store kloridnedfallet ble ikke straks reflektert i avrenningen, men preget kloridkonsentrasjonene som var høyere enn normalt i nedbørfeltet gjennom hele 1993. Ved inngangen til 1994 er kloridverdiene fremdelse høye (ca 7 mg/l), men synker gjennom hele året til ca 4 mg/l i desember. Det ser altså ut til at sjøsaltepisodene på begynnelsen av 1993 preger avrenningskjemien langt ut i 1994, men at verdiene mot slutten av 1994 ligner mer på nivåene som var før "perioden" med sjøsaltepisoder. I 1995 er klorid verdien stabile mellom 4-6 mg/l gjennom hele året. det er noen målinger med negativ ikke-marin Na i slutten av januar og februar, og dette kan forklares med høy avsetning av klorid i januar og februar (SFT, 1996).

Veid månedlig middelvei av pH varierer mellom 4.47 og 4.79 i 1995. Det skjer en gradvis økning i pH fra begynnelsen av året og utover mot sommeren. Gjennom tørkeperioden om sommeren stiger pH til en maksverdi på 5.34, før den faller brått ned til 4.39 etter en kraftig nedbørperiode i begynnelsen av september. Verdiene av labilt Al ligger stabilt på rundt 150 µg/l fra januar til august. I forbindelse med den gradvise økningen i pH i juli og august, skjer det også en økning i ikke labilt Al, mens labilt Al går nesten ned til 0. Etter at pH faller skjer det et kraftig skift i Al-forbindelsene: labilt Al øker kraftig til 332 µg/l, mens ikke labilt Al faller fra 404 til 188 µg/l i løpet av en uke.

Det er tidligere vist at sulfat akkumuleres i nedbørfeltet til Birkenesfeltet om sommeren og vaskes ut om høsten (Christophersen og Wright, 1981). Dette viser også resultatene fra 1995. Verdien av ikke-marin sulfat varierer mellom 70-80 µekv/l fra januar til juni, men så begynner konsentrasjonen å synke fram til midten av august til et minimum på 25 µekv/l. Med økt avrenning i begynnelsen av september blir sulfat vasket ut av feltet igjen og når et maksimum på ca. 110 µekv/l. Fra midten av september og ut året ligger sulfatverdiene mellom mellom 80-100 µekv/l.

Ved høye tilførsler av sjøsalter kan natrium-ionene bli byttet ut med H⁺ og aluminium i jorda. Lave og negative verdier av ikke-marin natrium betyr at det har vært sjøsaltepisoder med stor ionebytting av natrium og økende konsentrasjoner av H⁺ og aluminium i avrenningen, mens høye og positive verdier av ikke-marin natrium betyr mye bedre vannkvalitet. I 1995 er verdiene av ikke-marin natrium positive, med unntak av to målinger i januar og februar og varierer ellers mellom 15-35 µekv/l.

Nitratverdiene er påvirket av vekstsesongen, slik at de laveste verdiene registreres i perioden mai-august, når den biologiske aktiviteten er størst. Imidlertid er det en del høye nitratverdier (> 40 µg N/l) også i vekstsesongen som tyder på at feltet ikke forbruker all tilført nitrogen, mens de høyeste verdiene kommer i perioder med mye nedbør. Under den kraftige nedbørepisoden i begynnelsen av september stiger nitrat til 154 µg N/l, som er den høyeste verdien som er registrert i 1995.

TOC verdiene er stort sett stabile mellom 4-6 mg C /l med øker under tørke og etter tørkeepisoder, slik at de høyeste verdiene finnes om sommeren på slutten av sommeren (37.5 mgC/l, 28. august), og faller brått til 8.9 mg C/l i løpet av en uke.

Storgama (Telemark)

Hydrologien i Storgama er i 1995 preget av en kald vinter med markert vårsmelting og en tørr sommer. Vårsmeltingen ga først en økning i sulfat, nitrat, klorid og basekationer, og deretter et kraftig drop, sammen med fall i pH.

Storgamafeltet 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.

Nedbørmengden på Storgama i 1995 var 903 mm, 93 % av normalen (A 1.10). Vinteren var kald med et snødekke, og det var en markert vårmelting i april. Sommeren var tørr og det var ingen avrenning i juli og august. Den største avrenningen kom i forbindelse med vårmeltingen i april og mai og med nedbørepisoder i september.

Snøsmeltingen om våren gir en rask endring av vannkvaliteten i avrenningen fra Storgama. pH og kalsiumkonsentrasjonene stiger gjennom vintermånedene. Ved den første snøsmeltingen øker kalsium, og magnesium for en kort periode, antagelig fordi gammelt vann som har vært i kontakt med jordsmonnet lenge, presses ut. Kalsium og magnesium fortynnes raskt når smeltevannet begynner å dominere i avrenningen. Etter at snøsmeltingen er over stiger konsentrasjonene resten av året.

Månedlig veid middel pH varierer mellom 4.58-4.81 i januar til mars. I løpet av vårmeltingen i april synker verdien til 4.56, med den laveste registrerte pH på 4.55 (25. april). Utover sommeren stiger pH til 4.79, med den høyeste registrerte verdien på 5.93 (17. juli). Om høsten stabiliserer verdiene seg mellom 4.6 og 4.8. Aluminium i Storgama viser stabile verdier fra januar-april og fra september-desember med verdier mellom 170-220 µg reaktiv Al/l. I sommermånedene fra juni-august er imidlertid verdiene lave (70-110 µg/l). Dette mønsteret kan ikke forklares med variasjoner i pH alene. Ikke-labil Al viser et mønster som følger svigningene i pH. Aluminium konsentrasjonene i Storgama er ca. halvparten av konsentrasjonene i Birkenes på tross av at pH er på omtrent samme nivå. Forklaringen er sannsynligvis at Birkenesfeltet inneholder mye mer humus som har kapasitet til å binde aluminium.

På Storgama blir ikke nitrat tatt opp i nedbørfeltet på samme måte som i Birkenes fordi jordsmonnet er mye skinnere. Hele vintersesongen og spesielt under vårmeltingen transporteres nitrat ut av feltet med konsentrasjoner opp til 385 µg N/l (27. mars). I vekstsesongen juni-september er imidlertid verdiene lavere over en lengre tidsperiode enn i Birkenes.

Langtjern (Buskerud)

Hydrologien i Langtjern i 1995 var på samme måte som Storgama preget av en kald vinter med markert vårmelting og en tørr sommer. pH, aluminium, sulfat, nitrat og basekationer er tydelig preget av dette med høye konsentrasjoner under vårmeltingen og svakt økende nivåer resten av året.

Nedbørmengden på Gulsvik i 1995 var 634 mm, 85% av normalen (A.1.10). På samme måte som Storgama er Langtjern i 1995 preget av en kald og snørik vinter med markert vårmelting og en tørr og nedbørfattig sommer med lite avrenning. De største nedbørepisodene kom i mai og juni. Med unntak av noe nedbør i september er høsten usedvanlig tørr.

TOC konsentrasjonene i Langtjern er høyest av feltforskningsstasjonene og reflekterer at nedbørfeltet har større andel av myr enn de andre feltene. Det høye innholdet av organisk materiale (TOC) styrer mye av kjemien i avrenningsvannet, bl.a. opptrer gjerne de høyeste konsentrasjonene av aluminium samtidig med at konsentrasjonen av organisk materiale er på sitt høyeste, gjerne sent på høsten eller vinteren. Dette gjelder også for 1995. De høyeste TOC verdiene (>10mg C/l) finner vi i perioden januar til april og fra november til desember, mens de laveste verdiene (<10 mg C/l) finnes i perioden mai til oktober. Dette samvarierer med ikke-labil aluminium (organisk bundet aluminium) som ligger

på rundt 200 µg/l i "høy" TOC perioden og rundt 100-150 µg/l i "lav" TOC perioden. labil Al viser i store trekk samme mønster som pH.

pH viser det samme forløpet i Langtjern i 1995 som i Birkenes og Storgama, med relativt høye verdier om vinteren (månedlig veide middelerverdier for januar til mars ligger mellom pH 4.76 - 5.19). Det er et markert fall i pH under vårsmeltingen, mens pH øker utover sommeren og stabiliserer seg rundt 5.2 fra august til desember. Aluminium viser det samme årsforløpet som i Storgama. Verdiene av reaktiv aluminium 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 organisk materiale (TOC) som Storgama.

Kloridkonsentrasjonene i Langtjern er lave og varierer lite gjennom året. Dette reflekterer at feltet ligger langt fra kysten og er lite påvirket av sjøsalter.

Sulfatkonsentrasjonene er moderat høye og varierer lite gjennom året. De høyeste verdiene finnes under vårsmeltingen.

Nitrat i Langtjern viser stort sett lave verdier, men med en markert økning under vårsmeltingen med konsentrasjoner opp til 75 µg N/l (23. april), mens verdiene for resten av året ligger mellom 20-30 µg N/l. I vekstsesongen fra juni-september er verdiene under 10 µg N/l.

Kårvatn (Møre og Romsdal)

Nedbør og avrenning fra Kårvatn var som i et normalår. Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør og virker som et referansefelt. pH og alkalitet er høye og sulfat er lav. Sjøvann er hovedkilden til både sulfat og klorid i avrenningen.

Feltet ved Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør og virker som en referanse for de andre feltforskningsområdene. Ved Kårvatn er sjøvann hovedkilde for både klorid og sulfat i nedbøren. Kårvatnfeltet 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 finner i de andre feltene opptrer svært sjelden.

Nedbørmengden på Kårvatn var 1995 1661 mm. (90% av normalen). Nedbøren kom relativt jevnt fordelt gjennom året, hvor september skilte seg ut som nedbørfattig måned, mens august var den mest nedbørrike. Vannføringen ut av feltet viser at nedbøren lå akkumulert som snø i januar til april og november-desember. I disse månedene er vannføringen ut av feltet lav. Snøsmelting forårsaket stor avrenning i perioden mai-juli.

pH i Kårvatn er høy i forhold til de andre feltforskningsstasjonene og pH varierer lite gjennom året. Månedlige veide middelerverdier varierer mellom 6.0 og 6.5. De høyeste pH-verdiene ble registrert i vintermånedene med lav avrenning. Under vårsmeltingen sank pH fra 6.70 (19. februar) til 5.95 (4.juni). Fra juli og ut året ligger pH mellom 6.0 og 6.4.

Den årlige nedbørmengden i Kårvatnfeltet er høy slik at konsentrasjoner av forvitningsprodukter som kalsium + magnesium er relativt lave. Kalsium og magnesium konsentrasjonene er høyest om vinteren ved lav avrenning. Under vårsmeltingen tilføres ionefattig smeltevann fra snø, og konsentrasjonene av forvitningskomponentene synker markert. Kårvatnfeltet har en betydelig alkalitet som samvarierer med kalsium og magnesium, hvilket er rimelig da begge komponentene genereres ved forvitring.

Sulfatkonsentrasjonene er lave i Kårvatn og viser at feltet har liten påvirkning av langtransportert forurensning. Variasjonen av sulfat over året er liten. Nitrat, TOC og aluminium viser svært lave verdier i Kårvatn.

Sjøsalter akkumuleres i snødekket om vinteren og vaskes ut med smeltevannet om våren slik at svært høye konsentrasjoner av klorid observeres i denne perioden, med en påfølgende fortykning senere under snøsmeltingen.

Dalelv (Finnmark)

Dalelv er påvirket av sur nedbør fra utslipp på Kola. Likevel er pH relativt høy (6-6.5) men sulfat konsentrasjonene er høye (ca 100 µekv/l). Nedbør og avrenning fra Dalelv i 1995 var som i et normalår. Vårsmeltingen er svært markert og dette virker inn på vannkjemien.

Dalelva i Finnmark ligger ved Jarfjord nær grensen til Russland. Dalelva har blitt overvåket med ukentlig nedbør og avrenning siden 1988.

Dalelva i 1995 er preget av en kald vinter med markert vårsmelting, mens både sommeren og høsten har relativt lav avrenning. Nedbørmengden i 1995 var 383 mm som er 105% av normalen. De mest nedbørrike månedene var mai og juni. Vårsmeltingen er svært markert med en flomtopp i slutten av mai, begynnelsen av juni. Den hydrologiske ekstremperioden som vårløsningen virker inn på kjemien i avrenningsvannet med først en økning i basekationer, nitrat og klorid, og deretter nedgang i de samme komponentene sammen med pH og økning i aluminium. Vintermånedene (januar - mai) viser generelt høyere nivåer av pH, klorid, sulfat, ikke-marine basekationer og nitrat en perioden etter vårsmeltingen (juni-desember).

Svartetjern (Hordaland)

Svartetjernet har en svært "tynn" vannkvalitet (lavt innhold av oppløste ioner) og er derfor svært følsom for endringer i tilførsler. Svartetjernet skiller seg fra de andre feltene høye nedbørmengder og stor avrenning. Kjemien er relativt stabil gjennom året, siden det ikke er hydrologiske ekstremperioder, men generelt mye vann hele tiden.

Svartetjernet i Matre i Nord-Hordaland ble etablert i juli 1994. 1995 er det første året i "full" drift. Feltet er valgt ut fordi det har en svært "tynn" vannkvalitet (lavt innhold av oppløste ioner) og er derfor svært følsom for endringer i tilførsler. Feltet ligger i et område som er svært sjøsaltpåvirket (feltet mottok i 1995 6-7 ganger mer klorid pr. m² enn Birkenesfeltet), vil pga. vannkvaliteten respondere raskt og tydelig på sjøsaltepisoder.

Nedbørmengden i 1995 var 3631 mm som er 108 % av normalen. Nedbøren fordeler seg jevnt over hele året, med oktober som den mest nedbørrike måneden (862 mm) og august med minst nedbør (64mm). Det er stor avrenning fra feltet hele året (med unntak av august) og viser at feltet ikke har noen permanent snødekke. Det er derfor ingen spesiell vårsmelting i dette feltet.

Kjemien er relativt stabil gjennom året, siden det ikke er hydrologiske ekstremperioder, men generelt mye vann hele tiden. I løpet av sommeren var det liten avrenning fra feltet og i denne perioden var det en økning i pH fra ca 5 til 5.5 i slutten av august. Ikke-marine basekationer viser omtrent samme forløpet som pH. Ikke-marine sulfat er stabil gjennom hele året, mens klorid viser noe høyere verdier om vinteren. samtidig med høye kloridnivåer finner vi negative verdier av ikke-marine Na. Nitratnivåene i Svartetjernet er generelt lave, rundt ca 50 µg N/l, men det er bare i en kort periode i august og september at nivåene faller under 10 µg N/l.

Tabell 3.3.2 Veide månedsmidler i feltforskningsstasjonene 1995

Birkenes, Aust-Agder

	mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	I A µg/l	LAI µg/l
Jan	178	4.55	0.83	0.35	3.13	0.09	5.4	4.6	125	0	509	147	362
Feb	199	4.59	0.80	0.33	3.08	0.10	5.5	4.4	102	0	487	130	357
Mar	111	4.56	0.84	0.36	3.27	0.09	5.7	4.5	153	0	429	129	301
Apr	96	4.64	0.75	0.31	2.90	0.12	5.0	4.4	120	0	479	143	336
Mai	57	4.77	0.96	0.29	2.68	0.09	4.3	4.5	102	0	380	116	264
Jun	67	4.71	0.74	0.25	2.50	0.05	3.4	4.3	34	0	399	177	222
Jul	3	4.79	1.08	0.27	2.65	0.11	4.1	4.0	42	0	379	190	188
Aug	0												
Sep	182	4.47	0.83	0.30	2.73	0.11	3.9	5.5	80	2	488	204	284
Okt	128	4.61	0.85	0.27	2.92	0.11	4.3	4.7	49	0	427	164	263
Nov	34	4.79	0.97	0.31	3.06	0.07	4.7	4.8	120	0	387	126	261
Des	35	4.78	1.00	0.35	3.08	0.07	5.2	4.9	165	0	425	126	299
1995	1088	4.59	0.83	0.32	2.96	0.10	4.8	4.7	101	0	461	152	308

Storgama, Telemark

	mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	I A µg/l	LAI µg/l
Jan	44	4.58	0.62	0.14	1.01	0.03	1.4	2.7	153	0	168	106	61
Feb	34	4.69	0.67	0.14	1.14	0.03	1.6	2.6	176	0	171	105	66
Mar	29	4.76	0.85	0.17	1.29	0.06	2.0	3.0	234	0	210	115	95
Apr	204	4.56	0.64	0.17	1.23	0.20	2.1	2.9	300	0	162	94	67
Mai	270	4.73	0.30	0.08	0.63	0.08	1.0	1.5	112	0	95	68	28
Jun	137	4.81	0.32	0.07	0.54	0.04	0.8	1.4	9	0	106	74	32
Jul	0												
Aug	0												
Sep	251	4.59	0.50	0.10	0.63	0.07	0.8	2.4	33	0	149	93	55
Okt	77	4.68	0.54	0.10	0.69	0.05	0.9	2.2	52	0	163	99	64
Nov	15	4.71	0.70	0.13	0.83	0.05	1.1	2.8	161	0	186	96	90
Des	17	4.68	0.79	0.15	0.89	0.04	1.2	2.9	226	0	202	97	105
1995	1078	4.66	0.49	0.11	0.79	0.09	1.2	2.1	121	0	138	87	51

Langtjern, Buskerud

	mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	I A µg/l	LAI µg/l
Jan	18	4.83	1.29	0.20	0.72	0.07	0.5	2.7	26	0	248	205	43
Feb	10	4.97	1.30	0.20	0.80	0.08	0.5	2.6	30	4	229	191	38
Mar	9	5.12	1.29	0.19	0.72	0.07	0.6	2.5	31	9	226	184	42
Apr	46	4.78	1.11	0.19	0.74	0.17	0.6	2.9	61	1	217	179	37
Mai	271	4.76	0.68	0.12	0.53	0.13	0.5	2.1	33	0	145	122	24
Jun	143	4.76	0.68	0.12	0.45	0.10	0.4	1.8	13	0	157	128	29
Jul	0												
Aug	0												
Sep	17	5.19	0.92	0.15	0.55	0.09	0.5	2.0	11	5	178	123	55
Okt	25	5.17	1.08	0.17	0.57	0.08	0.5	2.2	17	6	189	142	48
Nov	7	5.14	1.20	0.19	0.66	0.10	0.6	2.3	25	7	195	147	48
Des	0		0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.0	0		0	0	0
1995	566	4.80	0.79	0.14	0.55	0.11	0.5	2.1	27	1	165	135	30

Tabell 3.3.2 forts. Veide månedsmidler i feltforskningsstasjonene 1995

Kårvatn, Møre og Romsdal

	mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l
Jan	8	6.36	0.80	0.23	1.46	0.14	2.2	1.0	40	33	19	15	4
Feb	5	6.47	0.80	0.22	1.41	0.13	2.0	1.0	39	41	15	13	2
Mar	4	6.48	0.91	0.26	1.72	0.12	2.6	1.1	45	43	18	17	0
Apr	12	6.40	1.01	0.36	2.31	0.23	4.5	1.3	41	36	25	25	0
Mai	351	6.06	0.70	0.31	2.04	0.19	4.1	0.9	34	16	20	17	2
Jun	755	6.01	0.36	0.17	1.20	0.13	2.3	0.7	18	13	17	16	1
Jul	463	6.15	0.25	0.09	0.75	0.09	1.1	0.5	10	14	16	17	-1
Aug	364	6.27	0.26	0.08	0.69	0.07	0.8	0.5	4	15	17	16	1
Sep	58	6.36	0.36	0.10	0.79	0.11	0.9	0.6	5	27	13	13	0
Okt	155	6.32	0.44	0.14	0.94	0.12	1.3	0.6	6	26	22	22	0
Nov	38	6.26	0.50	0.15	0.93	0.11	1.3	0.7	21	32	16	15	1
Des	48	6.32	0.45	0.14	0.80	0.10	1.2	0.7	28	25	31	29	3
1995	2261	6.12	0.39	0.16	1.12	0.12	2.0	0.7	16	17	18	17	1

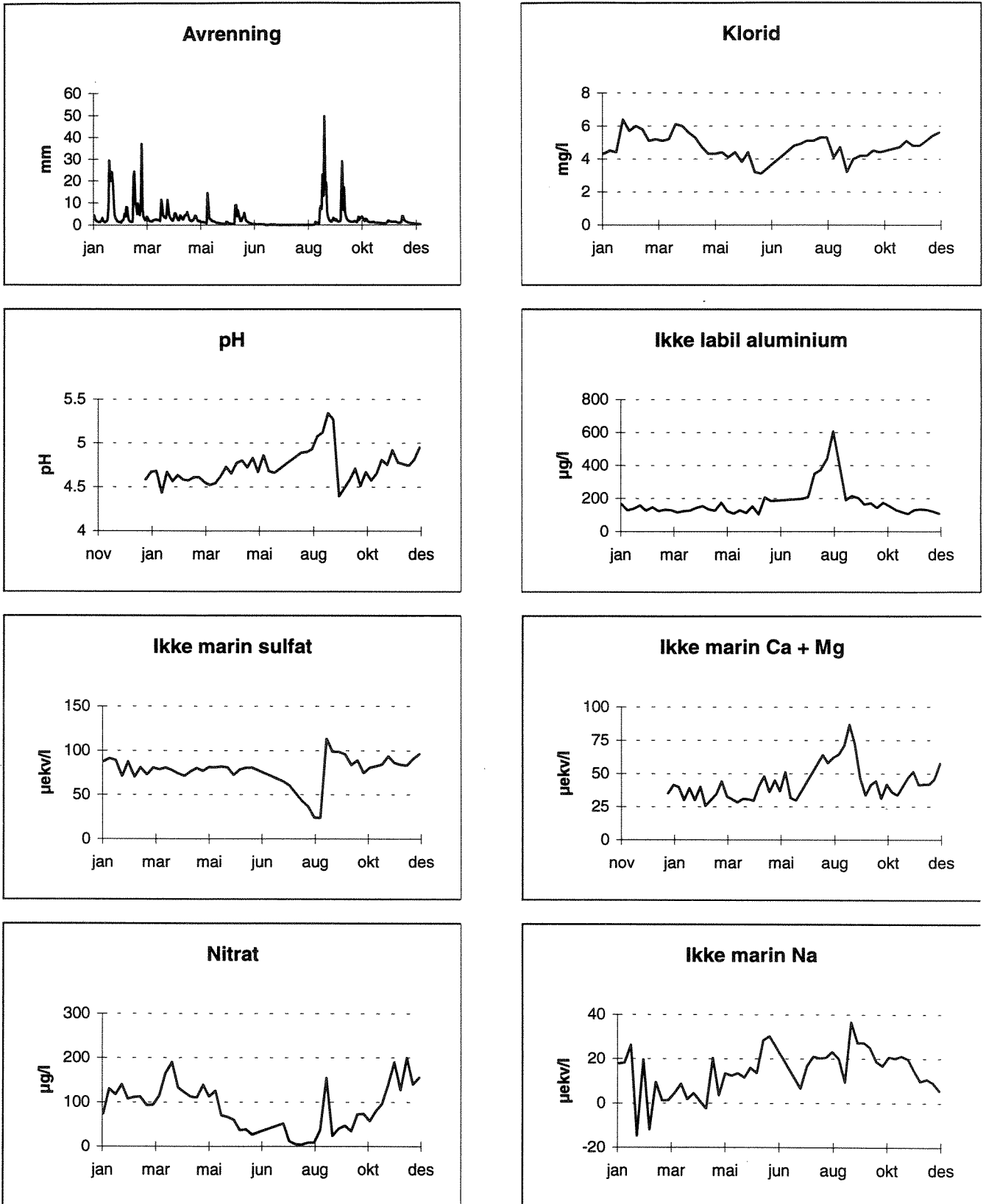
Svartetjernet, Hordaland

	mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l
Jan	341	4.94	0.21	0.27	2.24	0.13	3.6	1.4	45	0	98	73	25
Feb	445	4.91	0.25	0.38	2.99	0.17	5.3	1.5	38	0	100	61	40
Mar	198	4.94	0.27	0.36	2.96	0.20	5.2	1.6	51	0	106	67	40
Apr	362	4.89	0.26	0.37	3.04	0.21	5.5	1.6	54	0	105	66	39
Mai	218	5.10	0.23	0.26	2.22	0.16	3.7	1.5	49	0	100	66	35
Jun	53	5.38	0.23	0.22	2.00	0.16	3.2	1.6	29	3	86	46	40
Jul	122	5.24	0.21	0.21	1.88	0.11	2.7	1.4	18	0	112	90	22
Aug	1	5.51	0.21	0.21	1.96	0.12	2.5	1.5	0	7	111	87	24
Sep	553	5.31	0.26	0.25	2.17	0.15	3.2	1.6	9	4	108	80	28
Okt	639	4.98	0.29	0.32	2.55	0.18	4.2	1.5	30	0	121	85	36
Nov	305	5.02	0.23	0.25	2.11	0.16	3.4	1.5	33	0	115	86	29
Des	92	5.14	0.18	0.21	1.73	0.16	2.5	1.5	38	0	117	94	24
1995	3329	5.02	0.25	0.30	2.47	0.17	4.1	1.5	34	1	108	75	33

Dalelv, Finnmark

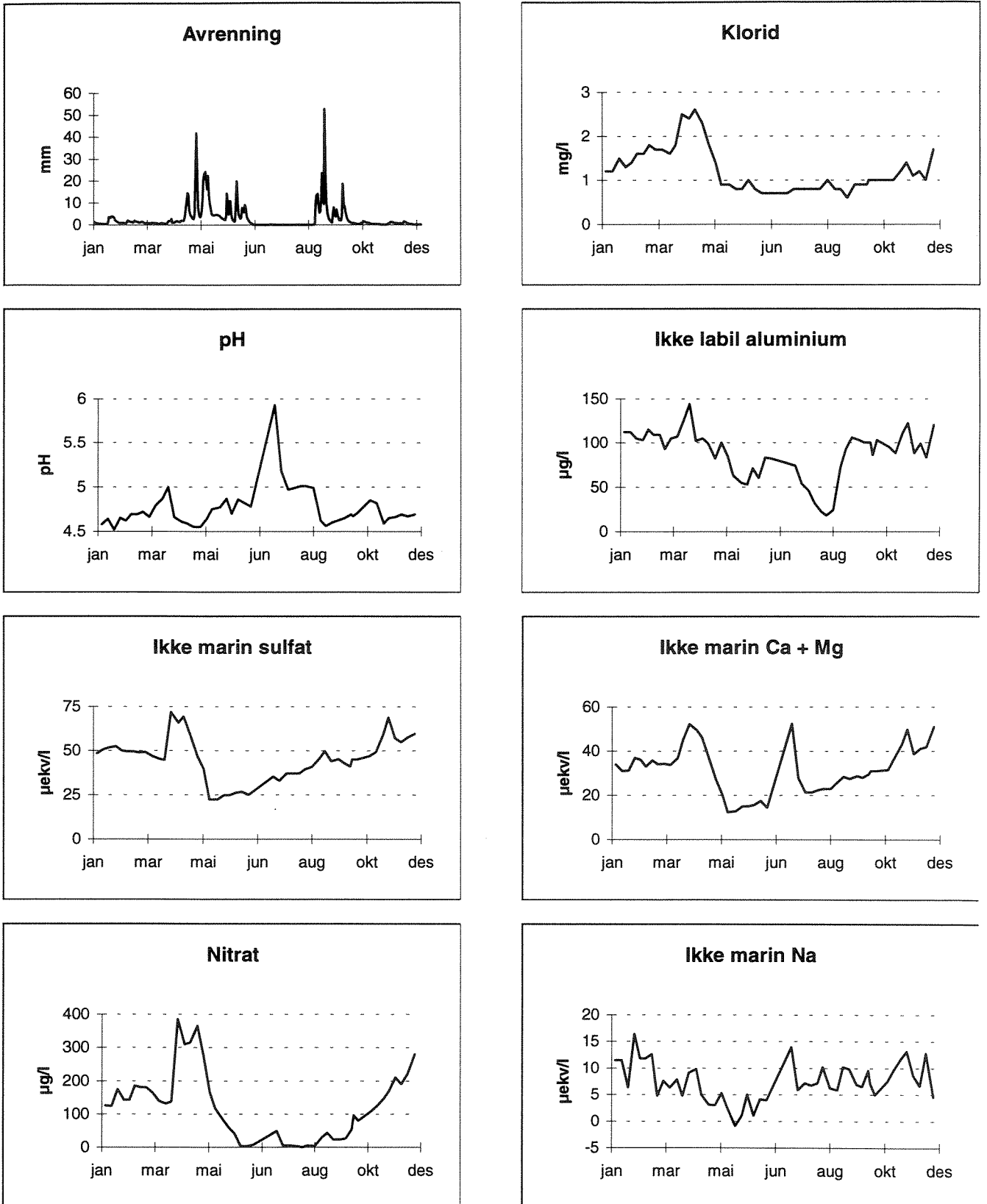
	mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	NO3-N µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l
Jan	16	6.10	1.79	0.99	4.17	0.27	6.1	5.6	36	50	3	3	0
Feb	13	6.02	1.86	1.04	4.25	0.23	6.2	5.7	43	55	3	3	0
Mar	12	5.73	1.87	1.14	4.52	0.34	7.0	6.4	27	48	8	8	0
Apr	22	4.98	1.39	0.84	3.57	0.27	5.8	5.2	11	17	9	9	0
Mai	233	6.30	1.28	0.76	3.14	0.22	5.0	4.7	9	17	8	8	0
Jun	117	6.20	1.30	0.74	3.15	0.17	5.0	4.5	3	23	7	7	0
Jul	74	6.53	1.46	0.79	3.55	0.20	5.2	4.5	3	38	7	6	0
Aug	22	6.10	1.54	0.83	3.49	0.28	5.3	4.6	2	46	5	5	1
Sep	17	5.47	1.42	0.84	3.53	0.22	5.2	4.9	12	28	7	6	0
Okt	59	6.21	1.42	0.80	3.39	0.21	5.3	5.0	16	27	4	4	1
Nov	36	6.25	0.99	0.58	2.00	0.14	3.4	3.3	13	28	3	3	0
Des	20	5.50	1.40	0.82	3.44	0.23	5.4	5.0	12	24	7	7	0
1995	640	5.90	1.40	0.82	3.44	0.23	5.4	5.0	12	24	7	7	0

Birkenes 1995



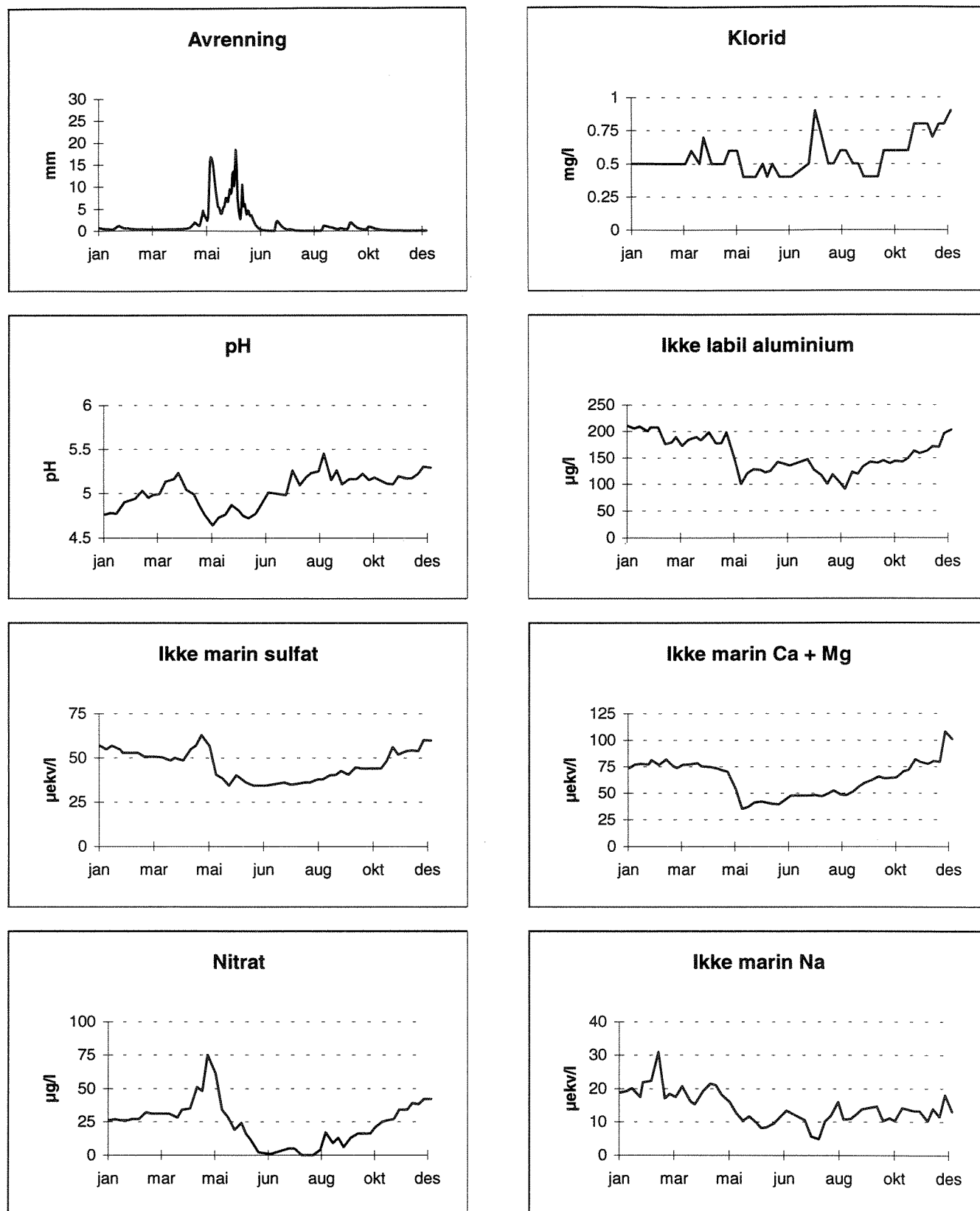
Figur 3.3.1. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for endel forskjellige kjemiske parametere i Birkenes 1995.

Storgama 1995



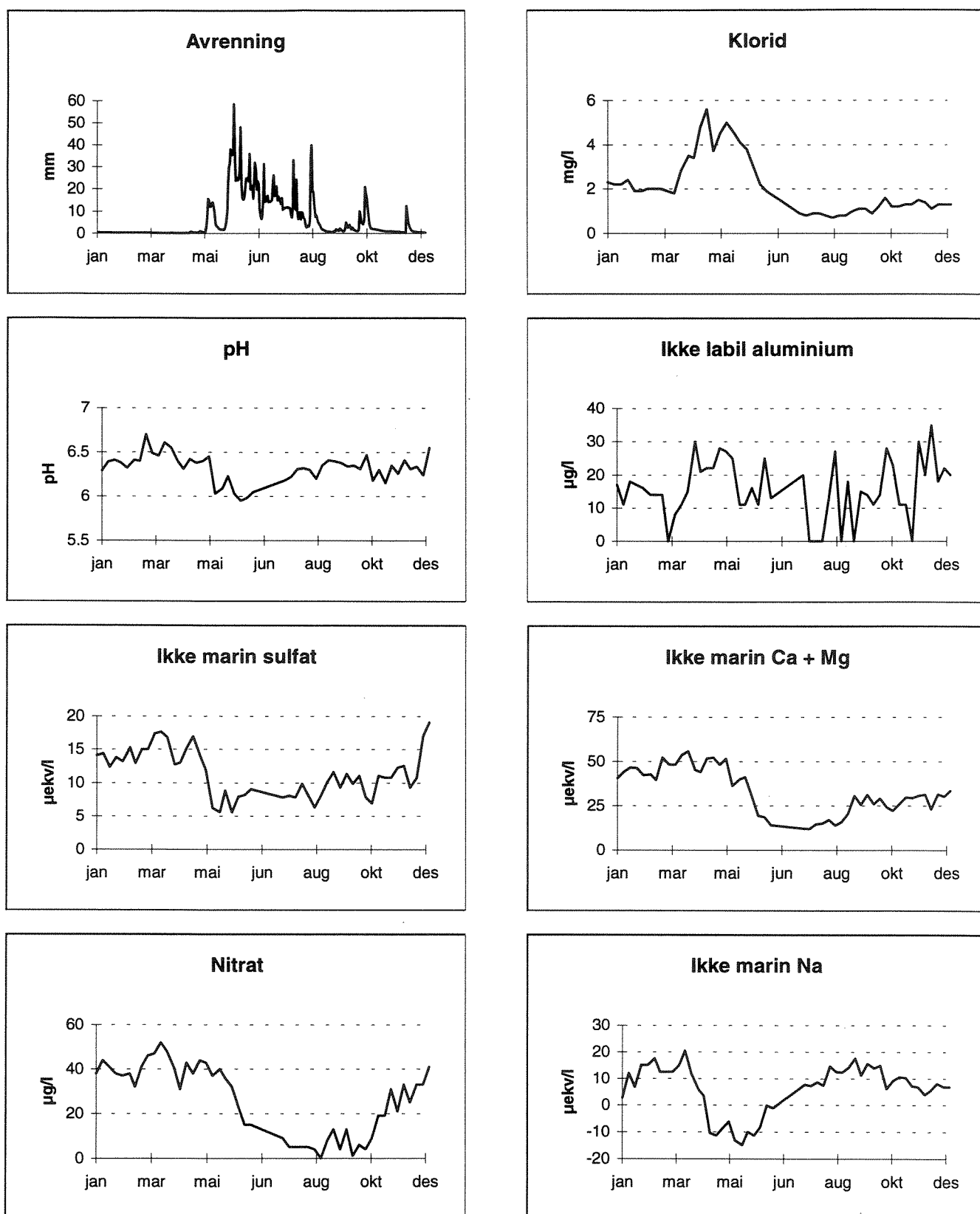
Figur 3.3.2. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for endel forskjellige kjemiske parametere i Storgama 1995.

Langtjern 1995



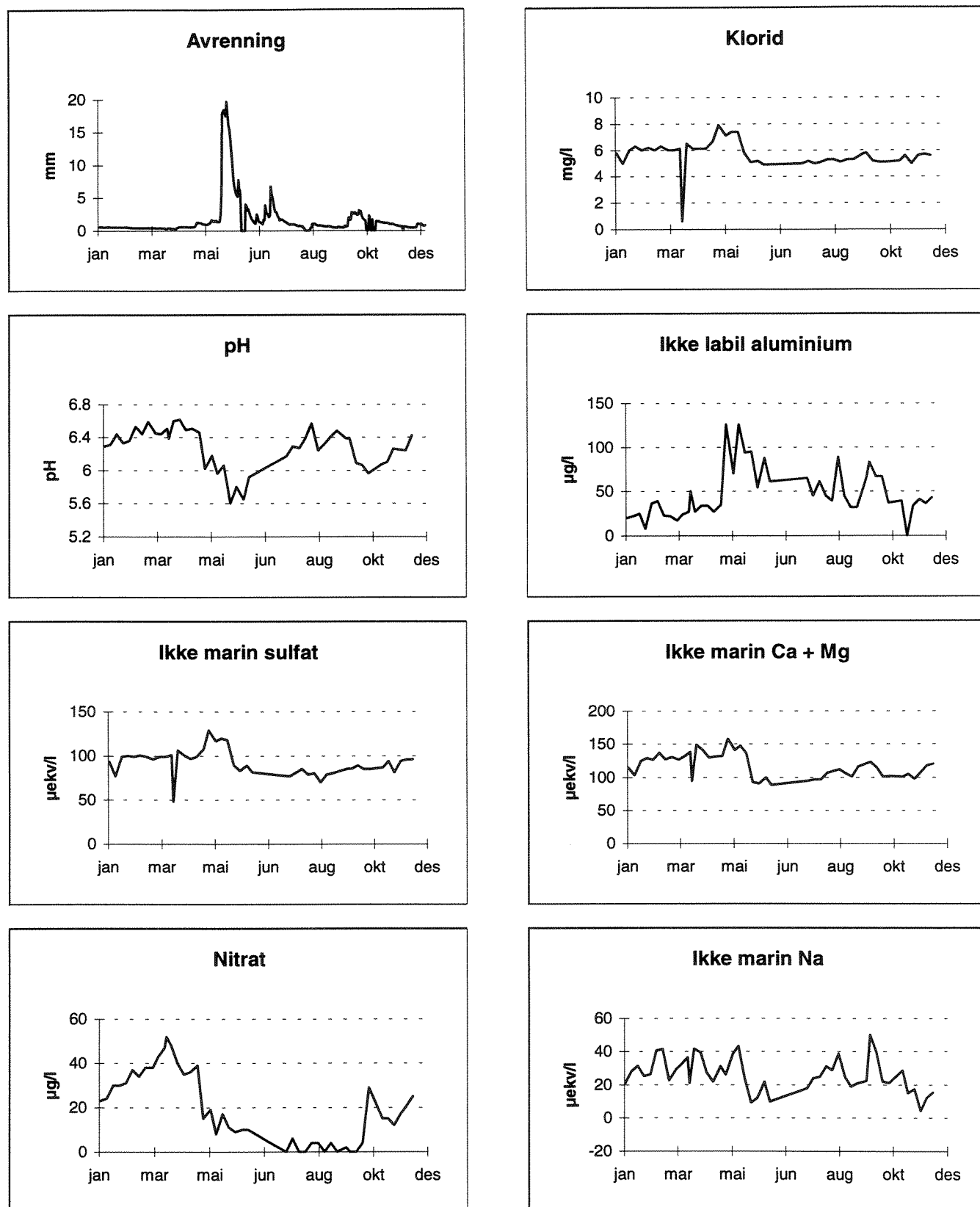
Figur 3.3.3. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for endel forskjellige kjemiske parametere i Langtjern 1995.

Kårvatn 1995



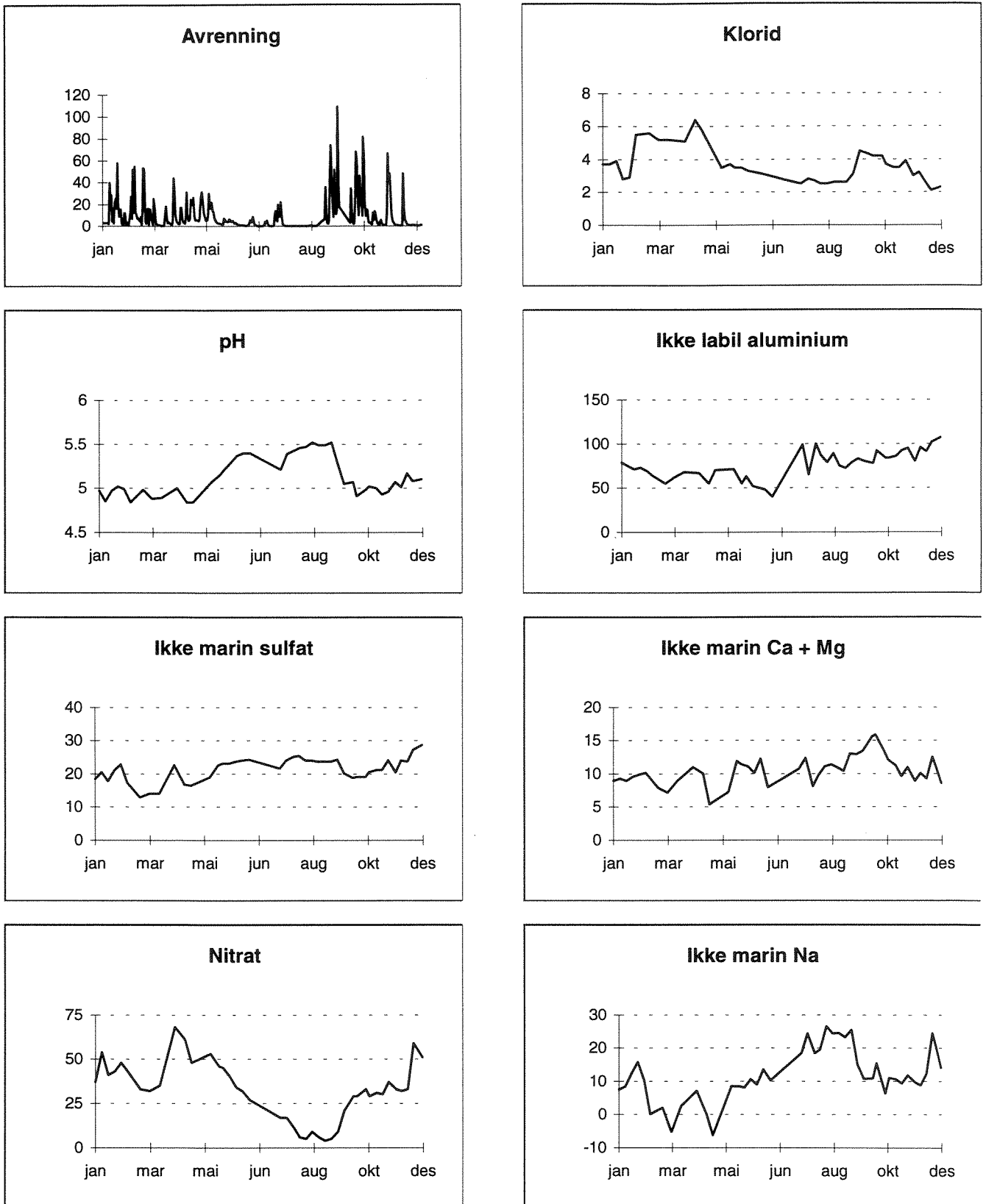
Figur 3.3.4. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for endel forskjellige kjemiske parametere i Kårvatn 1995.

Dalelva 1995



Figur 3.3.5. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for endel forskjellige kjemiske parametere i Dalelva 1995.

Svartetjernet 1995



Figur 3.3.6. Variasjon i avrenning og konsentrasjon for endel forskjellige kjemiske parametere i Svartetjernet 1995.

3.3.2 Materialtransport

Ionetransporten gjennom feltforskningsområdene viser at Svartetjernet 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 og minst basekationer og lekker mest nitrogen. Dette viser at Birkenes er mest påvirket av sur nedbør. Deretter kommer Svartetjernet, Storgama, Langtjern og Dalelva mens Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør, og forbruker all tilført H^+ og produserer bikarbonat.

Materialtransport beskriver forholdet mellom tilførte kjemiske komponenter gjennom nedbøren (fluks inn) og utførsel av kjemiske komponenter gjennom avrenningen (fluks ut).

For å kunne vurdere forholdet mellom fluks inn og fluks ut må man forutsette rimelig hydrologisk balanse mellom nedbørmengder og avrenning. Årsvariasjoner i bl.a lufttemperatur vil ofte kunne ha stor innflytelse på hydrologien i et nedbørfelt. Det hydrologiske år er den 12-måneders periode som gir best korrelasjon mellom mengde nedbør og mengde avrenning. Det er tidligere vist (SFT, 1992) at dette er fra 1. juni -31. mai for Birkenes og Storgama og fra 1. september - 31. august for Langtjern og Kårvatn. Vi velger likevel å se på materialtransport på basis av kalenderår fordi dette er i samsvar med presentasjon av alle andre typer data i denne rapporten og forenkler dermed presentasjonen av resultatene.

Feltene er utstyrt med limnigraf for kontinuerlig registrering av vannføring ut av feltene, og disse er svært nøyaktige. Måling av nedbørtilførsler er derimot beheftet med større usikkerhet. Nedbørsamlerer viser ofte for lav oppfangingssevne i forhold til den gjennomsnittlige nedbørtilførsel i feltet. Dette er spesielt utpreget om vinteren når nedbøren kommer som snø. I tillegg bidrar også tørravsetninger til tilførsler av ioner til nedbørfeltene. Disse tørravsetningene som består av sjøsalter såvel som SO_2 -gass og SO_4 -partikler fra antropogene kilder. De målte nedbørtilførslene korrigeres for dette ved klorid-metoden. 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 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 (se kap. 3.3 og Henriksen og Hindar, 1995) slik at kloridmetoden i dette tilfellet vil undervurdere korrigeringen det første året og overvurdere korrigeringen året etter.

På tross av disse usikkerhetene er vurdering av materialtransport nyttig for å beskrive feltenes egenart, men metoden er lite egnet til å spore utvikling i vannkjemi over tid.

Forholdet mellom tilførsler og transport ut av nedbørfeltene fra 1980-1995 er vist i tabell 3.3.3. I tabellen er det beregnet hva som kommer inn gjennom nedbøren og hva som går ut gjennom avrenningen i $mekv/m^2$ pr. år. Hvis 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.

Tabellen viser at det er et klart skifte i ionesammensetningen fra nedbør til avrenning. Nitrat og ammonium og tildels kalium fra nedbøren holdes tilbake i feltene, H^+ nøytraliseres (forbrukes) og kalsium, magnesium, og tildels HCO_3^- (Kårvatn) frigjøres i feltetene ved forvitring, og aluminium ved ionebytte.

Svartetjernet er det feltet med klart høyest ionetransport. Årsaken til dette er det svært høye nedbørmengdene i dette feltet. Ionetransporten i Svartetjernet er nesten 2.5 ganger større enn i Birkenes, som igjen har dobbelt så høy ionetransport som Kårvatn, tre ganger Storgama og 5 ganger Langtjern. Ionetransporten reflekterer i stor grad påvirkning av sjøsalter, hvor Svartetjernet mottar mest og Langtjern minst. Dette leses ut av kloridtransporten som er høyest for Svartetjernet og lavest for Langtjern.

Birkenes mottar mest sulfat, mens Kårvatn mottar minst. Alle feltene med unntak av Langtjern viser større transport av sulfat ut enn inn og viser dermed at disse feltene produserer sulfat, ved forvitring og ionebytte. Langtjern har omtrent balanse mellom fluks inn og fluks ut.

Birkenes har størst tilførsler av H^+ , og Kårvatn minst. Birkenes og Svartetjernet nøytraliserer ca. 1/3 av tilført H^+ , mens Storgama og Langtjern nøytraliserer ca. halvparten. Kårvatn og Dalelva, nøytraliserer alt. Birkenes og Svartetjernet er samtidig de feltene som frigjør mest aluminium. Frigjøring av kalsium og magnesium er på omtrent samme nivå for Birkenes, Storgama og Langtjern, men er betydelig lavere i Kårvatn og Dalelv. Svartetjernet viser spesielt lave verdier for Ca og Mg og viser at dette feltet har svært lav forvitring av basekationer. Når vi ser på kalsium og magnesium "produksjonene" i forhold til den total ionestyrken i tilførsler og avrenning er det klart at Birkenesfeltet er mest utarmet på basekationer og kompenserer dette bl.a. med frigivelse av aluminium.

Også nitrattilførselene er høyest på Birkenes og lavest på Kårvatn og Dalelva. Transporten ut av nitrat er imidlertid like høy på Birkenes og Storgama, mens den er uvesentlig i de andre fire feltene. Dette betyr at noe nitrat "lekker" fra Birkenes og Storgama, mens all nitrat forbrukes i de andre feltene. Den forholdsvis høye transporten av nitrat ut av Storgamafeltet viser at nitrat ikke blir tatt opp i vegetasjonen på samme måte som i Birkenes. Forklaringen på dette kan være at det er mer overflateavrenning i Storgama fordi det er mer bart fjell her, slik at den nitraten vi ser i avrenningen til en viss grad er det som kalles "hydrologisk nitrat", d.v.s nitrat som ikke har vært i lang nok kontakt med jord eller biologisk materiale og derfor ikke har hatt anledning til å bli fanget opp i nedbørfeltet.

Tabell 3.3.3. Materialtransport (input/output) for Birkenes, Storgama, Langtjern, Kårvatn, Storgama og Dalelv for 1980-1995. Enhet: meq/m²/år.

		Birkenes				Storgama				Langtjern			
		80-84	85-89	90-94	1995	80-84	85-89	90-94	1995	80-84	85-89	90-94	1995
Vann	Inn	1397	1562	1419	1411	1025	1031	947	903	737	819	670	634
	Ut	1106	1247	1020	1088	960	968	838	1078	526	789	515	566
H+	Inn	119	140	88	84	51	42	49	43	26	49	18	20
	Ut	31	34	33	28	30	29	23	24	10	16	9	9
	Netto	88	107	56	56	21	14	26	19	16	33	9	11
Ammonium	Inn	89	112	73	76	29	27	33	37	21	43	20	21
	Ut		9				5				2		
	Netto	89	103	73	76	29	22	33	37	21	42	20	21
Kalsium	Inn	22	21	16	12	7	5	6	6	6	8	5	4
	Ut	61	62	49	45	33	28	25	26	29	36	27	22
	Netto	-38	-41	-32	-34	-26	-23	-19	-20	-23	-28	-22	-18
Magnesium	Inn	28	30	31	29	5	4	7	8	2	4	2	3
	Ut	37	37	30	28	12	10	9	10	9	11	8	6
	Netto	-9	-7	1	1	-8	-6	-2	-1	-7	-7	-6	-4
Natrium	Inn	9	12	29	133	15	15	28	32	5	11	6	6
	Ut	126	137	149	140	26	29	33	37	12	16	14	13
	Netto	-118	-125	-120	-7	-11	-14	-4	-5	-7	-6	-8	-7
Kalium	Inn	8	12	6	5	2	2	2	2	2	5	2	2
	Ut	5	8	5	3	3	2	2	2	2	2	2	2
	Netto	4	4	1	2	-1	0	0	0	1	2	0	0
Klorid	Inn	141	147	160	148	29	26	31	36	6	11	7	8
	Ut	141	147	160	148	29	26	31	36	6	11	7	8
	Netto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sulfat	Inn	137	147	95	83	52	40	49	41	33	56	24	25
	Ut	151	151	118	107	73	63	49	48	38	46	29	25
	Netto	-14	-4	-22	-23	-21	-23	0	-8	-5	11	-5	0
Nitrat	Inn	80	110	80	88	28	28	40	40	16	36	19	20
	Ut	8	15	12	8	11	10	8	9	1	2	1	1
	Netto	72	95	68	80	17	18	32	31	15	35	18	19
Bikarbonat	Inn												
	Ut	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Netto	0	-7	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0
Aluminium	Inn												
	Ut	55	62	57		18	16	14		11	14	10	
	Netto	-55	-62	-57	0	-18	-16	-14	0	-11	-14	-10	0

Tabell 3.3.3. forts. Materialtransport (input/output) for Birkenes, Storgama, Langtjern, Kårvatn, Storgama og Dalelv for 1980-1995. Enhet: meq/m²/år.

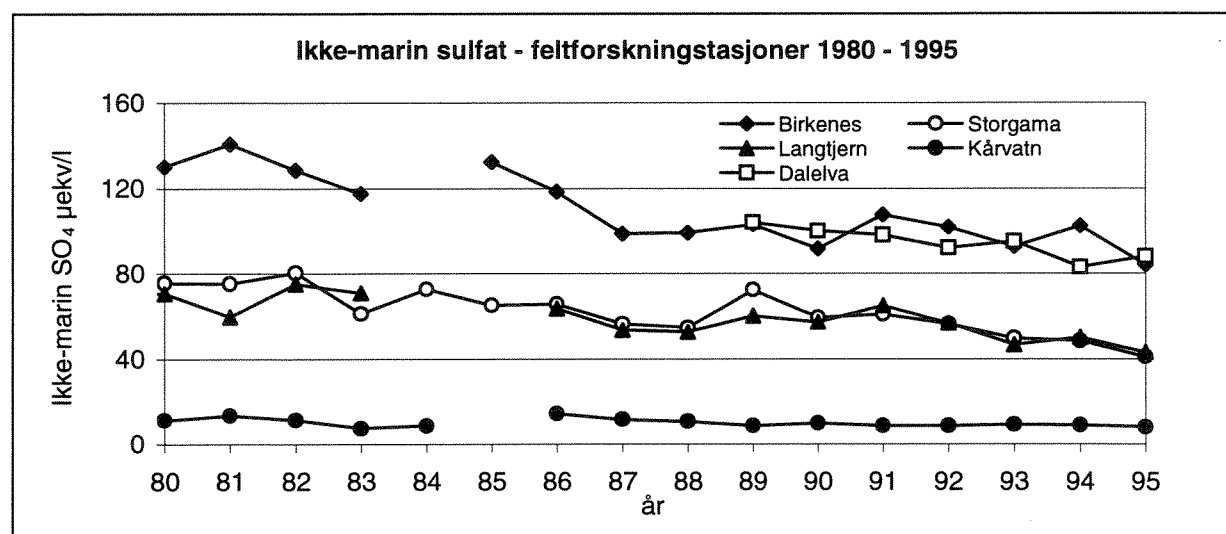
		Kårvatn				Dalelva		Svarte- tjernet
		80-84	85-89	90-94	1995	90-94	1995	1995
Vann	Inn	1231	1458	1531	1661	311	383	3901
	Ut	1688	1932	1886	2261	281	642	3363
H+	Inn	8	12	9	14	16	26	97
	Ut	2	2	2	2	0	1	32
	Netto	6	10	7	13	16	25	65
Ammonium	Inn	6	9	7	10	7	11	52
	Ut		1					
	Netto	6	8	7	10	7	11	52
Kalsium	Inn	6	8	6	11	5	16	24
	Ut	36	42	38	44	24	45	42
	Netto	-30	-34	-32	-33	-19	-29	-18
Magnesium	Inn	12	16	17	27	11	23	82
	Ut	24	27	25	30	24	43	83
	Netto	-12	-11	-8	-3	-13	-21	-2
Natrium	Inn	44	76	74	110	48	88	338
	Ut	88	95	95	111	50	96	363
	Netto	-44	-19	-21	-1	-2	-8	-25
Kalium	Inn	2	3	3	4	3	4	10
	Ut	5	6	6	7	2	4	14
	Netto	-4	-3	-3	-2	0	0	-4
Klorid	Inn	58	83	84	125	55	98	387
	Ut	58	83	84	125	55	98	387
	Netto	0	0	0	0	0	0	0
Sulfat	Inn	9	13	8	11	23	35	94
	Ut	27	33	28	31	35	66	107
	Netto	-18	-20	-20	-20	-12	-31	-13
Nitrat	Inn	4	6	5	8	7	12	47
	Ut	2	2	2	3	0	1	8
	Netto	2	4	3	5	7	11	38
Bikarbonat	Inn							
	Ut	28	28	25	38	6	15	2
	Netto	-28	-28	-25	-38	-6	-15	-2
Aluminium	Inn							
	Ut	4	4	4		2	5	41
	Netto	-4	-4	-4	0	-2	-5	-41

3.3.3 Trender i vannkjemi i feltforskningsstasjonene 1980 til 1995

Alle feltene viser klar nedgang i sulfat i perioden 1980-1995, noe som reflekterer de reduserte tilførsene av sulfat i samme periode. I perioden 1980-1995 viser Storgama og Langtjern en økning i ANC. ANC i Birkenes har variert endel i måleperioden, som følge av sjøsaltepisoder, men verdien for 1994 og 1995 er de høyeste som er registrert så langt. Ikke-marine basekationer (kalsium + magnesium) viser stabile trender for Storgama, Langtjern og Kårvatn for perioden 1980-1995, men Birkenes viser avtagende trend. Dette betyr at for Birkenes har nedgangen i sulfat blitt kompensert med nedgang i basekationer, slik at det derfor ikke skjer en endring i ANC. Det er lite endring i pH i måleperioden, men fra 1990 til 1993 kan man ane en positiv endring i pH for Storgama og Langtjern, mens verdien for 1995 for begge disse feltene har gått ned. Birkenes derimot viser en negativ pH utvikling siden 1990 og pH i 1993 er den laveste som er registrert, mens det for 1995 igjen er en oppgang i pH. Både Birkenes og Storgama viser nedgang i klorid etter flere års oppgang som følge av sjøsaltepisodene i årene 1989-1993. For alle stasjonene med unntak av Birkenes viser reaktivt aluminium lave stabile verdier. Birkenes viser en klar utvikling mot høyere aluminiumverdier i årene med sjøsaltepisoder, men 1995 viser en klar nedgang i aluminium. Labilt aluminium derimot, viser klar nedgang på alle stasjonene. Det er ingen trender i nitrat i noen av feltforskningsstasjonene. Det er høyest nitratnivå i Birkenes og Storgama som er de to feltene som ligger i områder med høyest nitrogen-deposisjon.

Alle analyseresultater for 1995, samt årlige veide middelveier for perioden 1974-1995 for alle feltforskningsstasjonene er presentert i vedlegg A. I figurene 3.3.7 til 3.3.15 er årlige middelveier for endel kjemiske variable sammenlignet for perioden 1980-1995 (Svartetjernet er ikke med).

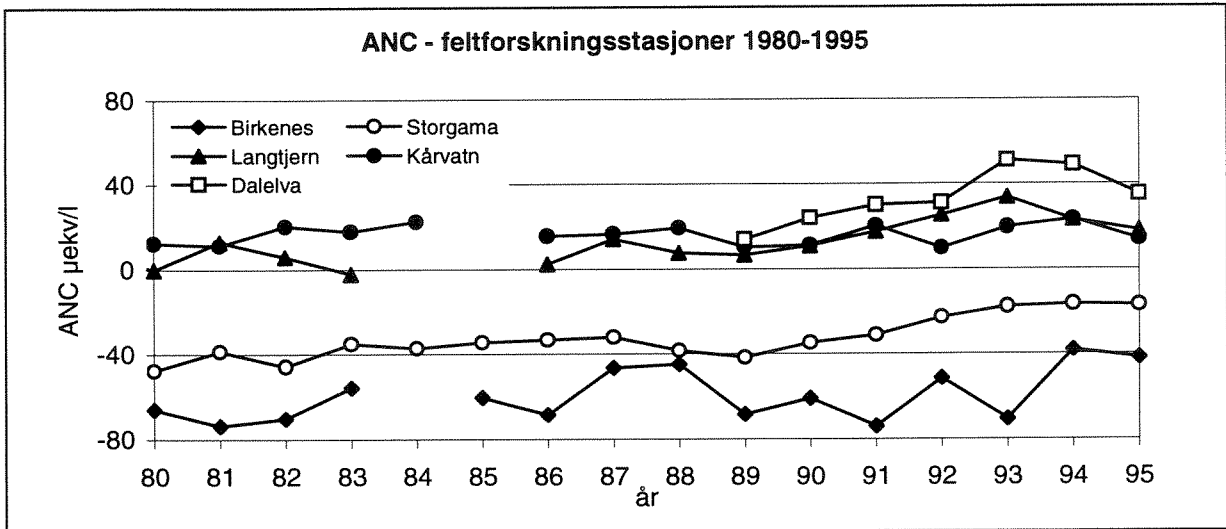
Konsentrasjonene i sulfat i feltforskningsstasjonene reflekterer i hvilken grad de er påvirket av sur nedbør. Birkenes har de høyeste konsentrasjonene, deretter kommer Storgama og Langtjern, mens Kårvatn er minst påvirket. Alle feltene viser klar nedgang i sulfat i perioden 1980-1995, som reflekterer de reduserte tilførsene i samme periode. Både Birkenes, Storgama og Langtjern viser de laveste registrerte verdiene for sulfat siden 1980. Daleva viser en liten oppgang i 1995.



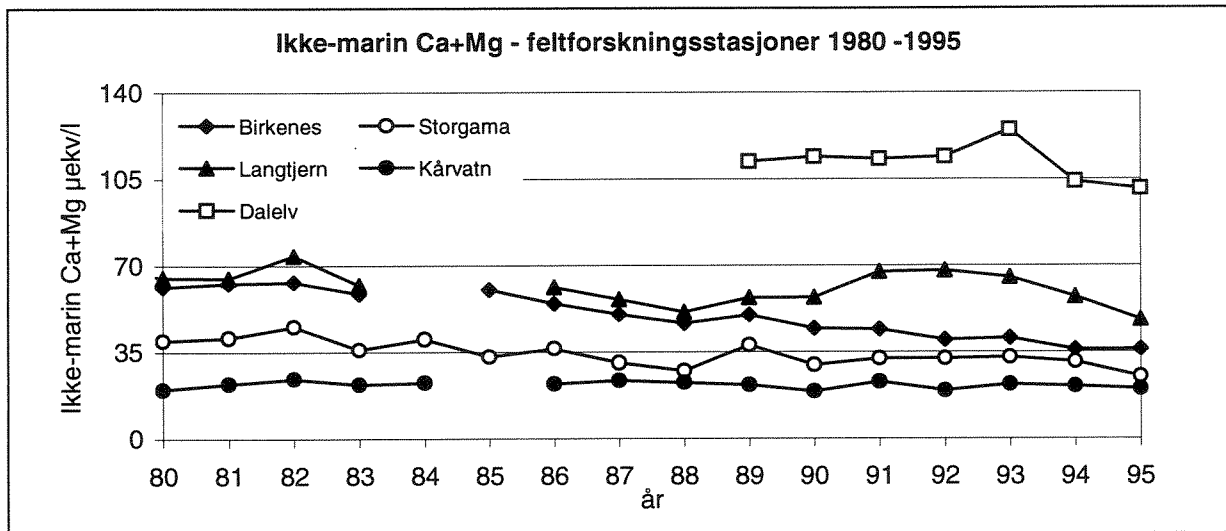
Figur 3.3.7. Variasjoner i ikke-marin sulfat i feltforskningsstasjonene for perioden 1980-1995

Birkenes og Storgama er dominert av negative ANC-verdier (syrenøytraliserende kapasitet) som balanseres med H^+ -ioner og aluminium. Langtjern og Kårvatn har gjennomgående positive ANC-verdier som balanseres med organiske anioner (Langtjern) eller bikarbonat (Kårvatn). I perioden

1980-1995 viser Storgama og Langtjern en positiv økning i ANC. ANC i Birkenes har variert endel i måleperioden, som følge av sjøsaltepisoder, men verdien for 1994 er den høyeste som er registrert så langt. Verdien for 1995 er på samme nivå men en anelse lavere. Ikke marine basekationer (kalsium + magnesium) viser stabile trender for Storgama, Langtjern og Kårvatn for perioden 1980-1995, men Birkenes viser avtagende trend. Dette betyr at for Birkenes har nedgangen i sulfat blitt kompensert med nedgang i basekationer, og dette er noe av forklaringen til at vi ikke ser en oppgang i ANC for Birkenes på tross av nedgang i sulfat.

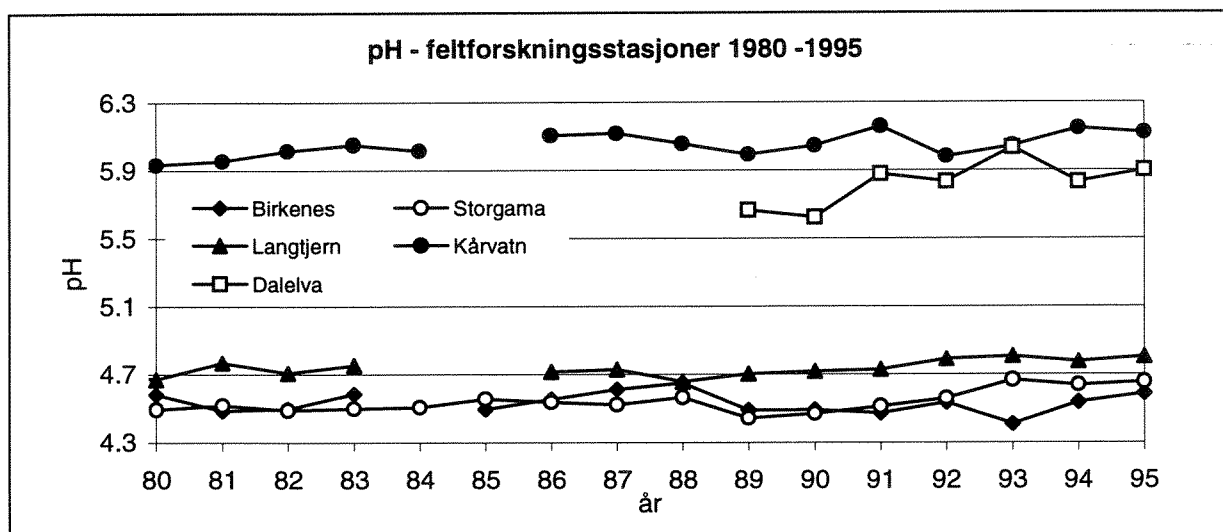


Figur 3.3.8. Variasjoner i årsmidler for ANC i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene.



Figur 3.3.9. Variasjoner i årsmidler for ikke-marine basekationer i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene.

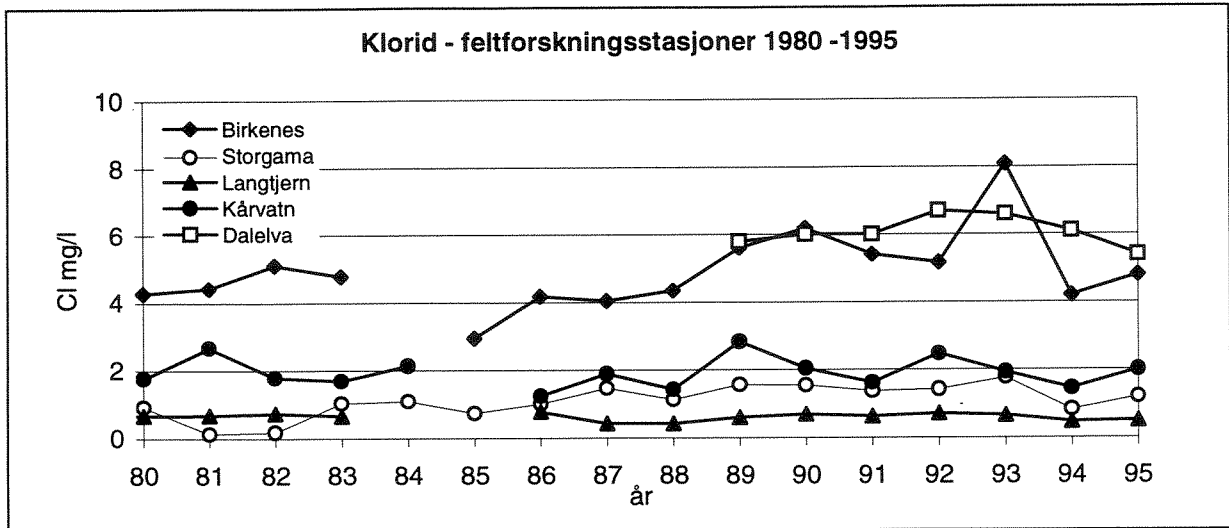
Birkenes og Storgama har lavest pH ($\text{pH} \approx 4.5$), mens Langtjern har litt høyere verdier ($\text{pH} \approx 4.8$), mens Kårvatn og Dalelv har pH rundt 6. Det er lite endring i pH i måleperioden, men fra 1990 til 1995 kan man se en positiv endring i pH for Storgama, Langtjern og Dalelv. Birkenes derimot viser en negativ pH utvikling siden 1990 og pH i 1993 er den laveste som er registrert, mens det for 1994 og 1995 igjen er en oppgang i pH. Birkenes er sterkt influert av sjøsaltepisoder fra 1989-1993 som har virket negativt inn på pH verdiene.



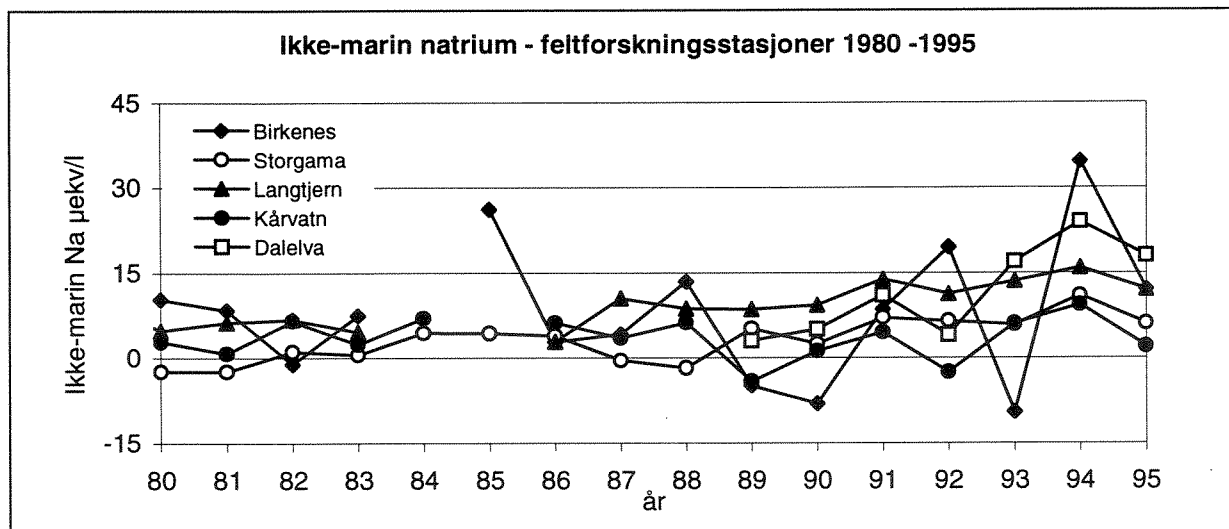
Figur 3.3.10 Variasjoner i årsmidler for pH i avrenningsvannet i feltforskningsstasjoner.

Kurvene for veide årsmidler av klorid viser tydelig at Birkenes er den stasjonen som er mest påvirket av sjøsalter. 1989, 1990, 1992 og 1993 er år med sjøsaltepisoder om vinteren. Fram til 1990 viser Birkenes stabile kloridverdier, men fra 1989 har kloridverdiene steget kraftig, og 1993 viser de høyeste registrerte kloridverdiene, mens 1994 og 1995 viser et kraftig drop tilbake til "normal" verdi. Storgama er noe påvirket av sjøsalter og viser litt høyere middelverdi av klorid i 1992 og 1993 enn tidligere, men også her viser 1994 og 1995 nedgang i klorid. Langtjern er upåvirket av sjøsaltepisodene nær kysten. Klorid er hovedanionet i Kårvatnfeltet og klorid varierer endel i måleperioden som en følge av variasjon i kloridtilførslene.

Sjøsaltepisodene vises også tydelig når man ser på veide årsmidler av ikke-marin. Negative verdier indikerer år med sterke sjøsaltepisoder. Som forklart under kapittel 2.1.1. kan episoder med spesielt høye konsentrasjoner av sjøsalter i nedbøren forårsake at endel av natrium-ionene 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 og økning i aluminium. Storgama og Langtjern, som er relativt upåvirket av sjøsalter, viser liten variasjon i ikke-marin natrium, selvom Langtjern viser en klart økende trend i ikke-marin natrium. Birkenes og Kårvatn, som ligger nærmere kysten, og som dermed er mer påvirket av sjøsalter og sjøsaltepisoder, viser veldig varierende årsmiddelverdier av ikke-marin natrium.

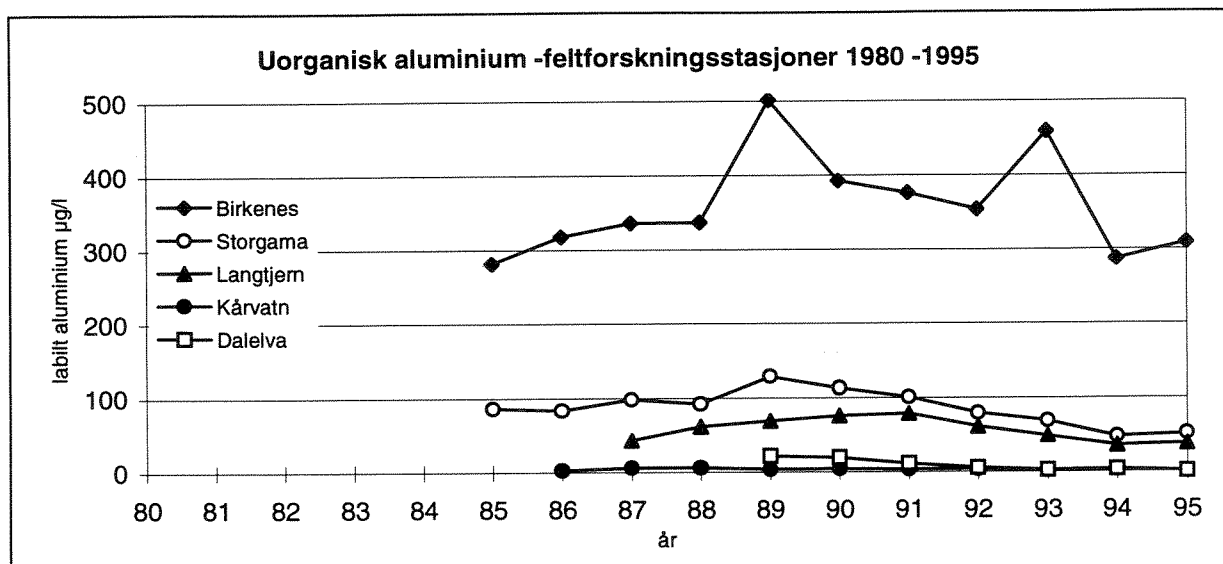


Figur 3.3.11 Variasjoner i årsmidler for klorid i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene.



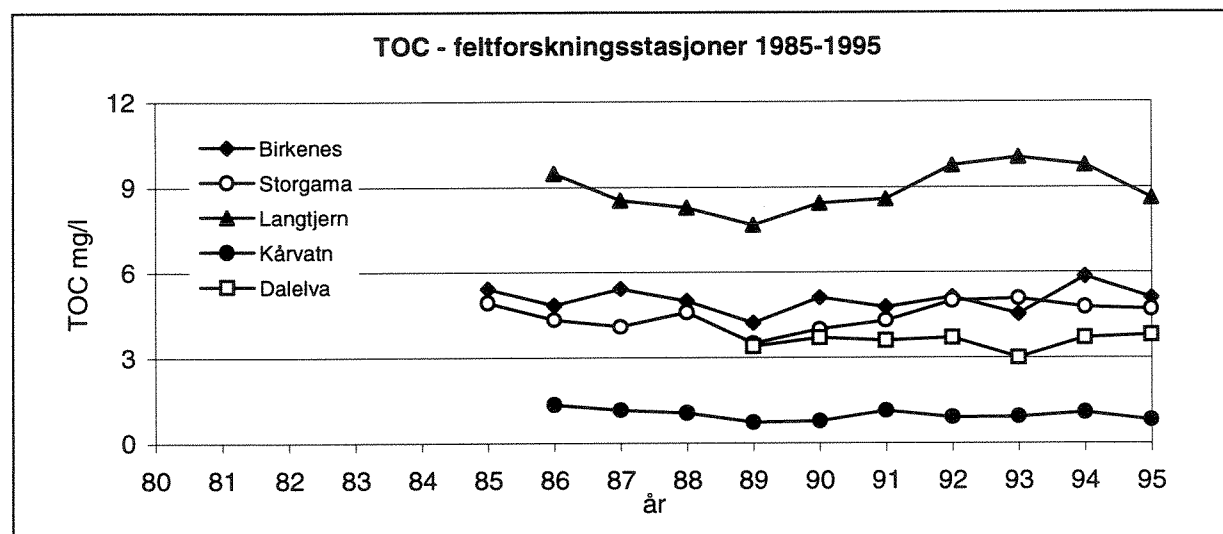
Figur 3.3.12 Variasjoner i årsmidler for ikke-marin natrium i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene. Negative verdier indikerer år med sterke sjøsaltepisoder som virker forsurende.

For alle stasjonene med unntak av Birkenes viser reaktivt aluminium lave stabile verdier. Birkenes viser en klar utvikling mot høyere aluminiumverdier i årene med sjøsaltepisoder, men 1994 viser en klar nedgang i aluminium. De høye aluminiumskonsentrasjonen henger bl.a. sammen med sjøsaltepisodene, hvor natrium fra nedbøren byttes ut med bl. a. aluminium og H^+ i nedbørfeltet. Den største delen av økningen i aluminium er i form av organisk bundet aluminium (IIAl). Når det gjelder labilt aluminium (uorganisk bundet Al - den formen som er antatt mest giftig for fisk og vannlevende organismer), er det en klar nedgang siden 1989 for alle stasjonene, selv Kårvatn som i utgangspunktet har veldig lave konsentrasjoner viser en jevn nedgang fra 6 $\mu g/l$ i 1988 til 1 $\mu g/l$ i 1995.



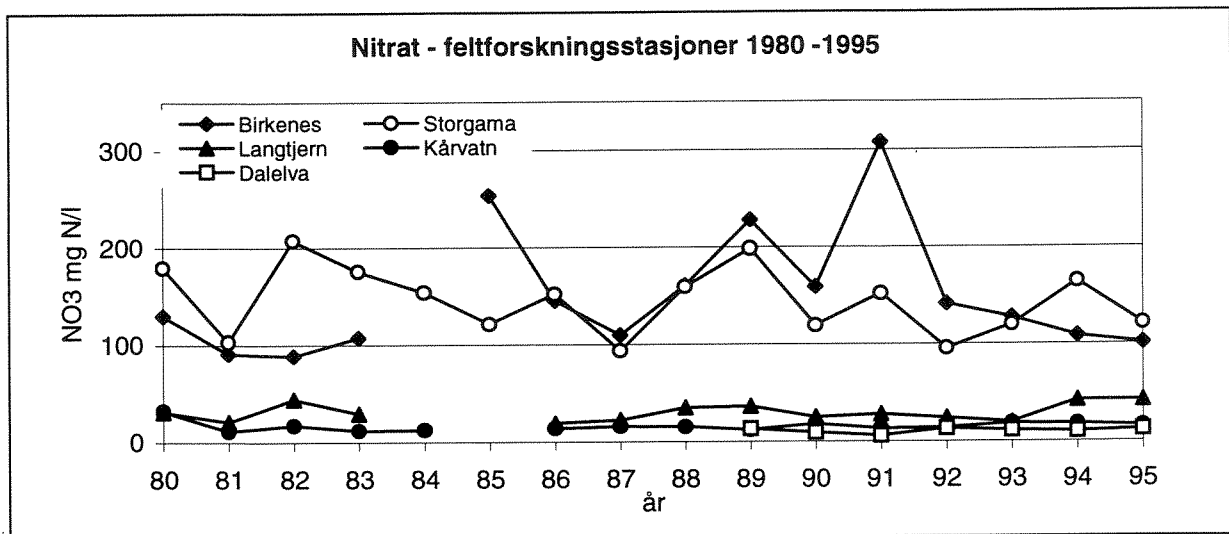
Figur 3.3.13 Variasjoner i årsmidler for LAI i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene.

TOC (total organisk karbon) er klart høyest i Langtjern og viser at dette feltet har høyere andel av myr enn de andre feltene, mens Kårvatn viser de laveste verdiene av TOC. Generelt viser TOC ingen endring over tid. TOC er viktig for kompleksering av aluminium og andel av organisk bundet aluminium (ikke-labil aluminium - IIAI) er derfor høyest på Langtjern som har de høyeste TOC innholdet.



Figur 3.3.14 Variasjoner i årsmidler for total organisk karbon i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene.

Det er ingen trender i nitrat i noen av feltforskningsstasjonene, selvom nitratverdiene for Birkenes gjør et hopp i perioden 1983 til 1985 og siden holder seg på et høyere nivå. Dette hoppet kan være forårsaket av at et lite felt øverst i nedbørfeltet ble hugget i denn perioden. Det er høyest nitratnivå i Birkenes og Storgama som er de to feltene som ligger i områder med høyest N-deposisjon. Langtjern og Kårvatn har lave verdier av nitrat. Det er heller ingen endring i deposisjon av nitrat og ammonium fra 1980 til 1995 og det er derfor ikke så overraskende at det heller ikke er noen trender i avrenningsvannet.



Figur 3.3.15 Variasjoner i årsmidler for nitrat i avrenningsvannet fra feltforskningsstasjonene.

3.4 Endringer i vannkjemi for perioden 1980 - 1995

Som en følge av avtalen mellom 20 land i Europa om at svovel-utslippene i 1993 skulle være 30% lavere enn utslippet i 1980, er utslippene i Vest-Europa redusert med ca. 50%, og i Øst-Europa med ca. 30%. Som følge av dette igjen har surheten og svovelinnholdet i nedbøren i Sør-Norge avtatt med omlag 40% i Sør-Norge og 50% i Nord-Norge % siden 1980. Samtidig er det en klar nedgang i sulfat i både elver, "100-sjøer" og feltforskningsstasjoner på 30-40% for perioden 1980-1995. Nedgangen i sulfat faller sammen med en økning i ANC. Denne økningen er en følge av nedgang i sulfat samtidig med en nedgang i H^+ (oppgang i pH) og nedgang i labilt Al, mens Ikke-marien basekationer (Ca+Mg) ikke har vist noen endring siden 1980. Nitrat og ammonium har ikke vist signifikante endringer i nedbør siden målingene av disse komponentene startet i 1984. Det er heller ingen systematiske trender i nitrat i overflatevann for perioden 1980-1995 og på regional basis er nitratnivået uendret. På tross av at vi ikke finner trender i nitrat i hverken nedbørkjemi eller vannkjemi finner vi likevel at de høyeste konsentrasjonene av nitrat i overflatevann i de områdene av Norge der nitrogen-deposisjonen er høyest.

Som en følge av avtalen mellom 20 land i Europa om at svovel utslippene i 1993 skulle være 30% lavere enn utslippene i 1980 er utslippene i Vest-Europa redusert med ca. 50%, og i Øst-Europa med ca. 30%. Som følge av dette igjen har surheten og svovelinnholdet i nedbøren i Sør-Norge avtatt med omlag 40% i Sør-Norge og 50% i Nord-Norge % siden 1980 (se kap. 2). Totaltilførslene av sulfat med nedbøren viser imidlertid ikke samme tendens, noe som skyldes vesentlig mer nedbør i enkelte år. Nitrat og ammonium har ikke vist signifikante endringer i nedbør siden målingene av disse komponentene startet i 1984.

Sulfat

Tidsserieplottene i kapitlene 3.1-3.4 viser nedgang i sulfat i både elver, "100-sjøer" og feltforskningsstasjoner for perioden 1980-1995, mens bildet for grunnvansmagasinene er litt uklart. Den prosentvise nedgangen i ikke-marin sulfat fra 1980-1995 samt "1980-konsentrasjonen" av ikke-marin sulfat i $\mu\text{ekv/l}$ for elver og feltforskningsstasjoner er beregnet ved enkel lineær regresjon. Resultatene er vist i tabell 3.4.1 og nedganger som er signifikante på 99% nivå er uthevet. Tabellen viser at alle stasjonene har en klar nedgang i ikke-marin sulfat. Nedgangen ligger stort sett mellom 30-40% og faller klart sammen med nedgangen i konsentrasjonen av sulfat i nedbør.

Når konsentrasjonene av sulfat går ned, medfører dette også en endring i konsentrasjoner av andre ioner i vannet fordi det alltid må være balanse mellom negative og positive ioner. Dette kan skje ved at andre negative ioner (klorid, nitrat, bikarbonat) øker i konsentrasjon eller at positive ioner (kalsium, magnesium natrium, kalium) avtar.

		n	r	endring pr. år	Beregnet kons. av		%endring
				80-95	ikke-marin sulfat	fra	
					1980	1995	1980-1995
Østlandet	Langtjern utløp	707	-0.59	-2.0	79	49	38
	Langtjern innløp	687	-0.45	-2.1	80	49	39
	90 1 Aurdøla*	108	-0.40	-1.0			
Sørlandet	Birkenes	721	-0.55	-3.3	132	82	38
	Storgama	793	-0.45	-2.1	81	50	38
	3 1 Gjerstadelva	318	-0.68	-2.2	111	78	30
	5 1 Nidelva	240	-0.58	-1.6	82	58	29
	7 1 Tovdalselva	217	-0.74	-2.1	87	56	36
	11 1 Mandalselva	340	-0.63	-1.6	63	39	38
	13 1 Lygna	224	-0.59	-1.7	73	47	35
Sørvestlandet	19 1 Bjerkreimselva	309	-0.67	-1.0	51	36	29
	23 1 Dirdalselva	236	-0.43	-0.9	41	28	33
	26 1 Årdalselva	318	-0.49	-0.7	35	24	32
	32 9 Vikedalselva	206	-0.61	-0.8	42	30	29
Vestlandet	34 1 Nausta	334	-0.43	-0.6	24	16	35
	34 5 Trodøla*	585	-0.54	-0.7			
	45 1 Ekso	270	-0.50	-0.9	34	20	41
	46 1 Moelva	280	-0.53	-0.6	26	17	36
	57 3 Gaula	243	-0.38	-0.8	28	16	43
Midt-Norge	Kårvatn	761	-0.26	-0.3	16	11	27
	77 2 Øyensåa	208	-0.43	-0.7	20	9	53
Nord-Norge	Dalelva*	389	-0.43	-3.3			

*Disse tre elvene har ikke data tilbake til 1980

Tabell 3.4.1. Endring i ikke-marin sulfat fra 1980-1996. n er antall observasjoner, r er korrelasjonskoeffisienten og denne er uthevet dersom korrelasjonen er signifikant på. Tallene som er uthevet er signifikante på 99% nivå. Den prosentvise nedgangen i sulfat fra 1980-1996 er basert på beregnet 1980-verdi.

For å se litt nærmere på dette har vi delt perioden fra 1980 opp i tre 5-års perioder; 1980-1985, 1986-1990 og 1991-1995. For hver av disse periodene har vi sett på endring i en noen utvalgte kjemiske variable ved å bruke enkel lineær regresjon. Vi får da fram om det er en positiv eller negativ trend i perioden og hvor stor endringen er i de forskjellige variablene pr. år på de forskjellige stasjonene.

Endring av sulfat i de tre periodene er vist i tabell 3.4.2. Vi ser her at nedgangen i sulfat har foregått helt siden 1980, men at ingen av stasjonene (med unntak av Kårvatn) viser en signifikant nedgang i perioden fra 1980-1985. I perioden fra 1986-1990 er nedgangen signifikant på de fleste stasjonene, men den er mest merkbar på Sørlandet. Fra 1991-1995 er nedgangen noe mindre og signifikant på noen færre stasjoner enn den foregående 5-årsperioden, men nedgangen er fremdeles mest markert på Sørlandet. Dalelv i Finnmark hvor overvåkingen startet i 1988 viser også merkbar reduksjon i denne tidsperioden.

Ikke- marin sulfat		endring pr. år			endring pr. år			endring pr. år		
		n	r	80-85	n	r	86-90	n	r	91-95
Østlandet	Langtjern utløp	197	-0.06	-0.80	255	0.01	0.13	255	-0.61	-5.09
	Langtjern innløp	195	0.05	0.89	254	-0.08	-1.03	238	-0.26	-3.53
	90 1 Aurdøla				52	-0.14	-0.67	56	-0.41	-1.90
Sørlandet	Birkenes	242	-0.07	-1.04	237	-0.26	-3.90	242	-0.15	-2.71
	Storgama	292	-0.16	-2.15	250	-0.01	-0.08	251	-0.41	-3.63
	3 1 Gjerstadelva	110	-0.04	-0.29	107	-0.30	-2.09	101	-0.53	-4.11
	5 1 Nidelva	95	-0.21	-1.78	79	-0.51	-2.79	66	-0.29	-1.26
	7 1 Tovdalselva	90	-0.15	-0.89	66	-0.52	-2.94	61	-0.29	-1.92
	11 1 Mandalselva	124	-0.04	-0.24	111	-0.58	-2.99	105	-0.31	-1.64
Sørvestlandet	13 1 Lygna	90	0.05	0.37	71	-0.45	-3.21	63	-0.19	-1.02
	19 1 Bjerkreimselva	90	-0.25	-1.03	90	-0.15	-0.60	129	-0.44	-1.14
	23 1 Dirdalselva	82	0.31	1.83	80	-0.47	-2.60	74	-0.19	-0.97
	26 1 Årdalselva	113	-0.14	-0.53	99	-0.17	-0.92	106	-0.46	-1.37
Vestlandet	32 9 Vikedalselva	56	-0.13	-1.92	87	-0.58	-1.79	63	-0.17	-0.46
	34 1 Nausta	138	0.16	0.49	107	-0.49	-1.90	89	-0.35	-0.89
	34 5 Trodøla	93	0.13	1.09	247	-0.42	-1.46	245	-0.13	-0.26
	45 1 Ekso	99	0.11	0.56	76	-0.46	-2.38	95	-0.23	-0.88
	46 1 Moelva	91	0.17	1.81	86	-0.38	-2.04	66	-0.11	-0.35
Midt-Norge	57 3 Gaula	255	-0.26	-1.03	250	-0.44	-1.62	256	0.07	0.23
	Kårvatn	42	-0.54	-6.63	88	-0.20	-1.10	78	-0.15	-0.37
Nord-Norge	77 2 Øyensåa	96	-0.01	-0.02	91	-0.47	-1.26	93	-0.28	-0.87
	Dalelva				143	-0.14	-3.88	246	-0.32	-3.08

Tabell 3.4.2 Endring i ikke-marin sulfat pr. år for perioden 1980-1985, 1986-1990 og 1990-1996. Endringer som er signifikant på 99% nivå er uthevet.

Vi har sett av tidsserieplottene i de foregående kapitlene at den parameteren som endrer seg mest merkbart sammen med sulfat er ANC. ANC er definert som:

$$\text{ANC} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^- + \text{NO}_3^-)$$

$$\text{ANC} = \Sigma \text{ basekationer} - \Sigma \text{ sterke syrs anioner}$$

Endring i ANC for de tre tidsperioden er vist i tabell 3.4.3. Vi ser her at endringen i ANC i perioden 1980-1985 stort sett var positiv for de fleste stasjonene og at endel viser signifikant økning (på tross av at det ikke var signifikant nedgang i ikke-marin sulfat i samme periode). For perioden 1986-1990 viser alle stasjonene negativ utvikling i ANC. Årsaken til dette er de sterke sjøsaltepisodene på slutten av 80-tallet og i 1990 som medførte en kraftig økning i klorid, og nedgang i ikke-marine basekationer (spesielt natrium) i avrenningsvannet, som da igjen gir en nedgang i ANC. Fra 1991-1995 har det vært en økning av ANC som er signifikant for de fleste stasjonene. Økningen i ANC i denne 5-årsperioden har vært større enn nedgangen fra 1986-1990 slik at det totalt sett er det en økning i ANC fra 1980 til 1995. Økningen i ANC er altså parallell med nedgangen i sulfat og det er tydelig at det er en sammenheng mellom disse endringene.

ANC		endring pr. år 80-85			endring pr. år 86-90			endring pr. år 91-95		
		n	r		n	r		n	r	
Østlandet	Langtjern utløp	197	0.45	4	255	-0.19	-1	255	0.30	3
	Langtjern innløp	195	0.36	5	254	-0.12	-1	238	0.07	1
	90 1 Aurdøla				52	-0.19	-1	56	0.33	3
Sørlandet	Birkenes	242	0.06	2	237	-0.05	-1	242	0.21	5
	Storgama	292	0.10	1	250	-0.18	-2	251	0.42	4
	3 1 Gjerstadelva	110	0.26	2	107	-0.23	-2	101	0.34	4
	5 1 Nidelva	95	-0.18	-1	79	-0.02	0	66	0.35	2
	7 1 Tovdalselva	90	0.24	2	66	-0.08	-1	61	0.55	5
	11 1 Mandalselva	124	0.38	3	111	-0.41	-3	105	0.34	2
	13 1 Lygna	90	0.19	3	71	-0.18	-2	63	0.52	13
Sørvestlandet	19 1 Bjerkreimselva	90	0.36	3	90	-0.51	-6	129	0.38	4
	23 1 Dirdalselva	82	0.53	5	80	-0.24	-3	74	0.32	3
	26 1 Årdalselva	113	0.42	3	99	-0.50	-4	106	0.52	4
	32 9 Vikedalselva	56	-0.27	-6	87	-0.46	-3	63	0.36	4
Vestlandet	34 1 Nausta	138	0.46	2	107	-0.38	-4	89	0.26	3
	34 5 Trodøla	93	-0.28	-4	247	-0.33	-2	245	0.19	1
	45 1 Ekso	99	0.33	2	76	-0.35	-7	95	0.23	2
	46 1 Moelva	91	0.07	1	86	-0.42	-3	66	0.21	2
	57 3 Gaula	255	0.20	2	250	-0.34	-3	256	0.17	2
Midt-Norge	Kårvatn	42	0.57	24	88	-0.29	-6	78	0.32	5
	77 2 Øyensåa	96	0.44	2	91	-0.48	-4	93	0.17	1
Nord-Norge	Dalelva				130	0.26	8	246	0.34	5

Tabell 3.4.3 Endring i ANC pr. år for perioden 1980-1985, 1986-1990 og 1991-1996. Endringer som er signifikant på 99% nivå er uthevet.

Som det framgår av ligningen over, kan en økning i ANC både være forårsaket av nedgang i sterke syrers anioner og/eller en økning i basekationer. Det er vist at det er en klar nedgang i sulfat. Når sulfatkonsentrasjonen avtar, må det enten skje en samtidig nedgang i konsentrasjonen av kationer, eller en økning i konsentrasjonen av anioner (utenom sulfat) for at ladningsbalansen i vannet skal bevares. For å se nærmere på dette har vi testet på endringer i ikke-marine basekationer (Ca+Mg) og H⁺ (pH).

Tidsserieplottene i de foregående kapitlene viser en tendens til økning i pH (nedgang i H⁺) og stabile verdier av ikke-marin Ca+Mg. Lineær regresjon av H⁺-konsentrasjonene (tabell 3.4.4) viser at bildet for H⁺ er noe variert fra 1980-1990, med endel nedgang fra 1980-1985 (økning i pH), og endel oppgang fra 1986-1990 (nedgang i pH). Perioden 1991-1995 viser nedgang i H⁺ på alle untatt to stasjoner, men bare ca. 1/3 viser signifikant nedgang. Likevel er det klart at utviklingen i H⁺ for perioden 1991-1995 skiller seg ut fra perioden 1980-1990, ved at det er en ensartet regional utvikling i H⁺, mot lavere verdier (høyere pH)

H ⁺		endring pr. år 80-85			endring pr. år 86-90			endring pr. år 91-95		
		n	r		n	r		n	r	
Østlandet	Langtjern utløp	198	-0.08	-0.40	255	0.14	0.64	255	-0.24	-1.03
	Langtjern innløp	197	0.11	0.85	254	0.19	1.20	238	0.02	0.09
	90 1 Aurdøla				52	-0.35	-0.07	56	0.01	0.00
Sørlandet	Birkenes	242	0.03	0.36	237	0.16	1.21	242	-0.08	-0.61
	Storgama	301	0.06	0.31	250	0.25	1.81	251	-0.32	-1.73
	3 1 Gjerstadelva	110	0.00	0.00	107	0.08	0.09	101	-0.16	-0.10
	5 1 Nidelva	95	0.42	0.84	79	-0.01	-0.02	66	-0.18	-0.30
	7 1 Tovdalselva	90	0.01	0.02	66	-0.03	-0.09	61	-0.36	-0.99
	11 1 Mandalselva	124	-0.23	-0.51	111	0.44	0.98	105	-0.44	-0.95
Sørvestlandet	13 1 Lygna	90	0.05	0.21	71	0.14	0.58	63	-0.50	-1.97
	19 1 Bjerkreimselva	90	-0.15	-0.16	90	0.31	0.31	129	-0.21	-0.18
	23 1 Dirdalselva	82	-0.47	-0.99	80	0.21	0.48	74	-0.23	-0.43
	26 1 Årdalselva	113	-0.10	-0.04	99	0.40	0.34	106	-0.13	-0.06
Vestlandet	32 9 Vikedalselva	56	0.00	-0.02	87	0.31	0.37	63	-0.24	-0.25
	34 1 Nausta	139	-0.39	-0.21	107	0.40	0.36	89	-0.13	-0.09
	34 5 Trodøla	93	-0.16	-0.40	247	0.42	0.44	245	-0.20	-0.21
	45 1 Ekso	99	-0.12	-0.07	76	0.46	0.63	95	-0.17	-0.15
	46 1 Moelva	91	-0.35	-0.65	86	0.50	0.66	66	-0.17	-0.24
Midt-Norge	57 3 Gaula	257	-0.04	-0.01	250	0.19	0.05	256	-0.17	-0.05
	Kårvatn	42	-0.37	-0.27	88	0.32	0.20	78	-0.15	-0.07
Nord-Norge	77 2 Øyensåa	96	-0.17	-0.16	91	0.41	0.67	93	-0.24	-0.33
	Dalelva				143	-0.15	-0.46	246	-0.21	-0.11

Tabell 3.4.4 Endring i H⁺ pr. år for perioden 1980-1985, 1986-1990 og 1991-1996. Endringer som er signifikant på 99% nivå er uthevet.

Tidserieplottene for ikke-marin Ca+Mg viser generelt lite variasjon for perioden 1980-1995. Lineær regresjon av ikke-marin Ca+Mg for de tre tidsperiodene (80-85, 86-90, 91-95) (tabell 3.4.5) bekrefter dette bildet. Perioden 1980-1985 viser lite endringer i ikke-marin Ca+Mg, mens perioden 1985-1990 viser signifikant nedgang på nesten alle stasjonene. Dette er forårsaket av de kraftige sjøsaltepisodene på slutten av 80-tallet og i 1990. Fra 1991-1995 er det lite endringer, og de signifikante endringene i Lygna er forårsaket av kalking i 1991. Totalt sett fra 1980-1995 er det en svak nedgang i ikke-marin Ca+Mg.

Det er altså klart at nedgangen i sulfat medfører en nedgang i H⁺, og en svak nedgang i ikke-marine basekationer.

ECM*		endring pr. år 80-85			endring pr. år 86-90			endring pr. år 91-95		
		n	r		n	r		n	r	
Øst-Norge	Langtjern utløp	197	0.23	3	255	-0.21	-2	255	-0.27	-3
	Langtjern innløp	195	0.34	5	254	-0.23	-2	238	-0.22	-3
	90 1 Aurdøla				52	-0.21	-2	56	0.01	0
Sør-Norge	Birkenes	242	0.02	0	237	-0.14	-2	242	-0.17	-2
	Storgama	292	-0.11	-1	250	-0.24	-2	251	-0.08	-1
	3 1 Gjerstadelva	110	0.00	0	107	-0.23	-3	101	-0.20	-3
	5 1 Nidelva	95	-0.41	-4	79	-0.51	-3	66	0.05	0
	7 1 Tovdalselva	90	-0.14	-1	66	-0.22	-1	61	0.12	1
	11 1 Mandalselva	124	0.08	1	111	-0.70	-4	105	-0.07	0
Sørvest-Norge	13 1 Lygna	90	0.06	1	71	-0.33	-4	63	0.37	9
	19 1 Bjerkreimselva	90	0.25	2	90	-0.44	-4	129	0.06	1
	23 1 Dirdalselva	82	0.43	4	80	-0.43	-5	74	0.05	1
	26 1 Årdalselva	113	0.22	1	99	-0.53	-4	106	0.06	0
Vest-Norge	32 9 Vikedalselva	56	0.19	3	87	-0.64	-3	63	0.16	2
	34 1 Nausta	138	0.09	1	107	-0.42	-4	89	0.11	1
	34 5 Trodøla	93	-0.26	-2	247	-0.51	-2	245	0.00	0
	45 1 Ekso	99	0.21	2	76	-0.38	-8	95	-0.03	0
	46 1 Moelva	91	0.04	1	86	-0.40	-3	66	0.05	0
Midt-Norge	57 3 Gaula	255	-0.02	0	250	-0.26	-2	256	0.03	0
	Kårvatn	42	0.25	7	88	-0.40	-4	78	-0.03	0
Nord-Norge	77 2 Øyensåa	96	0.03	0	91	-0.45	-2	93	-0.10	-1
	Dalelva				143	-0.12	-5	246	-0.10	-2

Tabell 3.4.5 Endring i ikke-marin Ca+Mg pr. år for perioden 1980-1985, 1986-1990 og 1991-1996. Endringer som er signifikant på 99% nivå er uthevet.

Nitrat

Det har ikke vært noen systematiske endringer i deposisjon av nitrat og ammonium siden målingene av disse komponentene startet i 1984. Det er derfor heller ikke å forvente at det skal ha skjedd en endring i nitrat i avrenningen. I tidserieplottene i de foregående kapitlene er det heller ikke vist noen synlig endring i nitrat for perioden 1980-1995.

Vi har likevel testet dette statistisk med lineær regresjon for perioden 1980-1995. Resultatene av dette er vist i tabell 3.4.6. Som vi ser er det noen få stasjoner som viser signifikante trender i nitrat, men disse er både positive og negative og endringen pr. år er svært liten. Det er heller ingen regional systematikk i trendene og heller ingen tendenser mot økende eller avtagende konsentrasjoner. Konklusjonen er at det ikke vises noen systematiske trender i nitrat og at nitratnivået er uendret for perioden 1980-1995.

Tabellen viser også beregnet verdi for 1980. De høyeste nitratverdiene finner vi i Sør-vest Norge, deretter følger Sør-Norge og Vest-Norge, mens øst og Midt-Norge har lave verdier. På tross av at vi ikke finner trender i nitrat i hverken nedbørkjemi eller vannkjemi, reflekterer likevel dette mønsteret at det er høyest konsentrasjoner av nitrat i de områdene av Norge der nitrogen-deposisjonen er høyest.

NO3		1995 kons. av NO3µg N/l	endring pr. år 80-85			endring pr. år 86-90			endring pr. år 91-95		
			n	r		n	r		n	r	
Østlandet	Langtjern utløp	27	197	-0.07	-1.4	255	-0.03	-0.4	255	0.02	0.2
	Langtjern innløp		195	-0.05	-0.9	254	-0.21	-2.6	238	-0.05	-0.4
	90 1 Aurdøla	37				52	-0.23	-4.5	56	0.13	2.1
Sørlandet	Birkenes	101	242	0.28	26.8	237	-0.03	-2.4	242	-0.25	-23.6
	Storgama	121	294	-0.07	-5.3	250	0.01	1.0	251	0.05	3.1
	3 1 Gjerstadelva	245	110	-0.12	-5.5	107	-0.15	-6.6	101	-0.19	-7.7
	5 1 Nidelva	191	95	0.14	4.6	79	-0.28	-8.3	66	0.07	1.9
	7 1 Tovdalselva	165	90	-0.17	-6.1	66	0.00	0.1	61	0.01	0.3
	11 1 Mandalselva	169	124	0.04	0.9	111	-0.24	-5.0	105	0.34	8.2
	13 1 Lygna	231	90	0.12	6.3	71	-0.29	-16.5	63	0.23	10.2
Sørvestlandet	19 1 Bjerkreimselva	406	90	0.08	3.9	90	-0.20	-9.1	129	0.09	3.5
	23 1 Dirdalselva	260	82	0.02	1.3	80	-0.21	-13.9	74	0.15	9.7
	26 1 Årdalselva	151	113	0.02	0.4	99	-0.27	-8.9	106	-0.11	-2.6
	32 9 Vikedalselva	152	56	-0.12	-6.2	87	0.04	1.1	63	0.08	1.3
Vestlandet	34 1 Nausta	67	139	-0.01	-0.2	107	-0.18	-5.6	89	-0.09	-3.1
	34 5 Trodøla	72	93	-0.02	-0.99	247	-0.09	-1.79	245	0.12	2.44
	45 1 Ekso	147	99	0.16	6.7	76	-0.39	-19.6	95	0.10	3.6
	46 1 Moelva	156	91	0.02	1.2	86	-0.06	-1.4	66	0.18	4.1
	57 3 Gaula	118	255	-0.21	-2.6	250	-0.12	-1.2	256	0.08	0.9
Midt-Norge	Kårvatn	16	42	-0.08	-8.3	88	-0.40	-4.1	78	0.17	1.1
	77 2 Øyensåa	18	96	-0.05	-2.0	91	0.18	5.1	93	-0.05	-3.6
Nord-Norge	Dalelva	12	0	0.00	0.0	130	-0.01	-0.3	246	0.01	0.1

Tabell 3.4.6 Endring i nitrat pr. år for perioden 1980-1987 og 1988-1989. Endringer som er signifikant på 99% nivå er uthevet.

4. Vannbiologisk overvåking

Det biologiske overvåkingsprogrammet omfatter:

- undersøkelser av fiskebestander i innsjøer og bekker, og ett lakseførende vassdrag
- undersøkelser av krepsdyr (planktoniske og littorale)
- regionale bunndyrundersøkelser

Bestandsundersøkelsene av fisk har i de siste åra vesentlig vært foretatt i innsjøer valgt ut blant 100-sjøers lokalitetene. Registrering av forsuringsskader på fiskebestander er en videreføring av SNSF-prosjektet fra 1972-1980. Opplysninger om bestandsstatus blir samlet inn ved intervju-undersøkelser, og omfatter også innsamling av vannprøver fra et utvalg innsjøer slik at fiskestatus kan relateres til ulike vannkjemiske parametre. Krepsdyr er godt egnet til overvåking av forsuringseffekter på biologiske samfunn. Til denne gruppen hører mange forsuringssensitive arter, og innsamling av prøver er relativt lite resurskrevende. De regionale bunndyrundersøkelsene gir en god indikasjon på forsuringssituasjonen i ulike områder. Ut i fra sammensetningen av bunndyrssamfunnene i en lokalitet eller i et vassdrag er det laget en indeks som sier noe om forsuringssstatus for denne lokaliteten eller vassdraget.

4.1 Fisk

4.1.1 Fiskestatus

Av de undersøkte aurebestandene hadde 66 % status uendra, 19 % redusert og 15 % tapt. Vest-Agder hadde størst andel reduserte bestander (40 %), mens andelen tapte bestander var størst i Telemark (44 %). Av 1007 undersøkte røyebestander var 7 % redusert og 7 % tapt, og andelen var størst i Rogaland og Vest-Agder. De fleste abborbestandene hadde status uendra. Andelen reduserte abborbestander var størst i Østfold (22 %) og i Vest-Agder (23 %). Av tapte bestander var antallet størst i Agderfylkene. I de siste 15 åra har det vært en økning på 6-12 % av tapte aure- og abborbestander i Sør-Norge.

Opplysninger om fiskebestander blir samlet inn ved å intervju personer med god kunnskap om fiskeforholdene i sitt distrikt. Det blir skilt mellom tre statuskategorier: (i) uendra/god, inkludert naturlig tynne bestander, (ii) redusert og (iii) tapt. Metoden er testet ved å prøvefiske lokaliteter med kjent fiskestatus, og det er en klar forskjell i fangstutbytte mellom de ulike statuskategoriene (Hesthagen et al. 1993). Det er imidlertid en tendens til at rapportert fiskestatus gjennom intervju er for optimistiske. Prøvefiske viser at enkelte bestander som er karakterisert som god eller redusert i virkeligheten er tapte (Hesthagen et al. 1993). Skader på fiskebestander kan skyldes en rekke faktorer som ulike typer forurensing, habitatødeleggelse, innførsel av andre fiskearter etc. Tilsvarende kan det skje bedring av bestandsforholdene, noe som kan relateres til mindre forurensing (inkludert sur nedbør), kalking, utsetting av fisk, redusert bestand av andre fiskearter, mindre beskatning etc. I disse intervju-undersøkelsen er det derfor spurt om mulig årsaker til bestandsendringene som er rapportert.

De første omfattende kartleggingene av forsuringsskader på fiskebestander i Norge ble gjort på 1970-tallet. Dataene er senere oppdatert hvert 10-år. I denne undersøkelsen er det gjort et tilfeldig utvalg av innsjøer i hvert fylke. Det ble totalt valgt ut henholdsvis 5643, 1007 og 2029 bestander av aure, røye og abbor fordelt på de tre statuskategoriene (tabell 4.1.1). Årsaken til at disse bestandene er satt opp som reduserte eller tapte er forsuring, dvs. at fiskebestander som er redusert eller tapt av andre grunner ikke er med i denne undersøkelsen.

Av de undersøkte aurebestandene hadde 3754 (66 %) status uendra, 1069 (19 %) redusert og 820 (15 %) tapt (tabell 4.1.1, figur 4.1.1). Andelen av reduserte aurebestander var størst i Vest-Agder med 40% (N=233), mens andelen tapte aurebestander var størst i Telemark med 44 % (N= 179). Fylker med over 50 % skadede aurebestander (reduserte og tapte) var i tillegg til disse to fylkene Østfold, Akershus og Aust-Agder.

Østfold og Aust-Agder hadde størst andel reduserte eller tapte røyebestander, men antall bestander, spesielt i Østfold, var svært lavt (tabell 4.1.1, figur 4.1.2). Av fylkene med et større antall røyebestander hadde Vest-Agder og Rogaland størst andel av reduserte eller tapte bestander; henholdsvis 34 % (N=18) og 32 % (N=17) i Vest-Agder, og 21 % (N=24) og 9 % (N=11) i Rogaland. Røyas naturlige utbredelse i Norge er langs hele kysten, men p.g.a. introduksjoner har utbredelsen økt betraktelig de siste 100-120 åra (Hesthagen & Sandlund 1995). Dette er særlig tilfelle i indre deler av Sør-Norge og Nord-Norge. Forsuring er den største trusselen for røye i Norge. Av 1007 undersøkte bestander var 68 (6,8 %) redusert og 74 (7,3 %) tapt (tabell 4.1.1, figur 4.1.2). Både felldata og eksperimentelle studier viser at røya er svært følsom for forsuring (Almer et al. 1974, Edwards & Hjednes 1977, Andersen et al. 1984). Rekrutteringssvikt ser ut til å være hovedårsaken til at røyebestander dør ut i forsuringstruede områder (Andersen et al. 1984, Kleiven & Matzow 1989, Kleiven et al. 1990, Hesthagen et al. 1995 a). Undersøkelser av fiskestatus viser at røya forsvinner før både aure og abbor, men i enkelte tilfeller har også aure og abbor forsvunnet før røya (Hesthagen & Sandlund 1995).

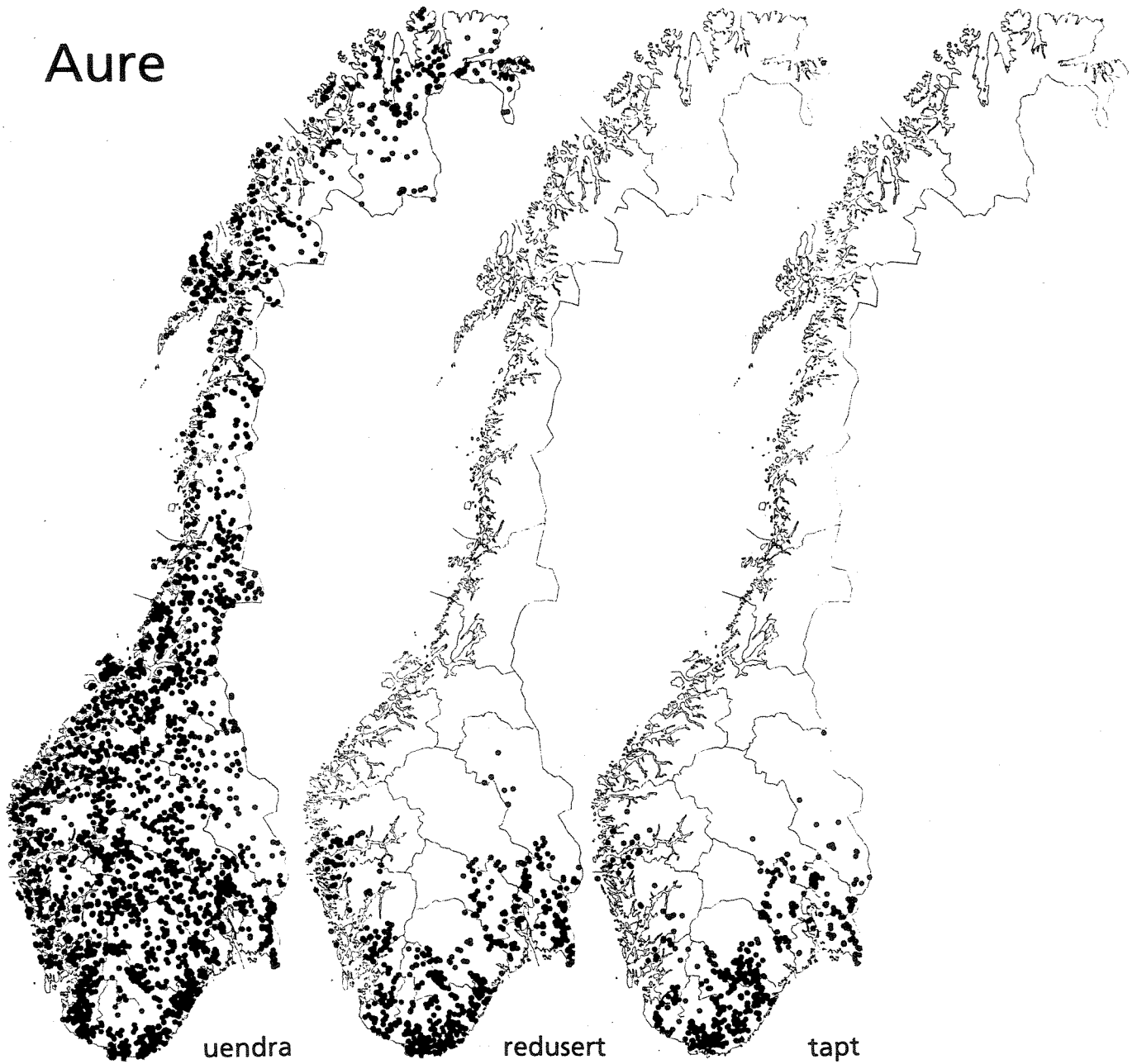
Tabell 4.1.1 Antall uendra, reduserte og tapte bestander av aure, røye og abbor i de forskjellige fylkene.

Fylke	Uendra			Redusert			Tapt		
	Aure	Røye	Abbor	Aure	Røye	Abbor	Aure	Røye	Abbor
Østfold	103	2	368	114	2	106	54	4	14
Akershus	97	7	288	57	1	51	55	8	22
Oslo	18	13	19	0	0	0	0	6	0
Hedmark	174	54	171	43	6	26	27	6	3
Oppland	217	15	98	20	2	5	16	7	7
Buskerud	275	33	133	51	3	26	62	1	10
Vestfold	31	2	37	19	-	5	4	0	2
Telemark	174	31	51	56	4	4	179	1	5
Aust-Agder	307	8	262	206	7	62	151	13	75
Vest-Agder	201	18	74	233	18	35	144	17	41
Rogaland	488	82	0	183	24	0	91	11	0
Hordaland	182	25	0	47	1	0	16	0	0
Sogn og Fjordane	211	11	0	39	0	0	21	0	0
Møre og Romsdal	222	44	0	0	0	0	0	0	0
Sør-Trøndelag	254	48	2	0	0	0	0	0	0
Nord-Trøndelag	263	40	0	0	0	0	0	0	0
Nordland	227	89	0	0	0	0	0	0	0
Troms	127	152	1	0	0	0	0	0	0
Finnmark	183	191	26	1	0	0	0	0	0
Totalt	3754	865	1530	1069	68	320	820	74	179

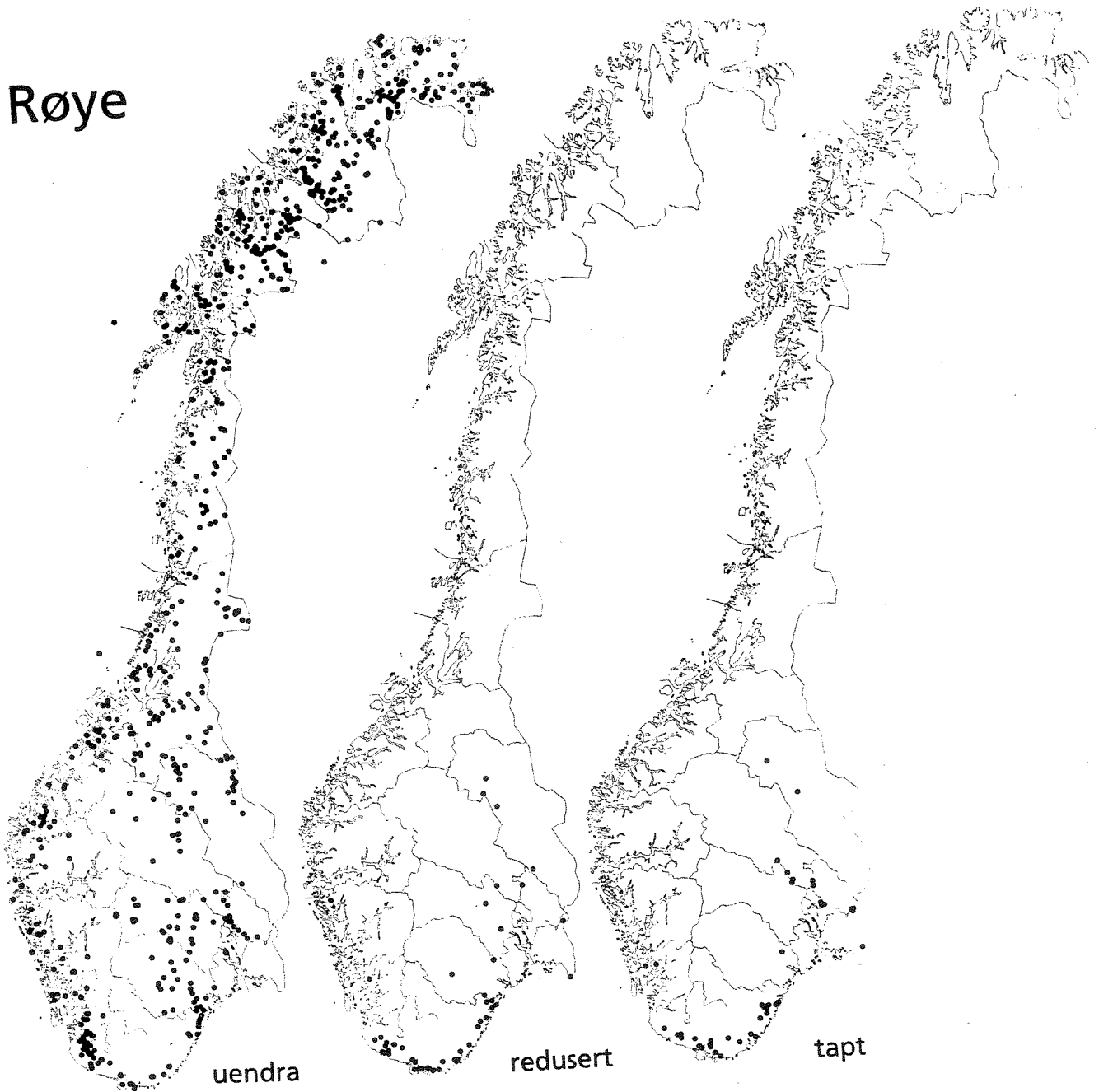
De fleste abborbestandene hadde status uendra, og det var bare i Vest-Agder at andelen var under 50 % (N=74, 49%, tabell 4.1.1, figur 4.1.3). Andelen reduserte abborbestander var størst i Østfold og Vest-Agder med henholdsvis 22 % (N=106) og 23 % (N=35). Av tapte abborbestander var antallet størst i Agderfylkene (tabell 4.1.1). I de siste 15 åra har det vært en økning på 6-12 % i tapte bestander av aure og abbor i Sør-Norge (Hesthagen et al. 1995 c).

I fylkene fra og med Møre og Romsdal og nord til Finnmark var det ikke registrert noen reduserte eller tapte bestander av aure, røye eller abbor, bortsett fra en redusert aurebestand i Finnmark (tabell 4.1.1, figur 4.1.1-4.1.3). Det er vanskelig å få informasjon om fiskebestander i Finnmark som kanskje har flest røyebestander, fordi i mange av innsjøene blir det ikke fisket (Hesthagen et al. 1993). De røyebestandene som er skadet av forsuring i Finnmark ligger nær den russiske grensen (Hesthagen et al. 1995 b), og høye utslipp av SO₂ fra Kola har forårsaket forsuring av vann i dette området (Traaen 1987, Henriksen et al. 1988).

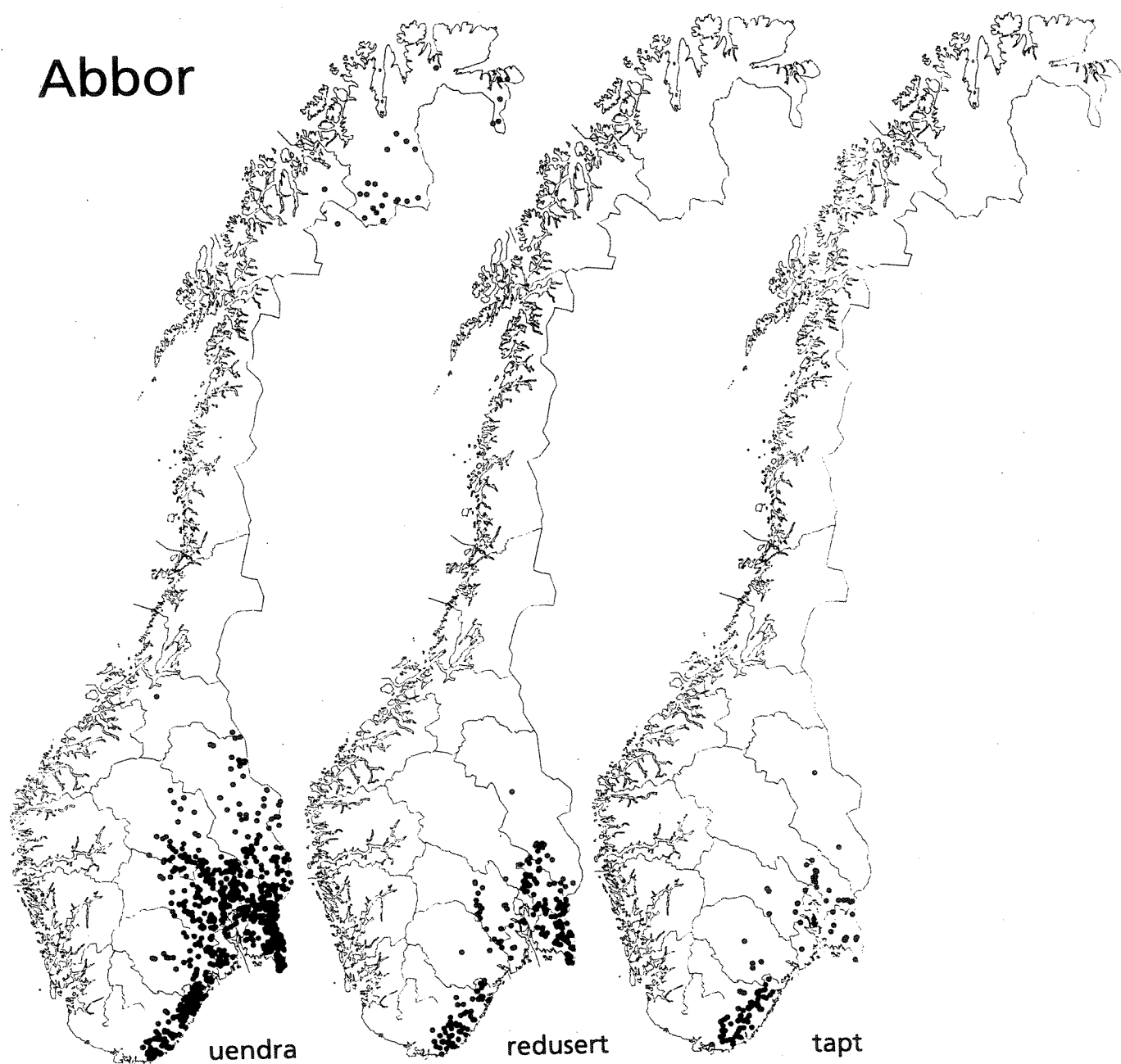
Det har vært en nedgang i konsentrasjonen av sulfat i elver og sjøer fra begynnelsen av 1980-åra og fram til i dag. Dette har gitt en bedring i forsuringstilstanden i 1990-åra ved at det har vært en økning i pH og ANC samtidig som det har vært en nedgang i uorganisk bundet aluminium (SFT 1996). Imidlertid har bedringen i vannkvalitet vært forstyrret av sjøsaltepisoder som har ført til forsuring av vann. Dette medfører at kystnære områder som blir påvirket av slike sjøsaltepisoder, slik som elver og innsjøer på sørvest- og Vestlandet, har mer ustabile trender i ANC, og ikke så klar forbedring i vannkvaliteten som f. eks. på Østlandet. Selv om det har vært en bedring i vannkvaliteten i enkelte områder av Sør-Norge, som følge av nedgangen i svovelutslippene må situasjonen sies å være høyst ustabil. Intervjuer og prøvefiske i innsjøer i Bjerkreim-, Vikedal- og Gaular-vassdragene viser at forsuring har gjort skade på aurebestander i disse områdene (Hesthagen et al. 1995 c). Vannkvaliteten i aurens gytebekker i disse områdene viser til dels store årlige variasjoner og den kan i enkelte år være marginal for overlevelse av yngel.



Figur 4.1.1 Status for 5643 aurebestander, uendra (N=3754), redusert (N=1069) og tapt (N=820)



Figur 4.1.2 Status for 1007 røyebestander, uendra (N=865), redusert (N=68) og tapt (N=74).



Figur 4.1.3 Status for 2029 abborbestander, uendra (N=1530), redusert (N=320) og tapt (N=179).

4.1.2 Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøer

Det var stor variasjon i fangstutbyttet i de fem undersøkte innsjøene i Lierne (Nord-Trøndelag). I den ene innsjøen ble det bare fanget lake, mens det bare ble tatt aure i tre av lokalitetene. Det var en klar sammenheng mellom fangstutbyttet og konsentrasjonen av labilt aluminium. I Naustavassdraget (Sogn og Fjordane) var det en klar økning i fangstutbyttet fra 1985-1995, spesielt av røye. Samtidig ble det registrert dårligere vekst på fisken i 1995 enn i 1985. Dette kan ha sammenheng med en økning i bestandstettheten av røye. I Lesja (Oppland) ble det prøvofisket i tre vatn, og det var stor variasjon i fangstutbyttet. I Svånåvatn og Fisketjern var mange av aurene svært gamle, mens Svartdalsvatn synes å ha en god aurebestand. I Kvennavassdraget (Telemark og Hordaland) ble det prøvofisket i fire vatn. Fangstutbyttet var lavt i alle lokalitetene og alderssammensetningen var irregulær og bestod av få årsklasser. I Røyrvatn i Vikedalsvassdraget (Rogaland) har fangstutbyttet av aure gått noe tilbake på 1990-tallet, men det er likevel større enn tidlig på 1980-tallet. Aurebestanden i Saudlandsvatn ved Farsund er sterkt redusert og er truet av utryddelse.

Hensikten med bestandsundersøkelser i innsjøer å (i) dokumentere bestandseffekter forårsaket av foruring, (ii) foruringens innvirkning på ulike fiskearter og fiskesamfunn, (iii) relatere fangstutbytte til ulike vannkjemiske parametre og (iv) teste holdbarheten av opplysninger om fiskestatus gitt ved intervju-undersøkelser. I 1995 ble det prøvofisket i seks områder: Lierne i Nord-Trøndelag (lokalitet 1-5), Nausta i Sogn og Fjordane (lokalitet 6-9), Lesja i Oppland (lokalitet 10-12), Kvennavassdraget i Telemark og Hordaland (lokalitet 15,16,18 og 19), Vikedal i Rogaland (lokalitet 24) og Saudlandsvatn i Vest-Agder (lokalitet 25). Områdene er avmerket i figur 1.2.3 og ulike data om de enkelte vatna er gitt i tabell 4.1.2.

4.1.2.1 Metoder

Prøvofiske er gjennomført med SNSF- garnserier og Nordisk oversiktsgarn. I de områdene det ikke er utført prøvofiske tidligere, er det bare benyttet Nordisk oversiktsgarn (tabell 4.1.2).

En SNSF- garnserie består av 8 garn og ett garn er 27 m langt og 1,5 m dypt, dvs. at en serie representerer et areal på 324 m² (40,5 m² x 8). Disse maskeviddene er representert i serien: 10,0, 12,5, 16,5, 22,0, 25,0, 30,0, 37,0 og 45,0 mm. Det antas at SNSF- garnserien fanger fisk i lengdeintervallet 20-45 cm med nær samme effektivitet (Rosseland et al. 1979).

Et Nordisk oversiktsgarn er 30 m langt og 1,5 m dypt, og består av 12 ulike maskevidder: 5,0, 6,3, 8,0, 10,0, 12,5, 15,5, 19,5, 24,0, 29,0, 35,0, 43,0 og 55,0 mm. Hver maskevidde er representert med 2,5 m (3,75 m²) og et garn har da et areal på 45 m².

Fangstutbytte (CPUE) blir uttrykt som antall (C_N) og vekt (C_V) pr. 100 m² garnareal pr. natt.

Fisken ble aldersbestemt ved hjelp av både skjell og otolitter. Skjellene ble montert på celluloidstrimler og lest på en microfish- skjerm.

Fiskens kondisjonsfaktor (KF) ble beregnet ut fra formelen: $KF = \text{vekt (g)} \times 100 / \text{lengde}^3 \text{ (cm)}$. Forholdet mellom vekt og lengde gir et mål på hvor feit fisken er, og kan benyttes for å vurdere bestandsforhold.

Fiskens næringsvalg blir uttrykt som vektprosent (V %) av ulike næringsdyr (art eller gruppe). Individene av hver art/gruppe ble telt i hver mageprøve og lengdemålt (kroppslengde eller bredde). Det er utarbeidet likninger for omrekning fra kroppslengde/bredde til vekt for ulike dyregrupper (se Langeland et al. 1991).

For bestemmelse av zooplankton ble det tatt et vertikalt håvtrekk (fra innsjøens største dyp til overflaten) fra hver lokalitet vha. en planktonhåv (maskevidde 90 µm). I tillegg ble det fra enkelte lokaliteter tatt blandprøver (en til tre paralleller) fra 0-6 m. Prøvene ble tatt vha. en 5 l rørhenter og silt gjennom en planktonduk med 45 µm maskevidde. Alle prøvene ble fiksert med lugol.

Litorale krepsdyr ble samlet inn vha. en planktonhåv (maskevidde 90 µm) som ble trukket over bunnen, 12-30 m. Det ble tatt prøver fra både beskyttede og mer eksponerte strandområder. Prøvene ble fiksert med lugol.

Vannloppene (Cladocera) ble bestemt i henhold til Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepsene (Copepoda) ble bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Numenklatur følger Illies (1978). Tettheten av krepsdyr (individer/m³) er beregnet fra de kvantitative rørprøvene, der dette finnes, og ellers med basis i håvtrekkene. Basert på antall individer i de semi-kvantitative prøvene (håvtrekk) er tetthet beregnet etter følgende formel: Tetthet=antall i prøven/håvens areal*trekkklengde.

Fra de fleste innsjøer ble det tatt vannprøver for kjemiske analyser. Prøvene er tatt ved utløpet og analysert ved NINA's analyselaboratorium. Følgende parametre er analysert: turbiditet, farge, ledningsevne, pH, alkalitet, kationer (kalsium, magnesium, natrium, kalium), anioner (nitrat, silisium) og aluminiumsfraksjoner. På grunn av manglende sulfat-analyser er ANC ikke beregnet. Analysemetodene er beskrevet i Nøst & Schartau (1995).

Tabell 4.1.2 Kartreferanse, høyde, areal, dybde, temperatur i overflaten, planktoniske og littorale zooplanktonprøver (h=håvprøver, r=rørprøver), og fangststinsatsen med Nordisk oversiktsgarn (N.O.), SNSF-garnserier og flytegarn i seks ulike vassdrag i 1995.

Lok. nr.	Innsjø	Kartreferanser	Fylke	UTM	H.o.h	Areal (ha)	Maks dyp	Siktedyp	Temperatur	Zooplankton		Fangststinsats (m ³)	F. G.
										Planktonisk	Littoralt		
1	Holmtjern 496	1923-3	N. Tøndelag	178 156	673	256	18,0	7,5	15,9	12-0 h	540	540	
2	Holmtjern 497	1923-3	N. Tøndelag	176 162	636	100	13,0	8,0		9-0 h	270	270	
3	Holmtjern 499	1923-3	N. Tøndelag	166 165	623	100	4,5	4,5		3-0 h	270	270	
4	Holmtjern 500	1923-3	N. Tøndelag	158 154	623	160	4,0	4,0		3-0 h	360	360	
5	Holmtjern 503	1923-3	N. Tøndelag	153 148	631	48	ukjent			ingen	270	270	
6	Vonavatn	1218-2	Sogn og Fjordane	412 347	466	170	27,0	11,0	14,6	20-0 h,r	540	648	324
7	Y. Langvatn	1218-2	Sogn og Fjordane	495 346	752	180	61,0	18,0	7,9	20-0 h	810	810	324
8	S. Gotsdalsvatn	1218-2	Sogn og Fjordane	482 331	602	19	17,0	15,0	13,5	15-0 h,r	360	324	324
9	N. Gotsdalsvatn	1218-2	Sogn og Fjordane	484 333	602	18	33,0	17,0	8,2	15-0 h,r	675	324	324
10	Svånåvatn	1519-4	Oppland	118 043	1500	980	25,0	7,5	6,5	15-0 h	450	450	
11	Fiskefjern	1519-4	Oppland	123 050	1444	220	22,0	8,0	8,5	15-0 h	360	360	
12	Svartdalsvatn	1419-1	Oppland	918 045	1018	512	15,0	13,0	7,2	15-0 h	1080	1080	648
13	Viuvvatn	1515-3	Telemark	435 685	1324	2290	ukjent			6-0r			
14	Gunnleiksbuvatn	1415-2	Hordaland	200 559	1076	130	ukjent	7,0	13,3	6-0 h	20 m		
15	V. Meinsvatn	1514-4	Telemark	304 490	1355	70	10,0	13,0	12,3	6-0 h	30 m	540	
16	Urdevatn	1414-1	Telemark	280 488	1329	100	15,0	12,5	12,8	15-0 h	20 m	495	
17	Fjellsjøen	1415-2	Telemark	250 631	1197	240	6,0	bunn	13,3	6-0 h	30 m		
18	Dargesjø	1415-2	Telemark	213 616	1209	70	15,0	12,0	14,5	15-0 h	20 m	540	
19	Kringlesjø	1415-2	Telemark	222 604	1258	80	9,0	bunn	14,0	7,5-0 h	20 m	540	
20	Ø. Bjørnevvatn	1415-3	Hordaland	064 565	1154	300	15,0	bunn	13,5	10-0 h	20 m		
21	Valgarsvatn	1415-3	Hordaland	068 643	1324	180	20,0	17,0	8,0	20-0 h	30 m		
22	Kvennisjøen	1415-3	Hordaland	010 610	1167	500	22,0	13,0	10,3	20-0 h	20 m		
23	Liltovatn	1415-3	Hordaland	972 623	1172	120	19,0	9,0	10,0	8-0 h	20 m		
24	Røyrvatn	1214-2	Rogaland	315 044	231	50	ukjent	9,5	15,4	20-0h,r	720	324	324
25	Saudlandsvatn	1311-2	Vest-Agder	688 535	110								

Tabell 4.1.3 Vannkjemiske analyser fra innsjøer i Lierne (Lok. Nr. 1-5), Naustavassdraget (Lok. Nr. 6-9), Lesja (Lok. Nr. 10-11), Kvennavassdraget (Lok. Nr. 13-23), Vikedalsvassdraget (Lok. Nr. 24) og Saudlandsvatn (Lok. Nr. 25). UM-AL=fraksjon av labilt aluminium (Ali).

Lok.Nr	Innsjø	Prøve- takings sted	Turb. FTU	Farge mg Pt/l	Kond- 25 µs/cm	pH	ALK µekv/l	CA mg/l	MG mg/l	NA mg/l	K mg/l	SO4 mg/l	CL mg/l	NO3-N µg/l	SI mg/l	TR-AL µg/l	TM- AL µg/l	OM-AL µg/l	UM-AL µg/l	Pk-AL µg/l
1	Holmtjern 496	Utløp	0,56	11	9,3	5,93	21	0,39	0,14	0,89	0,11			1	0,38	49	13	7	6	36
2	Holmtjern 497	Utløp	0,36	12	8,8	5,99	13	0,38	0,12	0,81	0,09			2	0,30	56	17	9	8	39
3	Holmtjern 499	Utløp	0,45	11	9,2	5,90	22	0,38	0,12	0,85	0,10			3	0,22	52	18	9	9	34
4	Holmtjern 500	Utløp	0,23	8	9,3	6,21	26	0,45	0,13	0,89	0,08			1	0,57	45	10	6	4	35
4	"	Innløp	0,35	9	10,2	6,21	36	0,52	0,14	0,99	0,09			5	0,91	31	7	3	4	24
5	Holmtjern 503	Utløp	0,38	12	11,3	6,31	33	0,66	0,15	1,02	0,11			2	0,63	68	13	7	6	55
6	Vonavatn	"	0,56	4	7,7	5,60	7	0,27	0,09	0,73	0,13			15	0,16	16	6	3	3	10
7	Y. Langvatn	"	0,27	2	11,2	5,22	0	0,30	0,13	0,95	0,12			67	0,16	38	18	3	15	20
8	S. Godtalsvatn	"	0,55	5	5,2	5,63	8	0,22	0,05	0,39	0,06			0	0,11	25	8	4	4	17
9	N. godtalsvatn	"	0,26	2	9,8	5,55	4	0,30	0,12	0,92	0,11			45	0,17	19	10	3	7	9
10	Svånåvatn	"	0,48	1	5,0	5,59	2	0,23	0,04	0,21	0,05			0	0,18	19	6	6	0	13
11	Fisketjern	"	0,36	1	4,8	5,65	2	0,22	0,04	0,21	0,05			15	0,18	20	3	3	0	17
13	Viuvatn	"	0,38	2	6,7	5,83	9													
14	Gunnleiksbuvatn	"	0,35	1	12,8	6,62	46	1,59	0,12	0,44	0,11			44	0,20	2	1	0	1	1
15	V. Meinsvatn	"	0,28	1	6,3	6,05	19	0,46	0,08	0,35	0,13			36	0,33	10	7	6	1	3
16	Urdevatn	"	0,35	1	6,0	6,00	15	0,44	0,06	0,30	0,10			48	0,26	10	6	1	5	4
17	Fjellsjøen	"	0,35	3	8,1	6,37	36	0,74	0,09	0,46	0,16			0	0,42	7	4	2	2	3
18	Dargesjø	"	0,38	4	7,7	6,30	32	0,67	0,09	0,43	0,15			0	0,37	4	4	1	3	0
19	Kringlesjø	"	0,37	2	8,2	6,31	32	0,64	0,11	0,51	0,19			0	0,29	2	0	0	0	2
20	Ø. Bjørnevatt	"	0,28	0	11,4	6,53	41	1,46	0,07	0,33	0,11			44	0,32	2	0	0	0	2
21	Valgarsvatn	"	0,26	0	12,5	6,35	30	1,42	0,07	0,52	0,10			53	0,46	2	1	0	1	1
22	Kvennsjøen	"	0,31	0	11,9	6,62	51	1,43	0,13	0,40	0,08			76	0,17	2	0	0	0	2
23	Litlosvatn	"	0,41	0	9,6	6,56	43	1,19	0,15	0,35	0,06			57	0,13	2	0	0	0	2
24	Røyrvatn	Utløp	0,44	5	15,9	5,33	0	0,38	0,22	1,52	0,08			69	0,13	2	0	0	0	2
24	"	Innløp	0,16	3	17,5	5,33	0	0,43	0,23	1,73	0,08			51	0,16	22	7	15	29	29
25	Saudlandsvatn	Utløp	0,66	2	56,8	5,46	4	1,33	0,94	6,66	0,39			34	0,16	2	16	2	14	18
25	"	Innløp	0,68	5	61,1	5,92	39	1,95	1,07	6,86	0,69			27	0,16	8	7	1	1	19

4.1.2.2 Prøvefiske i Lierne (lokalitet 1-5)

Høsten 1995 ble det prøvefisket i fem vatn i Lierne i Nord-Trøndelag. Disse er tidligere ikke undersøkt. I den ene lokaliteten ble det bare tatt lake, mens det bare ble fanget aure i tre av vatna. Vannkvaliteten i dette området er god med pH mellom 5,9-6,3, alkaliteten var fra 13-36 $\mu\text{ekv/l}$ og det var lave konsentrasjoner av labilt aluminium (4-9 $\mu\text{g/l}$). Ved elfiske i innløp/utløp ble det fanget svært lite fisk. Det var imidlertid stor forskjell mht substrat og gytemuligheter for aure i disse bekkene. I de lokalitetene med størst fangstutbytte var det også gode gyteforhold for aure i tilløpsbekkene. Aurens gytemuligheter synes derfor å være den mest begrensende faktor for aurebestandene i disse innsjøene.

Det ble prøvefisket og tatt vannprøver i fem lokaliteter i Lierne i Nord-Trøndelag. I tillegg ble det elfisket i innløp, utløp og i strandsonen i syv innsjøer.

Vannkvalitet

De vannkjemiske målingene i området viser at vannkvaliteten er god (tabell 4.1.3). pH varierte fra 5,9-6,3 og alkaliteten var forholdsvis høy (Alk, 13-36 $\mu\text{ekv/l}$), samtidig som det var lave konsentrasjoner av labilt aluminium (Al_i , 4-9 $\mu\text{g/l}$).

Fangstutbytte

Fangstutbyttet av aure (C_N) i de enkelte innsjøene varierte fra 4,8-24,7 individ pr. 100 m^2 garnareal. I Holmtjern 496 ble det bare fanget lake og fangstutbyttet (CPUE) var 0,6 individ (tabell 4.1.4). Fangst pr. innsats (CPUE) ble testet mot tre ulike vannkjemiske parametre basert på utløpsprøver; pH, Ca og Al_i [labil fraksjon] (figur 4.1.4). Det var en signifikant sammenheng mellom fangstutbyttet og labilt aluminium ($p < 0,05$), og parameteren forklarte 56 % av variasjonen i CPUE.

Elfiske

Ved elfiske i innløp, utløp og i strandsonen i de enkelte innsjøene ble det fanget svært få individ (Tabell 4.1.5). Aureunger ble bare registrert i Holmtjern 500, der også fangstutbyttet i innsjøen var størst. I Holmtjern 492 og 495 ble det bare elfisket, men det ble kun fanget en lake i hver av de to innsjøene, mens det ble registrert to laker i Holmtjern 496 ved elfiske. Det var store forskjeller mht substratet og gytemulighetene i de enkelte tilløpsbekkene. Holmtjern 500 hadde et bra gytesubstrat for aure i de to bekkene og innløpet. Det samme gjaldt også for Holmtjern 503 som hadde gode gytemuligheter i utløpet og innløp-øst. I de andre lokalitetene syntes det å være dårligere gytemuligheter for auren fordi substratet stort sett var storsteinet og i enkelte lokaliteter var det også oppgangshinder like ved munningen og dermed lite egnet for gyting. De to innsjøene med de beste gytemulighetene hadde også størst fangstutbytte, Holmtjern 500 og 503 (tabell 4.1.4 og 4.1.5). I og med at området har en god vannkvalitet er det nærliggende å konkludere med at det er gytemulighetene som er den mest begrensende faktor for aurebestandene i disse innsjøene.

Alder og størrelse

Aurebestandene i Holmtjern 497 og 499 hadde færre årsklasser og en mer irregulær aldersfordeling enn aurebestandene i Holmtjern 500 og 503. I alle de fire aurebestandene var det en dominans av 6-åringer (figur 4.1.5). Både kondisjonsfaktor (KF) og gjennomsnittlig lengde og vekt var størst i Holmtjern 497 og 499 hvor bestandstetthetene var minst (tabell 4.1.6).

Tabell 4.1.4 Fangstsinnsats (F_i) på Nordisk oversiktsgarn, fangstutbyttet i antall (U_A) og total vekt i gram (U_V), og fangst pr. innsats uttrykt i antall (C_N) og vekt (C_V) for aure og lake i fem innsjøer i Lierne i Nord-Trøndelag i 1995.

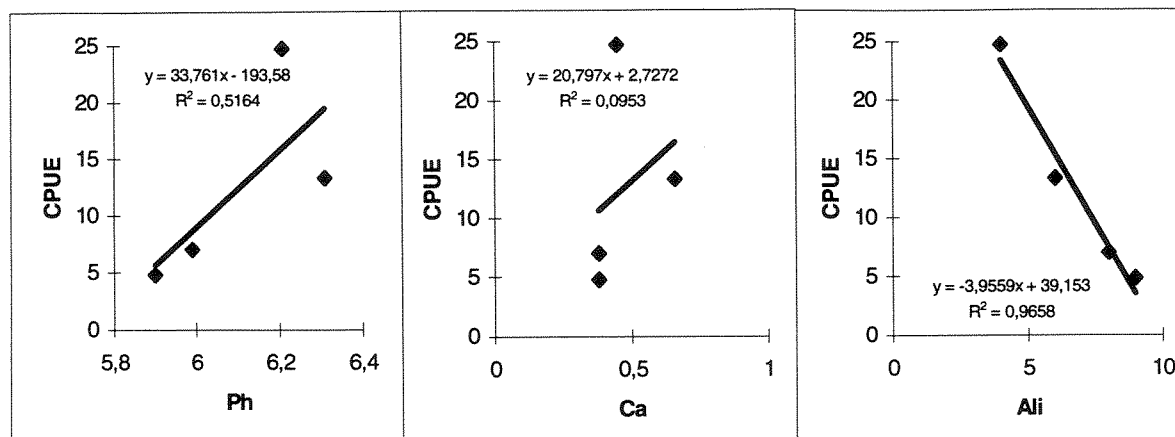
Lokalitet	Aure					Lake				
	F_i	U_A	U_V	C_N	C_V	F_i	U_A	U_V	C_N	C_V
Holmtjern 496	12	0				12	3	185	0,6	34,3
Holmtjern 497	6	19	4276	7,0	1583,7	6	1	43	0,4	15,9
Holmtjern 499	6	13	3041	4,8	1126,3					
Holmtjern 500	8	89	10847	24,7	3013,1					
Holmtjern 503	6	36	5198	13,3	1925,2					

Tabell 4.1.5 Elfiske i syv innsjøer i Lierne i 1995, areal fisket (m^2), antall fisk fanget (lengde i mm) og beskrivelse av gytesubstratet i lokaliteten.

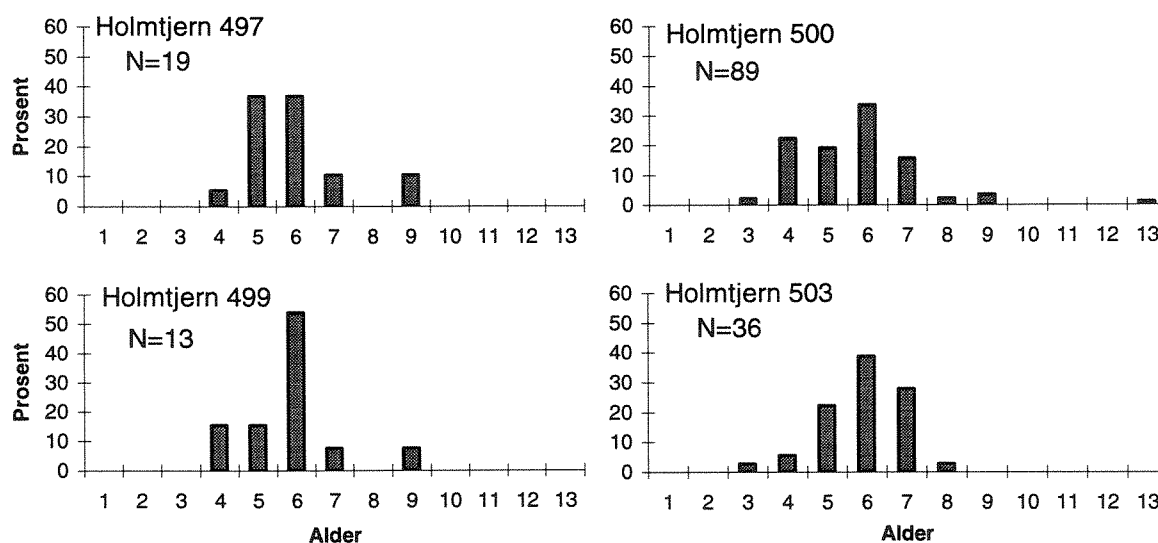
Innsjø	Lokalitet	Areal (m^2)	Aure (lengde mm)	Lake (lengde mm)	Gytesubstrat
Holmtjern 492	utløp/strand	200	0	1 (137)	Ubeskrevet
Holmtjern 495	innløp	0	0	0	Dårlig
	strand v/innløp	180	0	1 (137)	Bra
	utløp	60	0	0	Dårlig
	strand v/utløp	100	0	0	Dårlig
	bekk v/utløp	15	0	0	Bra
Holmtjern 496	innløp	150	0	0	Dårlig
	strand v/innløp	198	0	2 (163, 200)	Dårlig
	utløp	170	0	0	Dårlig
	strand v/utløp	102	0	0	Dårlig
Holmtjern 497	innløp	80	0	0	Brukbar
	strand v/innløp	200	0	0	Bra
	utløp	50	0	0	Dårlig
	strand v/utløp	70	0	0	Dårlig
Holmtjern 499	innløp	30	0	0	Dårlig
	strand v/innløp	40	0	0	Dårlig
	utløp	100	0	0	Dårlig
Holmtjern 500	innløp	200	1 (170)	0	Brukbar
	strand v/innløp	45	0	0	Brukbar
	bekk øst	100	1 (42)	0	Bra
	bekk øst	100	1 (38)	0	Bra
Holmtjern 503	innløp sør	50	0	0	Ubeskrevet
	innløp øst	15	0	0	Bra
	utløp	30	0	0	Bra

Tabell 4.1.6 Gjennomsnittlige verdier med standardavvik (\pm SD) for kondisjon (KF), lengde (mm) og vekt (g) hos aure fanget i fire innsjøer i Lierne i september 1995 (N=antall fisk).

Lokalitet	KF	\pm SD	(N)	Lengde	Vekt
Holmtjern 497	1,07	\pm 0,53	(20)	277,5	\pm 43,2
Holmtjern 499	0,95	\pm 0,06	(13)	282,2	\pm 49,0
Holmtjern 500	0,89	\pm 0,06	(89)	231,7	\pm 40,8
Holmtjern 503	0,88	\pm 0,07	(36)	250,5	\pm 30,2



Figur 4.1.4 Fangstutbytte hos aure på oversiktsgarn (antall individer pr. 100 m² garnareal pr. natt=CPUE) i forhold til pH, Calsium (Ca) og labilt aluminium (Ali) i fire innsjøer i Lierne i september 1995.



Figur 4.1.5 Aldersfordeling hos aure i fire innsjøer i Lierne i september 1995.

Ernæring

Ernæringsmessig var det også noen forskjeller mellom auren i de enkelte Holmtjernene (tabell 4.1.7). De største forskjellene var at auren i lokalitetene 497 og 499 hadde spist fisk og noe mindre zooplankton enn auren i Holmtjern 500 og 503. I de to sist nevnte innsjøene var det en større andel av linsekreps i dietten, mens fisk ikke ble registrert. For å bli fiskespiser må auren ha oppnådd en viss størrelse. Undersøkelser i Femund viser at de fleste aurene var over 20 cm før de spiste fisk, og mer enn 60 % av de undersøkte aurene større enn ca 30 cm hadde bare fisk i magen (Næsje et al. 1995). Gjennomsnittlig størrelse av aurene i Holmtjern 500 og 503 var mindre enn i de to andre lokalitetene, og henholdsvis 27 % og 8 % av individene var < 20 cm, mens bare 6 % og 0 % var > 30 cm. I de to fiskespisende bestandene var bare 5 % av aurene i Holmtjern 497 < 20 cm, mens det ikke var noen aurer i Holmtjern 499 som var mindre enn denne størrelsen. Imidlertid var mer enn 40 % av individene i disse to lokalitetene større enn 30 cm.

Tabell 4.1.7 Dietten (vektprosent) hos aure i epibentisk sone i fire innsjøer i Lierne i september 1995. + angir grupper som utgjør <0,1 vektprosent, l=larver, p=pupper og ad=adult.

Lokalitet	Holmtjern 497	Holmtjern 499	Holmtjern 500	Holmtjern 503
Fisk	11,0	18,0		
Overflateinsekter	12,7	12,6	17,8	3,8
Fjærmygg l.	0,7	0,7	1,5	3,9
Fjærmygg p.	+			+
Steinflue l.	0,9		0,6	0,1
Vårflue l.	15,2	3,1	5,6	13,6
Døgnflue l.	0,5			
Mudderflue l.				4,9
Stankelben l.	1,5			
Knott l.				0,1
Knott p.			0,7	
Vannkalv l.	3,8	+	3,3	
Vannkalv ad.	13,1	11,8		1,5
Musling/Snegler	0,5	0,1	2,1	0,2
Edderkoppdyr	+		+	
Igler			5,1	18,6
Linsekreps	33,4	29,7	51,3	35,6
<i>Holopedium</i>	5,7	3,8		10,8
<i>Bythotrephes</i>	1,0	20,1	+	0,4
<i>Polyphemus</i>			+	0,2
Copepoder				0,4
Div. Zooplankton			12,0	6,1
Antall mager	18	11	20	20

4.1.2.3 Prøvefiske i Naustavassdraget (lokalitet 6-9)

I 1995 ble det prøvefisket i fire vatn i Naustavassdraget som også ble undersøkt ti år tidligere. Vannkvaliteten har endret seg lite i denne perioden, men vassdraget er svært følsomt for sur nedbør. pH ble målt til 5,2-5,6 og vannet har liten bufferkapasitet. Det var en økning i fangstutbyttet av røye fra 1985-1995 i alle lokalitetene, mens fangstutbyttet av aure hadde gått ned i Vonavatn og Søndre Gotdalsvatn og økt i Ytre Langvatn og Nordre Gotdalsvatn. Alderssammensetningen i de fire aurebestandene var irregulær og det var færre årsklasser i fangsten 1995 enn i 1985. I Vonavatn var det en stor andel fire-åringer, mens det i de andre vatna var størst andel av syv-åringer. Røyebestandene i de tre innsjøene (Vonavatn, Søndre og Nordre Gotdalsvatn) hadde en god rekruttering, og det var ingen store forskjeller i alderssammensetningen i 1985 og 1995. Empirisk vekst hos både aure og røye var dårligere i 1995 i forhold til 1985. Noe forskjellig alderssammensetning samt økt tetthet av røye kan forklare en del av disse forskjellene i vekst. Overflateinsekter og fjærmygg var viktigst i aurens diett, mens røye hadde spist mer av ulike zooplanktonarter.

I forbindelse med en planlagt regulering i Naustavassdraget ble det gjennomført biologiske og limnologiske undersøkelser i vassdraget i 1975-1976 (Skulberg 1976, Skulberg et al. 1977, Sægrov & Vasshaug 1977). Vassdraget har vært fulgt gjennom vannkemiske målinger (Elveserien) siden 1971. I 1980 overtok Statlige program for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør denne overvåkingen. Registrering av ungfisk startet i 1981, og det har også vært foretatt intervjuundersøkelser for kartlegging av fiskestatus (SFT 1984) og reproduksjonsundersøkelser på fisk i forbindelse med forsuringssituasjonen. Naustavassdraget har også vært vurdert i 'Samla plan for vassdrag' (MD 1984), hvor det blant annet ble sett på geologi, klima, hydrologi, resipientforhold og fisk. I 1985 ble det gjennomført prøvefiske i flere av vatna i vassdraget (SFT 1988).

Fire av innsjøene i vassdraget ble prøvefisket på nytt i 1995; Vonavatn, Ytre Langvatn og Søndre og Nordre Gotdalsvatn (figur 4.1.6).

Vannkvalitet

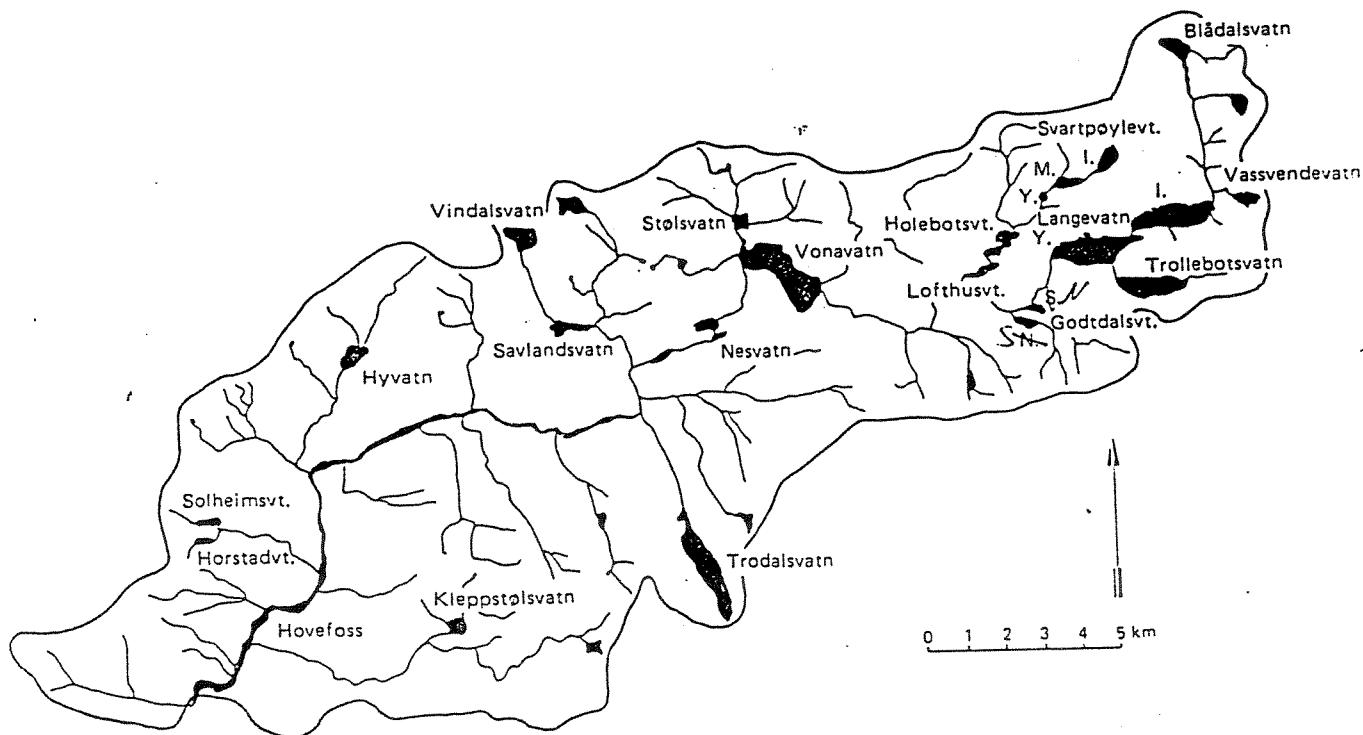
Vannkvaliteten har endret seg lite fra midten av 1980-åra og fram til 1995. pH i de fire innsjøene var i 1995 mellom 5,2-5,6, konsentrasjonene av kalsium var < 0,3 mg/l, mens alkaliteten var ned mot 0 μ ekv/l (tabell 4.1.3). Konsentrasjonen av labilt aluminium var også lav (3-15 μ g/l). Målingene viser derfor at vassdraget har liten bufferkapasitet og er derfor svært sårbart overfor sur nedbør, spesielt i de øvre deler. Selv om det ikke er registrert fiskedød i Naustavassdraget, kan episoder med surt vann gjøre skade på fiskebestandene.

Fangstutbytte

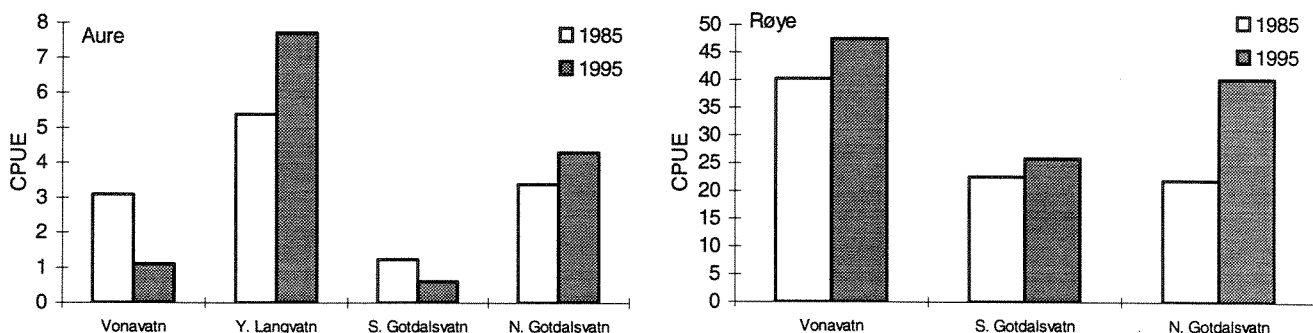
Fangstutbyttet av aure pr. 100 m² garnareal (SNSF-garnserien) i de enkelte innsjøene varierte fra henholdsvis 1,2 - 5,4 individ i 1985 og 0,6 - 7,7 individ i 1995 (figur 4.1.7). Det var en økning i fangstutbyttet fra 1985 til 1995 i Ytre Langvatn og i Nordre Gotdalsvatn, mens det var en nedgang i Vonavatn og Søndre Gotdalsvatn. Fangstutbyttet av røye på SNSF-garnserien varierte mellom 21,8-40,3 individ i 1985 og 25,9-47,4 individ i 1995. Det var en klar økning i fangstutbyttet av røye i alle de tre innsjøene fra 1985 til 1995 (figur 4.1.7). Det finnes ikke røye i Ytre Langvatn.

Det totale fangstutbyttet av aure på Nordisk oversiktsgarn varierte mellom 0-2,2 individ pr. 100 m² garnareal (tabell 4.1.8). Dybdefordelingen av aure i de ulike innsjøene viser at den stort sett ble fanget i øvre deler av strandsonen (0-6 m dyp). Det totale fangstutbyttet av røye på oversiktsgarn varierte

mellom 22,7-44,2 individ pr. 100 m² garnareal. Dybdefordelingen av røye viser at den fordelte seg jevnt på alle dypene. Imidlertid var fangstutbyttet av røye i Vonavatn størst mellom 0-6 m dyp, i Søndre Gotdalsvatn fra 3 m og ned til 20 m dyp og i Nordre Gotdalsvatn mellom 6-35 m dyp. Segregering i dyp mellom aure og røye som lever i samme innsjø er svært vanlig (Saksgård & Hesthagen 1996). Dette skyldes trolig interspesifikk konkurranse, idet røya er underlegen auren og blir trengt ned på dypere områder (Nilsson 1963, Filipsson & Svärdson 1976, Langeland et al. 1991). I de undersøkte innsjøene i Naustavassdraget var imidlertid denne segregeringen mellom aure og røye mindre synlig. Dette kan skyldes at røyebestandene i disse innsjøene er svært store, mens aurebestandene er små, og de tette røyebestandene gjør det vanskeligere for auren å utkonkurrere røya.

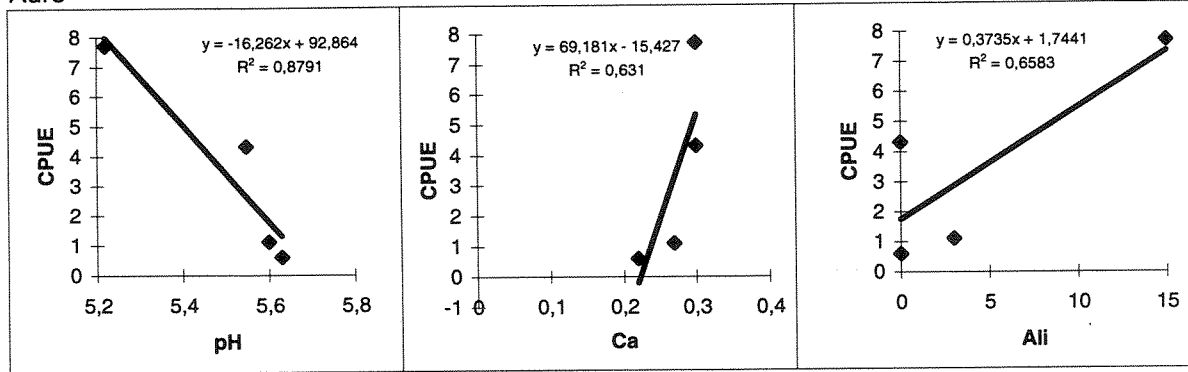


Figur 4.1.6 Naustavassdraget i Sogn og Fjordane

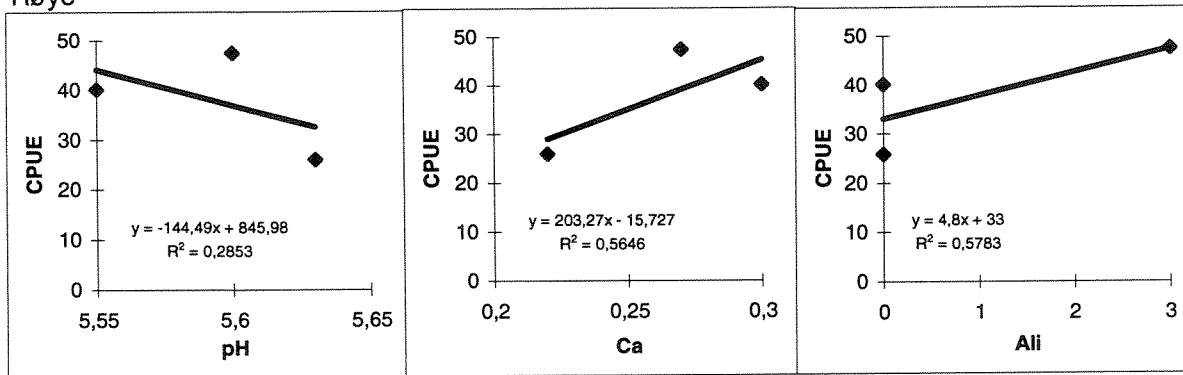


Figur 4.1.7 Fangstutbytte (CPUE) av aure og røye uttrykt som antall fisk fanget pr. 100 m² garnareal (SNSF-garnserien) i henholdsvis fire og tre innsjøer i Naustavassdraget i 1985 og 1995.

Aure



Røye



Figur 4.1.8 Fangstutbytte hos aure og røye på SNSF-garnserier (antall individer pr. 100 m² garnareal pr. natt= CPUE) i forhold til pH, Calcium (Ca) og labilt aluminium (Ali) basert på utløpsprøver fra henholdsvis fire og tre innsjøer i Naustavassdraget i august 1995.

Fangstutbyttet av aure og røye tatt på SNSF-garnserien ble testet mot tre vannkjemiske parametre (pH, Ca og Al_i [labilt aluminium]). Det var imidlertid ingen signifikant ($p > 0,05$) sammenheng mellom fangstutbyttet og noen av disse kjemiske parametrene (figur 4.1.8). Best korrelasjon var det mellom fangstutbyttet av aure og pH, mens det var minst korrelasjon mellom fangstutbyttet av røye og pH.

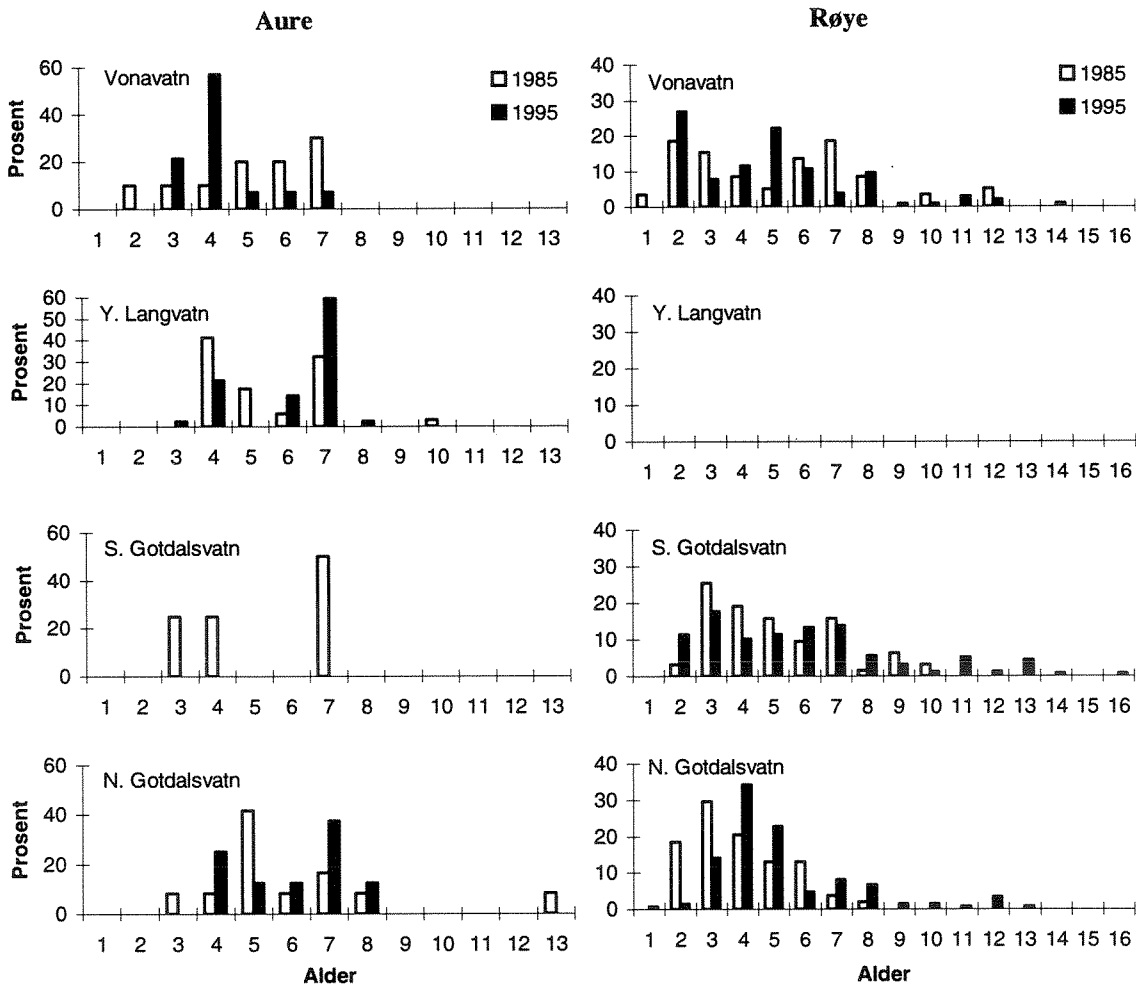
Alder

I 1995 ble bare fangsten på oversiktsgarn aldersbestemt, unntatt i Vonavatn der fisk fanget på SNSF-garnserien også ble aldersbestemt. I aldersfordelingen hos aure i Vonavatn i 1995 omfatter både fangsten på oversiktsgarn og SNSF-garnserien, da det ikke var noen forskjell mellom disse. I aldersfordelingen hos røye i Vonavatn er det derimot bare fisk tatt på SNSF-garnserien som er med i aldersfordelingen. Dette fordi det var noe forskjellig alderssammensetning på de to garntypene, og i 1985 ble det som kjent bare fisket med SNSF-garnserier.

Aldersfordelingen i de fire aurebestandene var irregulær med få årsklasser (figur 4.1.9). Det var færre årsklasser av aure i 1995 enn i 1985 i all lokalitetene. I Vonavatn dominerte fire-åringene i 1995, mens det var flest syv-åringere i 1985. I Ytre Langvatn var imidlertid dominans-forholdet motsatt med

flest syv-åringer i 1995 og flest fire-åringer i 1985. Aurebestanden i Søndre Gotdalsvatn var svært liten, med bare tre årsklasser i 1985. I 1995 ble det bare fanget to individ i denne lokaliteten, begge på SNSF-garnserien, men disse er ikke aldersbestemt. Aurebestanden i Nordre Gotdalsvatn var i 1985 dominert av fem-åringer, og av syv-åringer i 1995.

Røyebestandene i disse innsjøene har en god rekruttering og det var bare små forskjeller i alderssammensetningen i 1985 i forhold til 1995. I Nordre Gotdalsvatn var imidlertid andelen av to- og tre-åringer noe mindre i 1995 enn i 1985, derimot var antall eldre individ (4-5 år) større i 1995.



Figur 4.1.9 Aldersfordeling hos aure og røye i fire innsjøer i Naustavassdraget i 1985 og 1995.

Tabell 4.1.8 Fangstutbytte av aure og røye på Nordisk oversiktskart uttrykt som antall fisk pr. 100 m² garnareal fordelt på fem ulike dybdeintervall i fire innsjøer i Naustavassdraget i 1995.

Dyp	Vonavatn		Y. Langvatn		S. Gottdalsvatn		N. Gottdalsvatn	
	Aure	Røye	Aure	Røye	Aure	Røye	Aure	Røye
0-3 m	5,2	50,4	4,1	21,1	3,7	14,1		
3-6 m	0,7	39,3	2,2	42,2	1,5	12,6		
6-12 m		29,6	0,4	71,1		23,7		
12-20 m		17,0		41,1	0,7	29,6		
20-35 m						31,9		
Totalt	1,5	34,1	2,2	44,2	1,2	22,7		

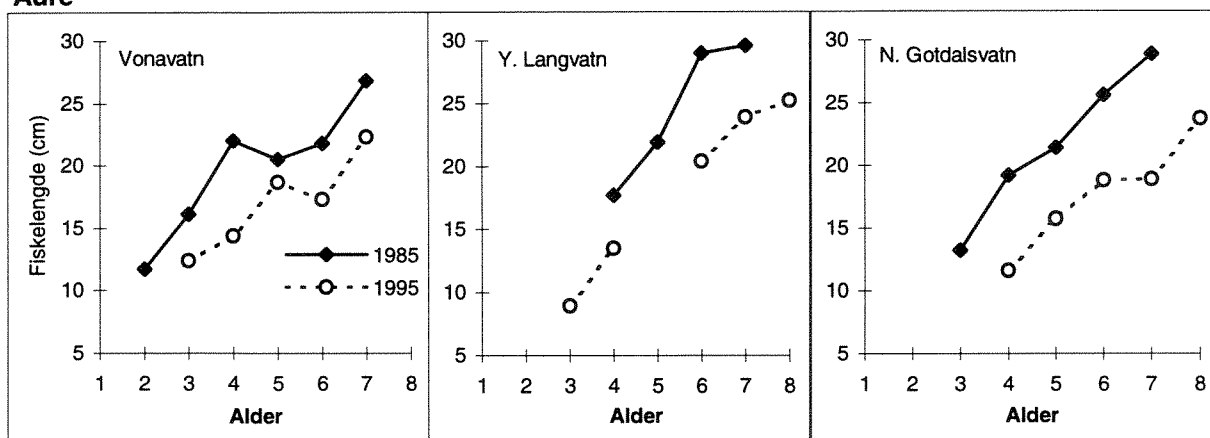
Tabell 4.1.9 Gjennomsnittlige verdier med standardavvik (\pm SD) for kondisjon, lengde og vekt hos aure og røye fanget på SNSF-garnserier i 1985 og 1995, og av aure og røye fanget på Nordisk oversiktskart (N. O.) i 1995 i fire innsjøer i Naustavassdraget. (N= antall fisk).

	Kondisjon (KF)		Lengde (cm)		Vekt (gram)	
	1985 SNSF	1995 SNSF	1985 SNSF	1995 SNSF	1985 SNSF	1995 SNSF
Aure						
Vonavatn	1,06 \pm 0,09 (10)	1,07 \pm 0,08 (7)	21,5 \pm 1,6 (8)	13,5 \pm 1,6 (8)	145,6 \pm 190,3 (8)	27,3 \pm 9,3 (8)
Y. Langvatn	1,17 \pm 0,08 (35)	1,19 \pm 0,07 (25)	24,4 \pm 7,7 (18)	22,8 \pm 4,5 (18)	223,7 \pm 240,6 (18)	142,2 \pm 68,2 (18)
S. Gottdalsv.	1,04 \pm 0,02 (4)	24,4 \pm 8,4 (2)	24,4 \pm 8,4 (2)	13,2 \pm 6,4 (2)	190,5 \pm 155,2 (2)	
N. Gottdalsv.	0,99 \pm 0,25 (12)	0,99 \pm 0,05 (8)	26,0 \pm 12,3 (14)	18,6 \pm 5,8 (14)	176,0 \pm 146,3 (14)	
Røye						
Vonavatn	0,80 \pm 0,08 (131)	0,88 \pm 0,09 (307)	16,9 \pm 1,8 (178)	14,6 \pm 2,3 (307)	39,9 \pm 15,5 (178)	28,8 \pm 11,5 (307)
Y. Langvatn	0,97 \pm 0,69 (74)	(84)	18,8 \pm 4,5 (158)	17,9 \pm 4,8 (158)	68,6 \pm 42,7 (158)	52,5 \pm 33,6 (158)
S. Gottdalsv.	0,87 \pm 0,08 (71)	(130)	16,7 \pm 4,5 (148)	17,2 \pm 3,0 (148)	50,2 \pm 36,8 (148)	40,6 \pm 20,3 (148)
N. Gottdalsv.						

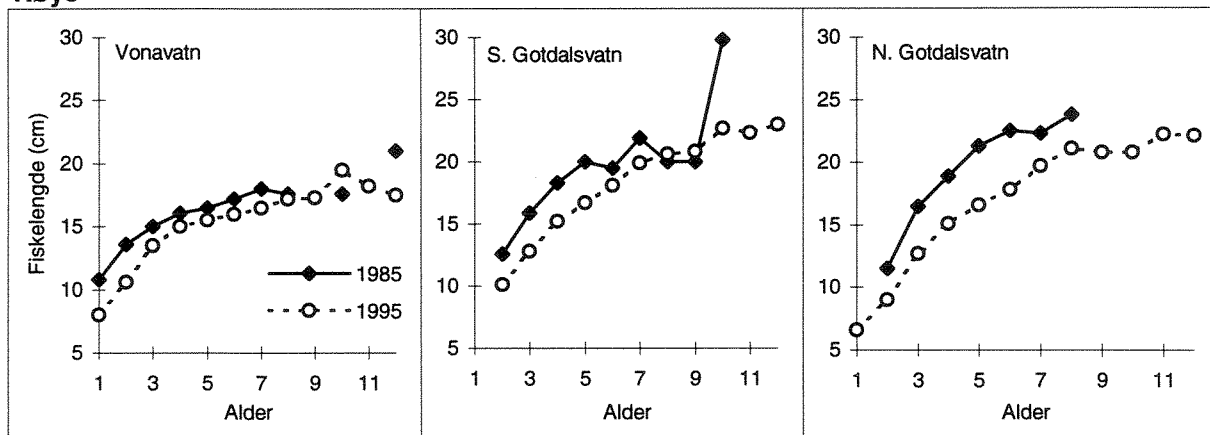
Vekst, Kondisjon og størrelse

Empirisk vekst for aure viser til dels store forskjeller mellom 1985 og 1995 i alle innsjøene (figur 4.1.10). Auren hadde en langt dårligere vekst i alle aldersgrupper i 1995 i forhold til 1985. Røya hadde også en dårligere vekst for de fleste aldersgruppene. Gjennomsnittlig lengde og vekt for aure og røye har også endret seg en del i forsøksperioden (tabell 4.1.9). Tendensen er at både lengde og vekt var mindre i 1995 enn i 1985. Dette kan skyldes noe forskjellig alderssammensetning de to årene, men det forklarer ikke alt. Kondisjonsfaktoren har imidlertid ikke endret seg noe særlig for noen av artene. En dårligere empirisk vekst og lavere gjennomsnittlige størrelser på fisken kan kanskje sees i sammenheng med at tettheten av røye har økt i tre av innsjøene. Aurebestanden i Ytre Langvatn hvor det ikke finnes røye, har også økt i forsøksperioden. Tette fiskebestander fører til større konkurranse mellom individer og dårligere vekt og en får gjerne en bestand med mer småfisk.

Aure



Røye



Figur 4.1.10 Empirisk vekstkurve (lengde i cm) for aure og røye fanget i tre innsjøer i Naustavassdraget i 1985 (hel linje) og 1995 (stiplet linje).

Ernæring

Overflateinsekter og fjærmygg var viktige næringsdyr hos auren i både Vonavatn, Ytre Langvatn og Nordre Gotdalsvatn (tabell 4.1.10). I Ytre Langvatn var også daphnier viktig i aurens diett. Dette var dessuten den eneste av disse innsjøene hvor det ble funnet *Daphnia longispina* i planktonprøvene (kapittel 4.2, tabell 4.2.1). I Vonavatn utgjorde i tillegg til overflateinsekter, både døgnfluelarver og linsekreps en stor del av aurens mageinnhold.

I Vonavatn hadde linsekreps og *Bosmina* størst betydning som næringsdyr hos røye i epibentisk sone, mens pelagisk røye hadde spist mer overflateinsekter. I Søndre Goddalsvatn var fjærmygg og *Holopedium gibberum* (gelékreps) dominerende næringsdyr hos røya. Planktonprøvene viste at gelékreps bare ble funnet i denne lokaliteten (kapittel 4.2, tabell 4.2.1). I Nordre Goddalsvatn var fjærmygg de viktigste næringsdyra for røya.

Tabell 4.1.10 Sammensetning av dietten (vektprosent) hos røye og aure i epibentisk og pelagisk sone i fire innsjøer i Naustavassdraget i 1995. + angir grupper som utgjør <0,1 vektprosent, l=larver og p=pupper

Lokalitet Art Habitat	Vonavatn		Aure Epibent	Y. Langvatn Aure Epibent.	S. Goddalsvatn Røye Epibent.	N. Goddalsvatn	
	Røye Epibent.	Pelag.				Røye Epibent.	Aure Epibent.
Fisk			7,1				
Overflateinsekt		25,9	47,2	13,0	1,6	1,8	29,5
Fjærmygg l.	10,8	5,0	0,2	31,5	2,7	20,1	12,2
Fjærmygg p.	23,7	32,3	10,0	23,8	55,6	56,5	49,9
Vårflue l.		4,8	2,7	8,4	5,6	0,4	1,7
Døgnflue l.	2,3		17,4	1,6			
Vannymfe l.				2,0			
Knott l.						0,1	
Vannkalv l.				0,4	+		
Musling/Snegl					0,3		
Vannmidd						0,5	0,9
Linsekreps	30,6	0,2	15,5		9,3	6,5	5,9
<i>Daphnia</i>				19,5			
<i>Bosmina</i>	32,2	20,5			2,8	14,1	
<i>Holopedium</i>					21,9		
Copepoder	0,4	1,3			0,1		
Div. Zooplankton		10,1					
Antall mager	20	20	14	20	20	20	8

4.1.2.4 Prøvefiske i Lesja (lokalitet 10-12)

I Lesja i Oppland ble det prøvefisket i Svånåvatn, Fisketjern og Svartdalsvatn og av disse ble Svartdalsvatn også undersøkt i 1987. Vannkjemiske analyser fra de tre innsjøene viser at bufferkapasiteten er liten og pH var mellom 5,59-6,18, mens det ikke ble registrert labilt aluminium. Fangstutbyttet på oversiktsgarn varierte betydelig (CPUE=4,4-49,7 individ pr. 100 m² garnareal), og det ble fanget et større antall aure i Svartdalsvatn i 1995 i forhold til 1987. Aurebestanden i Svånåvatn består kun av utsatt fisk, og det ble fanget mest eldre individ (9-20 år). Aure mellom 10-13 år dominerte i bestanden. I Fisketjern var også mange av aurene svært gamle (>10 år), men det var også noen yngre individ (2-5 år). Femåringene dominerte sterkt i denne bestanden. I Svartdalsvatn var det ingen individ >12 år. I 1987 var det en dominans av fem- og seksåringer, mens aldersgruppene 8-10 dominerte i 1995. Aldersfordelingen i Svartdalsvatn tyder på at det har vært mindre rekruttering på 1990-tallet enn i første halvdel av 1980-tallet. Dietten hos aure var dominert av fjærmygg og overflateinsekter, mens zooplankton hadde ingen eller liten betydning.

I Lesja kommune ble det i 1995 prøvefisket i tre innsjøer: Svartdalsvatn, Fisketjern og Svånåvatn. Svartdalsvatn er en av 100-sjøers lokalitetene hvor det også ble prøvefisket i 1987.

Vannkvalitet

Vannkjemiske data fra Svartdalsvatnet i 1995 er gitt i vedlegg A ("100 SJØER" 1995), denne rapporten. I Svånåvatn og Fisketjern ble pH målt til henholdsvis 5,59 og 5,65, og det var lave verdier av kalsium (0,22-0,23 mg/l) og alkaliteten var bare 2 μ ekv/l i begge vatna (tabell 4.1.3). Imidlertid var også konsentrasjonene av ulike aluminiumsforbindelser lave, og labilt aluminium var under deteksjonsgrensen.

Fangstutbytte

Fangstutbyttet pr. 100 m² garnareal (SNSF-garnserien) i Svartdalsvatnet hadde økt fra 6,8 individ i 1987 til 10,6 individ i 1995 (tabell 4.1.11).

Fangstutbyttet på oversiktsgarn i de tre innsjøene varierte mellom 4,4-49,7 individ pr. 100 m² garnareal (tabell 4.1.11). I Svånåvatn er det ingen naturlig rekruttering, og aurebestanden består følgelig bare av utsatt fisk. I Fisketjern synes aurebestanden å være relativt stor da fangstutbyttet var på hele 49,7 individ pr. 100 m², dvs. en fisk pr. 2 m².

Tabell 4.1.11 Fangstutbyttet av aure fanget på SNSF-garnserier i 1987 og 1995 og aure fanget på Nordisk oversiktsgarn i 1995, uttrykt som antall fisk fanget pr. 100 m² garnareal, i tre innsjøer i Lesja kommune.

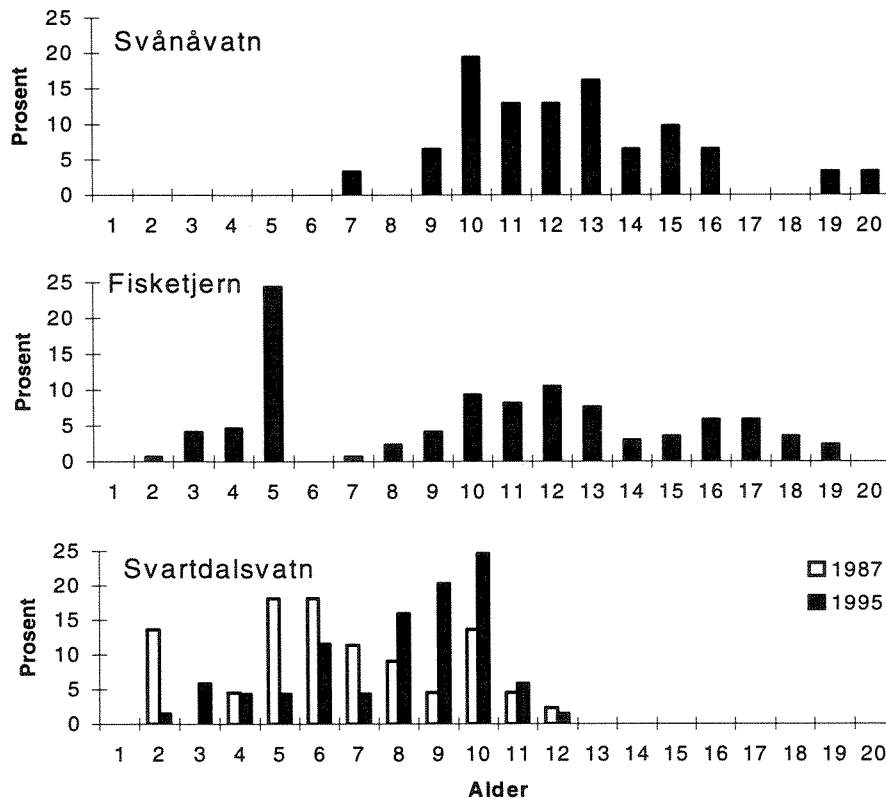
Lokalitet	SNSF-garnserier		1995		N. Oversiktsgarn	
	1987		1995		1995	
	CPUE	Antall	CPUE	Antall	CPUE	Antall
Svånåvatn					6,9	31
Fisketjern					49,7	179
Svartdalsvatn	6,8	44	10,6	69	4,4	47

Alder

Aldersfordeling av den utsatte auren i Svånåvatn viser at bestanden bare består av eldre individ (figur 4.1.11). I Fisketjern var også mange av aurene gamle, men bestanden hadde også en del yngre individ. I Svartdalsvatn i 1995 er det bare aure tatt på SNSF-garnserien som er vist i aldersfordelingen, slik at alderssammensetningen for 1987 og 1995 er direkte sammenlignbare. Aurebestanden i Svartdalsvatn hadde i motsetning til de to andre vatna ingen individ over 12 år. Det var en stor andel to-åringer i 1987 i forhold til 1995, mens det var flere eldre individ i 1995 (8-10 år) enn i 1987. Det betyr at rekrutteringen har avtatt i de siste åra i forhold til første halvdel av 1980-tallet.

Kondisjon og størrelse

Det var liten forskjell mellom kondisjonsfaktor (KF), og gjennomsnittlig lengde og vekt hos auren i Svartdalsvatn i 1987 og 1995 (tabell 4.1.12). Aure fanget på oversiktsgarn og SNSF-garnserien viste heller ingen store forskjeller i KF eller størrelse. Aurebestanden i Svånåvatn hadde høyest KF og de største individene, mens gjennomsnittlig størrelse på fisken var minst i Fisketjern. Disse forskjellene kan sees i sammenheng med ulik alderssammensetning i bestandene.



Figur 4.1.11 Aldersfordeling hos aure i to innsjøer i Lesja kommune i 1995, og i Svartdalsvatn i 1987 og 1995.

Ernæring

Fjærmygg og vårfluelarver var de viktigste næringsdyra hos auren i Svånåvatn, mens fjærmygg alene utgjorde nesten 90 % av mageinnholdet hos auren i Fisketjern. I Svartdalsvatn hadde overflateinsekter større betydning i auren's diett enn hos auren i de andre lokalitetene (tabell 4.1.13). Zooplankton hadde derimot liten eller ingen betydning i auren's ernæring i disse innsjøene.

Tabell 4.1.12 Gjennomsnittlige verdier med standardavvik (\pm SD) av kondisjon (KF), lengde (XL i cm) og vekt (XV i g) hos aure fanget på SNSF-garnserier i 1987 og 1995, og hos aure fanget på Nordisk oversiktsgarn i 1995, i tre innsjøer i Lesja kommune. (N=antall fisk).

Lokalitet	SNSF-garnserier 1987			SNSF-garnserier 1995			N. Oversiktsgarn 1995												
	KF \pm SD	XL (N)	XV \pm SD	KF \pm SD	XL (N)	XV \pm SD	KF \pm SD	XL (N)	XV \pm SD										
Svånåvatn	0,96	±0,07 (44)	23,0	±6,3	146,2	±109,0	0,95	±0,08 (69)	23,8	±5,9	151,0	±92,8	1,16	±0,09 (31)	30,9	±4,9	374,3	±185,5	
Fiskefjern														1,02	±0,09 (179)	20,7	±5,8	110,2	±76,8
Svartdalsvatn														0,96	±0,07 (47)	23,0	±4,6	132,7	±87,4

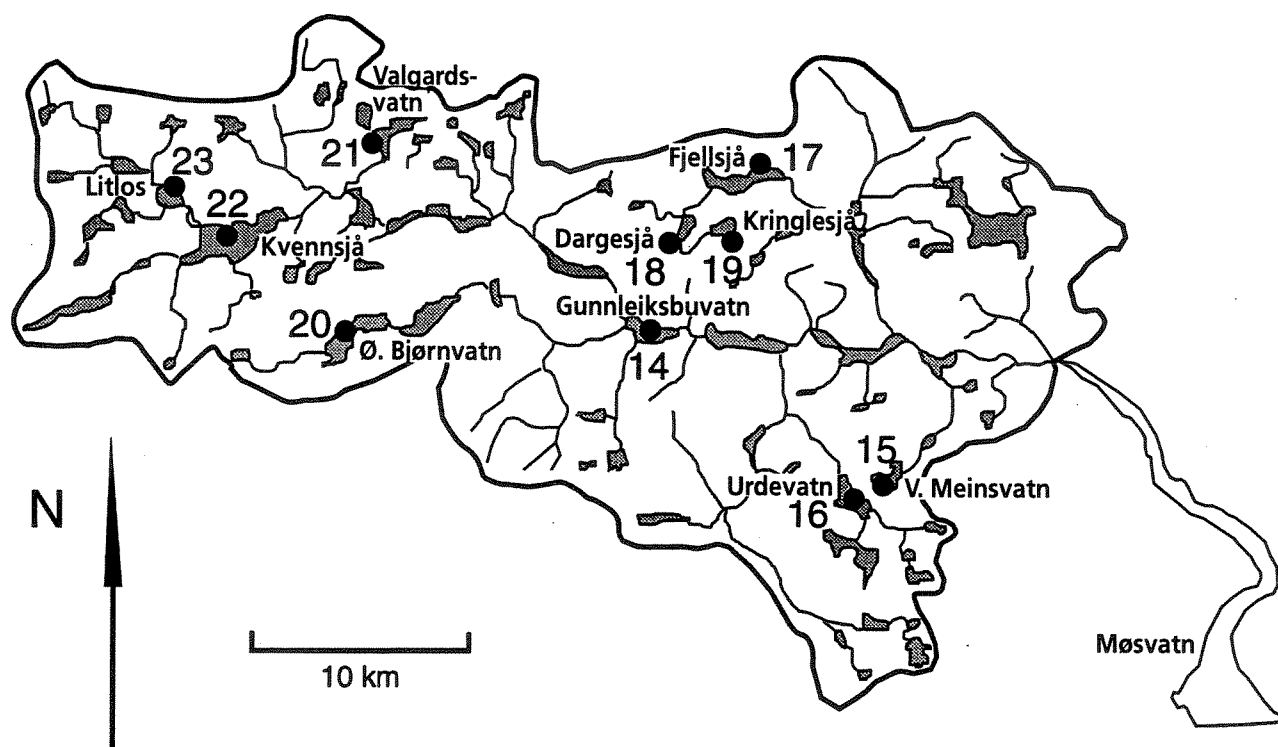
Tabell 4.1.13 Sammensetning av dietten hos aure i epibentisk sone i tre innsjøer i Lesja kommune i 1995, + angir grupper som utgjør <0,1 vektprosent, l=larver.

Lokalitet	Svånåvatn	Fiskefjern	Svartdalsvatn
Overflateinsekter	17,0	5,8	37,7
Fjærmugg l.	46,2	86,1	28,9
Steinflue l.	0,1	+	4,1
Vårflue l.	36,7	6,7	19,7
Døgnflue l.			5,0
Musling/Snegler			0,2
Vannmidd		0,4	
Linsekreps			4,4
Bosmina		0,5	
Div. zooplankton		0,3	
Antall mager	29	20	20

4.1.2.5 Prøvefiske i Kvennavassdraget (lokalitet 15-16, 18-19)

Høsten 1995 ble det prøvefisket i fire innsjøer i Kvennavassdraget. Vassdraget er tidligere undersøkt mht vannkvalitet, bunndyr og zooplankton. Bufferkapasiteten i området er lav, men pH i 1995 var imidlertid $>6,0$ i alle lokaliteter og konsentrasjonen av labilt aluminium var <5 $\mu\text{g/l}$. Fangstutbyttet av aure var forholdsvis lavt i alle de fire innsjøene (CPUE= 0,9-10,4). Aldersfordelingen hos de undersøkte aurebestandene var irregulær og bestod av få årsklasser. Rekrutteringen hos aure i Dargesjø var imidlertid forholdsvis god, og fangstutbyttet var også størst her. Skjoldkreps var det viktigste næringsdyret hos auren i alle lokalitetene.

Kvennavassdraget ligger i et område som er influert av sur nedbør og bufferkapasiteten er lav (Walseng et al. 1994). Vassdraget egner seg derfor godt til overvåking av sur nedbør i norske fjellvann. I forbindelse med verneplan III ble det i 1978 tatt vannprøver, bunndyr- og planktonprøver innenfor hele nedbørfeltet, og det ble registrert flere forsuringfølsomme arter som skjoldkreps, marflo, snegl og daphnier (Walseng et al. 1994). En ny undersøkelse ble foretatt i august 1995, da også inkludert prøvefiske i fire innsjøer.



Figur 4.1.12 Oversikt over nedbørfeltet til Kvennavassdraget.

Vannkvalitet

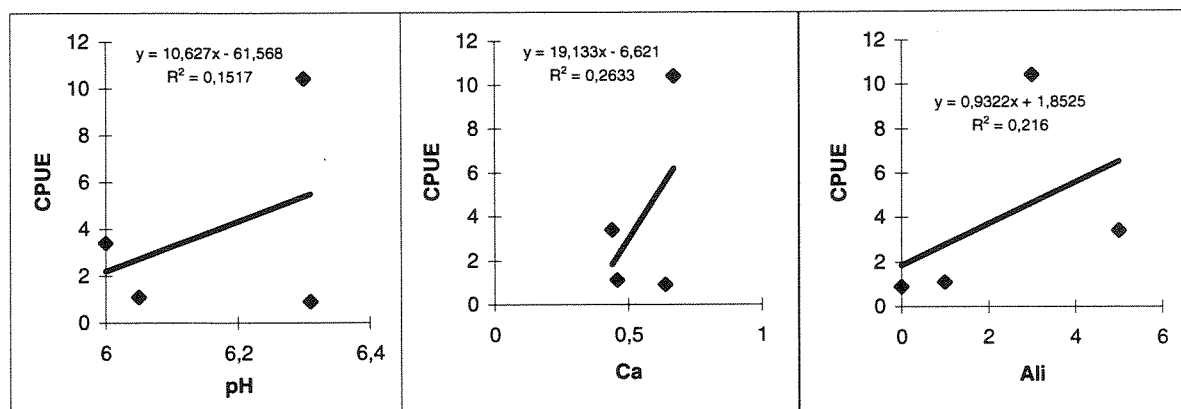
Vesle Meinsvatn og Urdevatn hadde den dårligste vannkvaliteten av de fire vatna som ble prøvafisket (tabell 4.1.3). Imidlertid var $\text{pH} > 6,0$ i alle lokalitetene, mens mengden av kalsium var lav (0,44-0,67 mg/l), og konsentrasjonen av labilt aluminium var knapt målbar ($\text{Ali} < 5 \mu\text{g/l}$). Det ble tatt vannprøver i tilsammen 11 lokaliteter i 1995 og pH lå mellom 6,0-6,6, mens alkaliteten varierte mellom 15-51 $\mu\text{ekv/l}$. Konsentrasjonen av labilt aluminium var svært lav i alle lokalitetene ($< 5 \mu\text{g/l}$). Innholdet av aluminium kan imidlertid være større og pH lavere under snøsmeltingen om våren og i perioder med mye regn enn det vi fant i midten av august 1995.

Fangstutbytte

Fangstutbyttet i de enkelte vatna varierte mellom 0,9 og 10,4 individ pr. 100 m^2 garnareal (tabell 4.1.14). Fangst pr. innsats (CPUE) ble testet mot tre forskjellige vannkjemiske parametre (pH , Ca og Ali [labilt aluminium]) (figur 4.1.13). Det var imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom CPUE og noen av disse parametrene ($p > 0,05$).

Tabell 4.1.14 Fangstinnstatts (F_i) på Nordisk oversiktsgarn og fangstutbytte i antall (U_A) og vekt i g (U_V), og fangst pr. innsats uttrykt i antall (C_N) og vekt (C_V) pr. 100 m^2 garnareal for aure i fire innsjøer i Kvennavassdraget i 1995.

Lokalitet	F_i	U_A	U_V	C_N	C_V
V. Meinsvatn	12	6	2711	1,1	502,0
Urdevatn	11	17	3607	3,4	728,7
Dargesjø	12	56	7018	10,4	1299,6
Kringlesjø	12	5	426	0,9	78,9



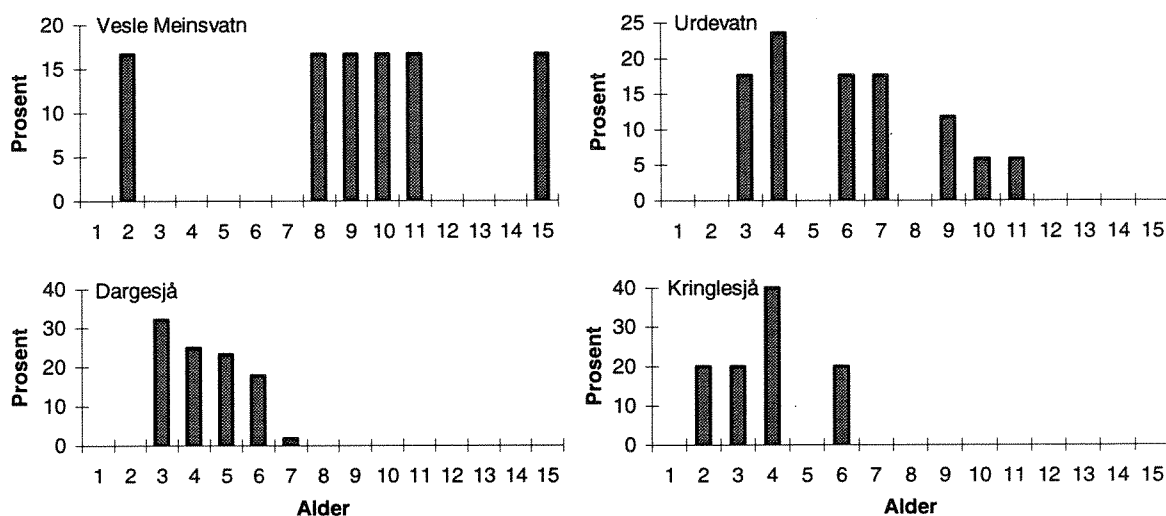
Figur 4.1.13 Fangstutbyttet hos aure (antall individ pr. 100 m^2 garnareal pr. natt = CPUE) i forhold til pH , Calsium (Ca) og labilt aluminium (Ali) målt i fire innsjøer i Kvennavassdraget i august 1995.

Alder og størrelse

Det var til dels store forskjeller i aldersfordeling i de fire vatna (figur 4.1.14). I Vesle Meinsvatn var det nesten utelukkende eldre fisk og kondisjonsfaktoren (KF) var svært lav i forhold til i de andre lokalitetene (tabell 4.1.15). I Urdevatn var det en dominans av fire-åringer, mens aurebestandene i Dargesjø og Kringlesjø bestod av få årsklasser, men med flere yngre individ enn i de to andre vatna. Gjennomsnittlig lengde og vekt var også mindre i disse to vatna enn i Vesle Meinsvatn og Urdevatn.

Tabell 4.1.15 Gjennomsnittlige verdier med standardavvik (\pm SD) for kondisjon (KF), lengde (XL i cm) og vekt (XV i g) hos aure i fire innsjøer i Kvennavassdraget i 1995. (N=antall fisk).

Lokalitet	KF	\pm SD	(N)	XL	\pm SD	XV	\pm SD
V. Meinsvatn	0,80	\pm 0,12	(6)	36,7	\pm 11,7	451,8	\pm 220,0
Urdevatn	1,00	\pm 0,08	(17)	24,8	\pm 8,8	212,2	\pm 202,3
Dargesjø	0,96	\pm 0,05	(56)	22,2	\pm 5,7	125,3	\pm 90,7
Kringlesjø	1,02	\pm 0,09	(5)	18,4	\pm 6,7	85,2	\pm 85,4



Figur 4.1.14 Aldersfordeling hos aure i fire innsjøer i Kvennavassdraget.

Tabell 4.1.16 Sammensetning av dietten (vektprosent) hos aure i seks innsjøer i Kvennavassdraget i august og september 1995. + angir grupper som utgjør $<0,1$ vektprosent, l=larver og ad=adult.

Lok. Nr.	Gunnl.buvatn	V. Meinsvatn	Urdevatn	Fjellsjø	Dargesjø	Kringlesjø
Måned	Aug.	Aug.	Sept.	Aug.	Sept.	Aug.
Overfl.ins.	32,8	11,4	18,2	25,3	2,1	27,9
Fjærmygg l.		38,5	2,9	0,4	1,8	
Steinflue l.		25,0				
Vårflue l.		15,5	56,4	12,3	40,5	3,5
Stankelb. l.				1,1		
Vannkalv l.			2,6			10,9
Vannkalv ad.			15,0	1,0		
Musl./Snegl	0,5					+
Skjoldkreps	50,0		0,3	29,4	96,6	90,5
Marflo				2,4	2,1	2,7
Linsekreps	16,7	21,0	66,2		3,8	12,5
Daphnia			14,3	1,8		
Bythotrephes						0,2
Antall mager	6	4	7	14	9	24
						21
						22
						5

Ernæring

I tillegg til at det ble tatt mageprøver under prøvafiske i august, fikk vi prøver av aure fra Gunnleiksbuvatn av en som fisket i vannet da vi var der, og fra fisk tatt av lokale fiskere i september i alle vatna unntatt Kringlesjø (tabell 4.1.16).

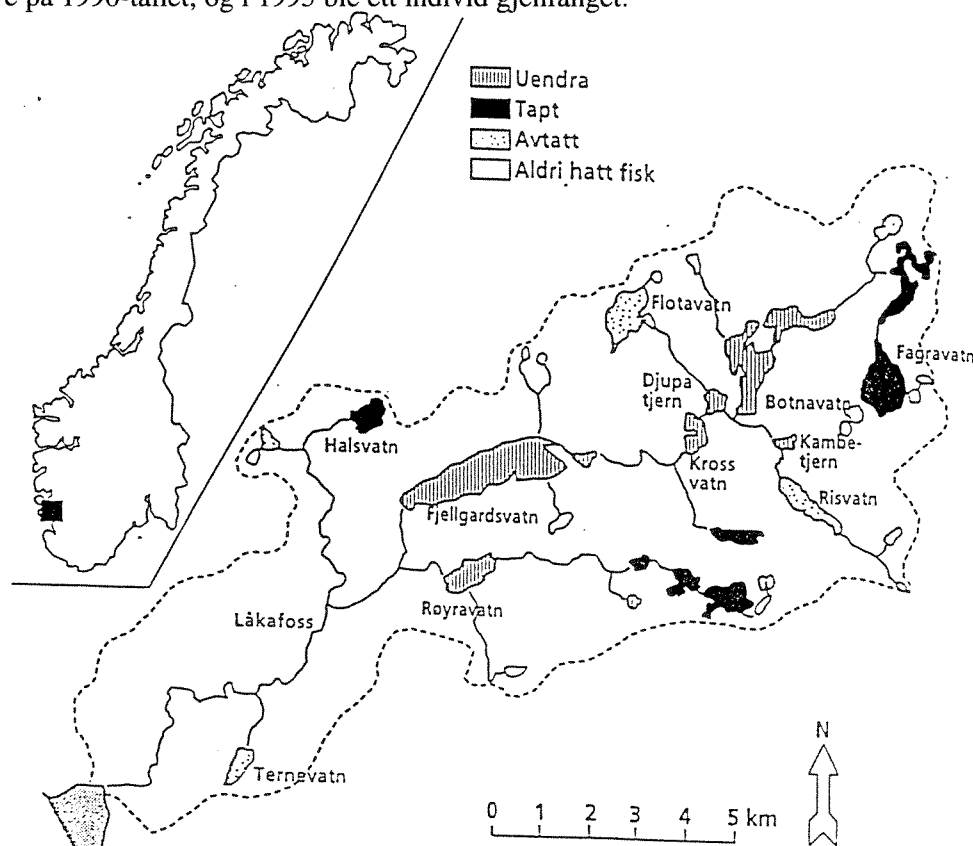
Skjoldkreps var et av de viktigste næringsdyra hos auren i alle vatna unntatt Vesle Meinsvatn. I Urdevatn dominerte imidlertid linsekreps i dietten hos auren i august, og vårfluelarver i september. Marflo ble bare registrert i mageprøver av aure fra Fjellsjø og Dargesjø, men den utgjorde svært lite av dietten. I Vesle Meinsvatn hadde auren spist mest vårfluelarver i september, mens fjærmygglarver var viktigst i august. Planktoniske krepsdyr utgjorde svært lite av aurens diett, bortsett fra i Vesle Meinsvatn hvor auren hadde spist noe *Daphnia* i september.

4.1.2.6 Prøvafiske i Vikedalsvassdraget (lokalitet 24)

Det har vært foretatt prøvafiske seks ganger i Røyrvatn i Vikedalsvassdraget siden 1982. Røyrvatn er en forsurningsfølsom lokalitet, med lav pH og liten bufferevne. Fangstutbyttet av aure økte på 1980-tallet, men det har gått noe tilbake i 1990-åra.

De første biologiske og limnologiske undersøkelsene i Vikedalsvassdraget ble foretatt i 1970 (Abrahamsen et al. 1972). Av 22 aurebestander i vassdraget har syv bestander gått tapt og fem er redusert (figur 4.1.15). I tillegg har røyebestanden i Røyrvatn og Ternevatn gått tapt (SFT 1995), mens det fortsatt er en uendret og god røyebestand i Fjellgardsvatn (Saksgård og Hesthagen 1996).

I 1994 ble seks aurebestander undersøkt på nytt (Hesthagen et al. 1995), og i 1995 ble det prøvafisket i Røyrvatn (fig. 4.1.15). Røyebestanden i Røyrvatn gikk tapt på 1970-tallet. Det ble imidlertid satt ut en del røye på 1990-tallet, og i 1995 ble ett individ gjenfanget.



Figur 4.1.15 Vikedalsvassdraget med angivelse av fiskestatus for aure i de enkelte innsjøene.

Vannkvalitet

En sammenligning av vannkjemiske analyser fra 1970, 1982 og 1994 tyder på at det skjedde en forringing av vassdraget på 1970 tallet (SFT 1995). Røyrvatn har en forringingsfølsom vannkvalitet, karakterisert ved lav pH og lave konsentrasjoner av basekationer (Tabell 4.1.3). Vannprøver fra utløp og innløp hadde pH verdier på 5,33, konsentrasjonen av kalsium var henholdsvis 0,38 og 0,43, mens alkaliteten var null i begge elvene.

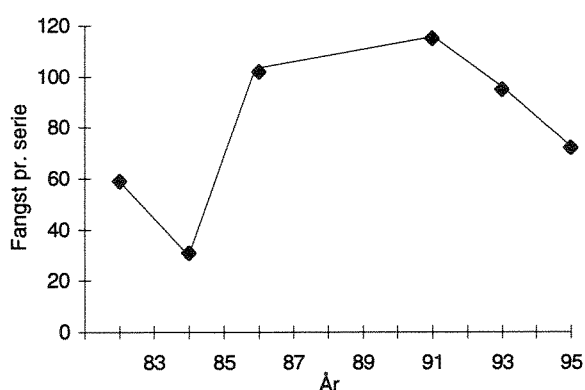
Fangstutbytte

I løpet av 1980-tallet økte fangstutbyttet i Røyrvatn, mens det har gått tilbake på 1990-tallet (figur 4.1.16). Imidlertid var fangstutbyttet i 1995 større enn tidlig i 1980-åra.

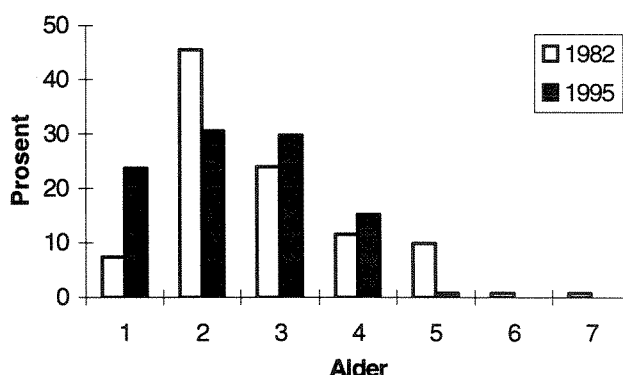
Tabell 4.1.17 Fangstinnsetts (F_i) på SNSF-garnserier i september og oktober 1982, og august 1995, samt på Nordisk oversiktsgarn i august 1995, og fangstutbytte i antall (U_A) og vekt i g (U_V), og fangst pr. innsats uttrykt i antall (C_N) og vekt (C_V) for aure i Røyrvatn.

	SNSF-garnserier 1982		SNSF-garnserier 1995	N. oversiktsgarn 1995
	Sept.	Oktober	August	August
F_i	8	8	8	16
U_A	48	72	72	55
U_V	5904	4785	6260	4516
C_N	14,8	22,2	22,2	7,6
C_V	1822,2	1476,9	1932,1	627,2

Det var stor forskjell mellom den totale vekten (U_V) av aure fanget på SNSF-garnserien i september og oktober 1982, mens det skilte mindre mellom total vekt av aure fanget i september 1982 og august 1995 (tabell 4.1.17). Den totale vekten på fisken tatt i september 1982 var over 1 kg mer enn i oktober selv om antall fisk fanget var mindre. Dette kan skyldes at i oktober oppholdt den kjønnsmodne fisken seg på bekkene, og at andelen av mindre og umodne individer derfor var større. Andelen kjønnsmodne individ i september var 65,3 %, mens andelen i oktober var 19,4 %.



Figur 4.1.16 Antall aure fanget pr. garnserie i Røyrvatn i perioden 1982-1995.



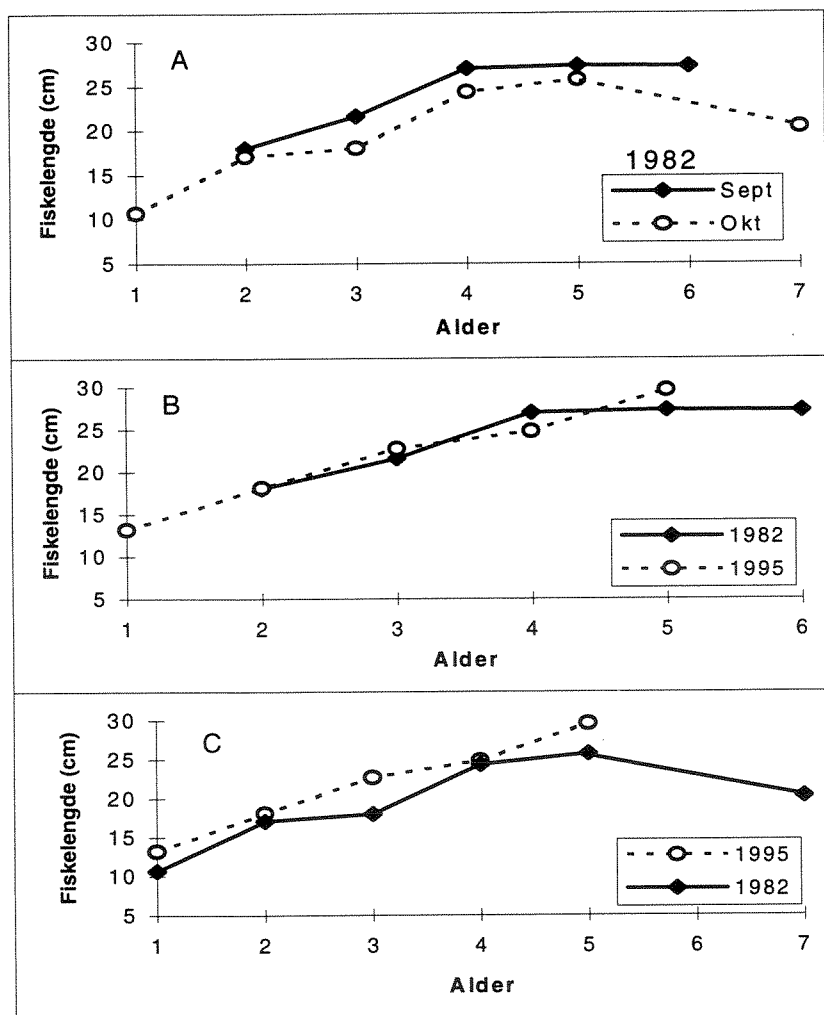
Figur 4.1.17 Aldersfordeling hos aure i Røyrvatn i 1982 og 1995.

Alder og vekst

I aldersfordelingen i 1995 er både fisk tatt på SNSF-garnserier og oversiktsgarn med, da det ikke var noen forskjell i aldersfordelingen mellom de to garnseriene. Aldersfordelingen i 1995 var ikke

vesentlig forskjellig fra den i 1982, bortsett fra en noe større andel ett-åringer, og mindre andel to-åringer (figur 4.1.17). Selv om Røyrvatn er kronisk sur med lave tettheter av ungfisk på inn- og utløpselva, har innsjøen en god aurebestand som blir opprettholdt fordi innsjøen drenerer flere bekker med god vannkvalitet hvor auren reproduserer.

Det var noe større forskjell mellom empirisk vekst hos aure i september og oktober 1982 enn det var mellom de to tidspunktene i 1982 og august 1995 (figur 4.1.18 A-C). Disse forskjellene skyldes trolig at som nevnt tidligere var sannsynligvis de største og kjønnsmodne aurene på bekken(e) for å gyte i oktober. Gjennomsnittlige verdier for lengde og vekt av aure fanget på SNSF-garnserier ved de ulike tidspunktene tyder også på dette (tabell 4.1.18). Det var liten eller ingen forskjell i gjennomsnittlig størrelse av aure fanget på SNSF-garnserier og oversiktsgarn i 1995.



Figur 4.1.18 Empirisk vekstkurve (lengde i cm) for aure fanget i Røyrvatn i september og oktober 1982 (A), september 1982 og august 1995 (B) og oktober 1982 og august 1995 (C).

Tabell 4.1.18 Gjennomsnittlige verdier med standardavvik (\pm SD) for kondisjon (KF), lengde i cm og vekt i g hos aure fanget på SNSF-garnserier i september og oktober 1982 og i august 1995, og hos aure fanget på Nordisk oversiktsgarn i Røyrvatn i august 1995. (N=antall fisk)

	SNSF-garnserier 1982				SNSF-garnserier 1995		Nordisk overs.garn 1995	
	September		Oktober		August		August	
KF	1,00	\pm 0,09	1,07	\pm 0,08	0,99	\pm 0,06	1,02	\pm 0,07
Lengde	22,3	\pm 4,3	17,4	\pm 4,0	19,6	\pm 45,0	19,0	\pm 48,0
Vekt	123,0	\pm 66,0	66,5	\pm 50,2	86,9	\pm 54,1	82,1	\pm 57,6
N	48		72		72		55	

Ernæring

Auren i epibentisk sone i Røyrvatn hadde spist mange ulike typer næringsdyr, men vannymfelarver og linsekreps var viktigst (tabell 4.1.19). *Holopedium gibberum* og overflateinsekter utgjorde også en stor del av aurens diett i epibentisk sone. I pelagisk sone hadde auren spist mest overflateinsekter og linsekreps. Den ene røya som ble fanget hadde bare spist fjærmygg.

Tabell 4.1.19 Sammensetning av dietten (vektprosent) hos aure i epibentisk og pelagisk sone og røye i epibentisk sone i Røyrvatn 1995. + angir grupper som utgjør <0,1 vektprosent, l=larver og p=pupper.

Art Habitat	Aure		Røye
	Epibentisk	Pelagisk	Epibentisk
Overflateinsekter	17,2	57,1	
Fjærmygg l.	5,3	0,2	5,9
Fjærmygg p.	3,9	10,8	94,1
Vårflue l.	0,8		
Vannymfe l.	21,8		
Vannkalv l.	1,0		
Edderkoppdyr		+	
Linsekreps	18,8	30,8	
<i>Bosmina</i>	0,1		
<i>Holopedium</i>	15,5		
<i>Bythotrephes</i>	10,2	1,1	
<i>Ophryoxus</i>	3,8		
Div. Zooplankton	1,5		
Antall mager	20	3	1

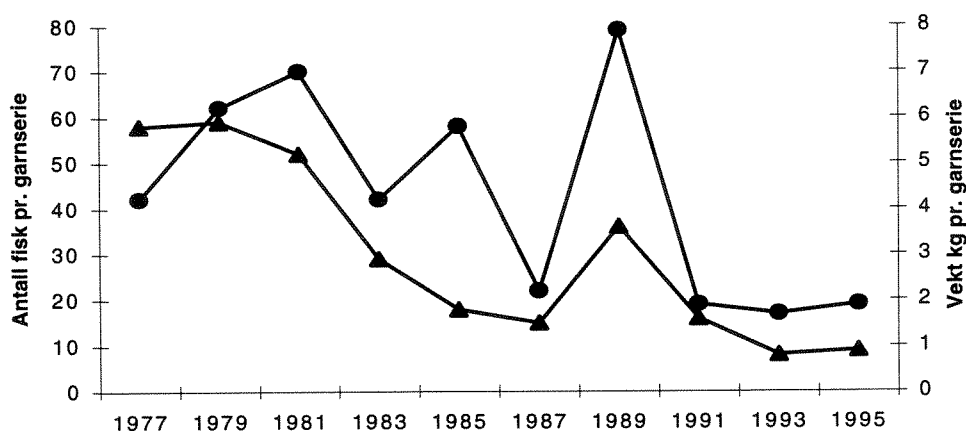
4.1.2.7 Prøvefiske i Saudlandsvatn i Vest-Agder (lokalitet 25)

Prøvefiske i Saudlandsvatn viser at aurebestanden er i ferd med å gå tapt. Tidligere undersøkelser viser at vannkvalitet i innløp/utløp er dårlig og yngeltettheten har vært svært lav.

Saudlandsvatn ved Farsund i Vest-Agder har vært prøvefisket annethvert år siden 1977. Det var en tett bestand av aure da undersøkelsen startet, men bestanden ble sterkt redusert tidlig på 1980-tallet (figur 4.1.19).

Vannkvaliteten i innløpet var noe bedre enn i utløpet med pH på henholdsvis 5,92 og 5,46, konsentrasjonen av kalsium var 1,95 mg/l og 1,33 mg/l, mens det var en lav konsentrasjon av labilt aluminium i både innløpet og utløpet (tabell 4.1.3). Vannkvaliteten i spesielt utløp var marginal, og det ble det fanget få aureunger ved elfiske i 1995 (11 0+ på utløpet og 4 på innløpet/ to omganger elfiske). Sammenlignet med 1993 er imidlertid dette en forbedring da det ikke ble fanget noen aureunger på utløp og innløp (SFT 1994). Relativ yngeltetthet har i de fleste åra siden 1986 vært mindre enn 10 individ pr. 100 m² basert på en omgang elfiske. (SFT 1994).

Fangstutbyttet i 1995 var på samme lave nivå som i 1993, og viser at aurebestanden i Saudlandsvatn er sterkt truet av utryddelse (figur 4.1.19). Totalt ble det fanget 9 fisk, og av disse var 5 individ 1 år og ett individ i hver av aldersgruppene 3,4,5 og 6 år.



Figur 4.1.19 Fangstutbyttet i antall ▲ (τ) og vekt ● (ι) pr. garnserie i Saudlandsvatn, 1977-1995.

4.1.3 Rekruttering hos aure i gytebekker

I 1995 ble det elfisket i henholdsvis 24 innløp/utløp og bekker i Bjerkreim, 25 i Vikedalsvassdraget og 26 i Gaularvassdraget. Det er en positiv utvikling i tettheten av aureyngel i alle vassdragene, mens tettheten av eldre aureunger er noe mer varierende. Det var også en bedring i vannkvaliteten i de fleste bekkene sammenlignet med tidligere år.

Hensikten med denne undersøkelsen er å følge rekrutteringen hos aure i gytebekker. Programmet omfatter vannkjemiske analyser og elfiske i utløp/innløp av Saudlandsvatn i Vest-Agder (se punkt 4.1.2.7) og bekker til innsjøer i Bjerkreim- og Vikedalsvassdragene i Rogaland og Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane. Undersøkelsene i Bjerkreim og Gaular har pågått siden 1986, og siden 1987 i Vikedal. I perioden 1986-1992 ble det elfisket en omgang i hver lokalitet, og tettheten ble uttrykt som antall fisk fanget pluss antall individ observert pr. 100 m² elveareal. Siden 1993 har alle lokalitetene vært avfisket tre ganger, men sammenlignende tettheter er presentert som tidligere år (pr. 100 m²/en omgang elfiske). Variasjonen i tettheten av aureunger i de enkelte bekkene analyseres i forhold til ulike vannkjemiske parametre (cf SFT 1995). Det er også foretatt en fysisk beskrivelse av de enkelte bekkene (substrat, dyp, skjulmuligheter etc.), og tettheten kan justeres i forhold til habitatets beskaffenhet. Det er tidligere foretatt en analyse mellom fisketetthet og ulike vannkjemiske variable fra perioden 1987-1990 (Hesthagen et al. 1992).

Tabell 4.1.20.a. Gjennomsnittsverdier (x) ± standardavvik (SD) for ulike vannkjemiske parametre i bekker i Bjerkreimsvassdraget, 1987-1993 og 1995. N=antall prøver.

År	pH			Alk µekv/l			Ca mg/l			Mg mg/l			Na mg/l		
	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N
1987	5,31	±0,53	56	8,2	±16,8	57	0,75	±0,34	57	0,60	±0,18	35	3,71	±1,07	35
1988	5,37	±0,52	60	10,2	±28,8	60	0,78	±0,71	60	0,46	±0,24	60	2,61	±0,75	60
1989	5,34	±0,61	45	12,0	±26,4	45	0,94	±0,60	45	0,57	±0,25	45	3,58	±1,08	45
1990	5,50	±0,60	40	23,2	±51,7	40	1,12	±1,04	40	0,65	±0,33	40	3,78	±1,14	40
1991	5,36	±0,54	55	12,4	±30,0	55	0,87	±0,67	55	0,55	±0,24	55	3,09	±0,86	55
1992	5,27	±0,48	53	6,8	±15,2	53	0,85	±0,53	53	0,55	±0,21	53	3,31	±0,87	53
1993	5,17	±0,43	52	3,8	±9,2	52	0,82	±0,43	52	0,66	±0,29	52	4,42	±1,46	52
1995	5,47	±0,54	24	12,0	±25,7	24	0,73	±0,43	24	0,46	±0,20	24	2,96	±1,16	24

År	K mg/l			Cl mg/l			SO ₄ mg/l			NO ₃ µg/l			Al ₁ µg/l		
	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N
1987	0,28	±0,16	35	6,04	±1,66	35				150,0	±116,9	35			
1988	0,21	±0,22	60	4,38	±1,37	60	3,13	±1,19	60	149,3	±123,1	60			
1989	0,23	±0,14	45	6,17	±1,98	45	2,83	±0,52	45	171,0	±103,3	45			
1990	0,40	±0,51	40	6,66	±2,19	40	3,42	±1,29	40	198,1	±164,2	40	34,0	±36,6	40
1991	0,24	±0,21	55	5,34	±1,59	55	3,50	±0,79	55	161,6	±208,2	55	41,3	±31,8	55
1992	0,24	±0,15	53	5,47	±1,58	53	3,67	±0,86	53	202,8	±156,8	53	48,5	±34,8	53
1993	0,21	±0,12	52	8,74	±3,55	52	2,92	±1,19	52	107,7	± 96,3	52	44,3	±34,9	52
1995	0,22	±0,12	24							120,7	± 63,7	13	27,4	±20,5	24

Tabell 4.1.20.b. Gjennomsnittsverdier (X) ± standardavvik (SD) for ulike vannkjemiske parametre i bekker i Vikedalsvassdraget, 1987-1995. N=antall prøver.

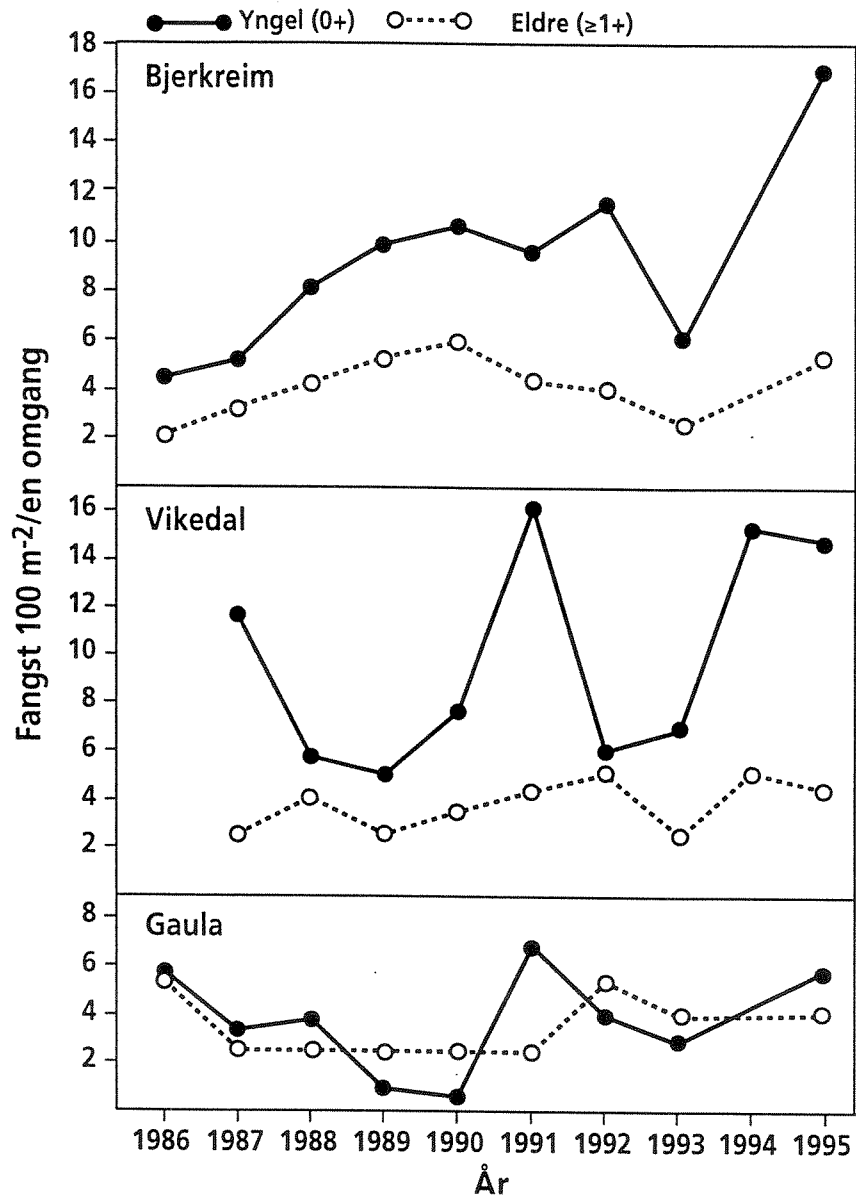
År	pH			Alk µekv/l			Ca mg/l			Mg mg/l			Na mg/l		
	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N
1987	5,38	±0,42	42	4,3	±10,5	42	0,55	±0,37	42	0,26	±0,13	42	1,50	±0,35	42
1988	5,20	±0,36	49	2,1	±8,4	49	0,47	±0,38	49	0,22	±0,13	49	1,29	±0,30	49
1989	5,22	±0,35	51	4,0	±8,4	51	0,53	±0,28	51	0,23	±0,09	51	1,53	±0,35	51
1990	5,15	±0,30	46	2,4	±6,7	46	0,48	±0,24	46	0,25	±0,09	46	1,73	±0,48	46
1991	5,32	±0,45	45	9,2	±25,8	45	0,65	±0,65	45	0,31	±0,16	45	1,73	±0,58	45
1992	5,27	±0,36	50	3,4	±10,8	50	0,47	±0,42	50	0,25	±0,13	50	1,60	±0,45	50
1993	5,25	±0,40	51	8,8	±37,7	51	0,50	±0,50	51	0,28	±0,16	51	2,03	±0,57	51
1994	5,51	±0,44	31	11,1	±23,3	31	0,61	±0,63	31	0,27	±0,15	31	1,83	±0,55	31
1995	5,75	±0,44	25	15,7	±40,4	25	0,74	±0,89	25	0,28	±0,17	25	1,83	±0,71	25

År	K mg/l			Cl mg/l			SO ₄ mg/l			NO ₃ µg/l			Al _i µg/l		
	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N
1987	0,14	±0,15	42	2,47	±0,69	42				74,3	±96,2	42			
1988	0,12	±0,17	49	1,85	±0,56	49	2,38	±0,59	49	63,7	±134,7	49			
1989	0,13	±0,13	51	2,33	±0,66	51	2,31	±0,56	51	69,2	±72,3	51			
1990	0,11	±0,10	46	2,70	±0,91	46	2,39	±0,53	46	67,9	±75,8	46	26,2	±13,7	46
1991	0,12	±0,12	45	2,78	±1,20	45	2,70	±0,92	45	58,0	±79,5	45	19,1	±14,5	45
1992	0,12	±0,13	50	2,31	±0,82	50	2,14	±0,72	50	77,0	±131,6	50	22,2	±11,4	50
1993	0,25	±1,06	51	3,26	±1,33	51	2,38	±0,71	51	62,3	±199,1	51	21,2	±12,0	51
1994	0,16	±0,25	31	2,96	±1,29	31	2,15	±0,67	31	95,0	±184,1	31	14,1	±10,4	31
1995	0,16	±0,15	25										8,0	±5,3	25

Tabell 4.1.20.c. Gjennomsnittsverdier (x) ± standardavvik (SD) for ulike vannkjemiske parametre i bekker i Gaularvassdraget, 1987-1993 og 1995. N=antall prøver.

År	pH			Alk µekv/l			Ca mg/l			Mg mg/l			Na mg/l		
	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N
1987	5,55	±0,28	35	10,7	±18,0	35	0,37	±0,45	35	0,11	±0,11	35	0,66	±0,44	35
1988	5,41	±0,23	34	0,8	±3,1	34	0,33	±0,26	34	0,11	±0,05	34	0,68	±0,35	34
1989	5,34	±0,17	35	2,7	±7,1	35	0,30	±0,28	35	0,11	±0,04	35	0,83	±0,39	35
1990	5,39	±0,19	36	4,0	±8,7	36	0,28	±0,30	36	0,10	±0,05	36	0,82	±0,45	36
1991	5,60	±0,28	36	10,3	±20,1	36	0,44	±0,56	36	0,13	±0,12	36	0,79	±0,52	36
1992	5,49	±0,24	34	4,3	±9,3	34	0,29	±0,27	34	0,13	±0,08	34	1,00	±0,39	34
1993	5,59	±0,21	34	5,8	±17,1	34	0,37	±0,45	34	0,15	±0,10	34	1,07	±0,56	34
1995	5,75	±0,26	26	11,9	±25,5	26	0,38	±0,55	26	0,12	±0,11	26	0,90	±0,67	26

År	K mg/l			Cl mg/l			SO ₄ mg/l			NO ₃ mg/l			Al _i µg/l		
	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N	X	±SD	N
1987	0,13	±0,21	35	1,00	±0,66	35				33,8	±135,8	35			
1988	0,11	±0,10	34	0,80	±0,47	34	1,20	±0,49	34	51,0	±129,7	34			
1989	0,11	±0,12	35	1,09	±0,48	35	1,31	±0,60	35	63,2	±151,4	35			
1990	0,10	±0,11	36	1,13	±0,61	36	1,04	±0,63	36	62,8	±129,3	36	9,6	±5,7	36
1991	0,15	±0,21	36	1,07	±0,77	36	1,13	±0,75	36	70,6	±186,4	36	7,3	±4,1	36
1992	0,11	±0,08	34	1,47	±0,60	34	0,82	±0,59	34	40,8	±34,9	34	10,0	±5,6	34
1993	0,17	±0,15	34	1,64	±0,98	34	1,21	±0,72	34	9,1	±16,3	34	6,3	±5,3	34
1995	0,19	±0,26	26							33,0	±25,4	26	6,5	±4,7	26



Figur 4.1.20 Gjennomsnittlig tetthet pr. 100 m²/en omgang elfiske for yngel og eldre aureunger i vassdragene Bjerkreim og Gaular (1986-1993, 1995) og Vikedal (1987-1995).

4.1.3.1 Bjerkreimsvassdraget i Rogaland

Høsten 1995 ble det elfisket i tilsammen 24 innløp/utløp og bekker til innsjøer i Bjerkreimsvassdraget (Rogaland). Det var bare små endringer i vannkvaliteten sammenlignet med tidligere år. Tettheten av aureyngel var den høyeste som er registrert siden undersøkelsen startet i 1986. Det var også en økning i tettheten av eldre individ sammenlignet med perioden 1991-1993.

I 1995 ble de vannkjemiske og fiskebiologiske undersøkelsene i Bjerkreimsvassdraget gjennomført på 24 stasjoner i innløp/utløp og bekker i til sammen 12 innsjøer, totalt 3048 m². Gjennomsnittlig tetthet for aureyngel og eldre aureunger var henholdsvis 31,7 og 7,7 individ pr. 100 m² basert på tre omganger elfiske. Det ble ikke elfisket i Bjerkreim i 1994, men sammenlignet med 1993 har tettheten gått opp.

Antall stasjoner ble redusert fra 52 i 1993 til 24 stasjoner i 1995. Tettheten beregnes på grunnlag av data fra de samme 24 stasjonene i alle år og er dermed direkte sammenlignbare. I 1995 gir disse beregningene en gjennomsnittlig tetthet på 16,8 yngel og 5,1 eldre individ pr. 100 m² basert på en omgang elfiske (figur 4.1.20). Det har vært en positiv utvikling i ungfiskbestanden av aure i vassdraget bortsett fra en nedgang i 1993. Årsaken til denne nedgangen kan være ugunstig vannkvalitet på grunn av en sjøsaltepisode som rammet Vestlandet dette året (Hindar et al. 1995). Tettheten av eldre individ økte også fram til 1990, mens det var en nedgang fram til 1993. I 1995 var imidlertid tettheten på nivå med 1990 (figur 4.1.20).

Gjennomsnittlig pH, kalsium og labilt aluminium (Al_i) i Bjerkreimsvassdraget i 1995 var henholdsvis 5,47, 0,73 mg/l og 27,4 µg/l, og det var en klar nedgang i konsentrasjonen av Al_i sammenlignet med tidligere år (tabell 4.1.20. a). Vassdraget har imidlertid en marginal vannkvalitet med hensyn til overlevelse av aureunger.

4.1.3.2 Vikedalsvassdraget i Rogaland

I Vikedalsvassdraget ble det i 1995 elfisket i tilsammen 25 innløp/utløp og bekker. Tettheten av aureyngel har variert betydelig siden undersøkelsen startet i 1987. Det var en liten nedgang i tettheten av aureyngel og eldre aureunger sammenlignet med 1994. Vannkvaliteten var bedre sammenlignet med tidligere år både mht pH, kalsium og alkalitet og verdiene er de høyeste som er målt i forsøksperioden.

De vannkjemiske og fiskebiologiske undersøkelsene i Vikedalsvassdraget ble gjennomført i 25 innløp/utløp og bekker til åtte innsjøer i vassdraget. Totalt ble det elfisket 2284 m² bekke- og elveareal og gjennomsnittlig tetthet for aureyngel og eldre aureunger var henholdsvis 23,4 og 6,4 individ pr. 100 m² basert på tre omganger elfiske. Dette var bare en liten nedgang fra året før da tettheten var henholdsvis 27 og 8 individ pr. 100 m².

Antall lokaliteter er redusert fra 31-51 i perioden 1987-1994 til 25 stasjoner i 1995. Tettheten beregnes på grunnlag av disse 25 stasjonene hvert år, og er dermed direkte sammenlignbare fra år til år. Den gjennomsnittlige tettheten i Vikedalsvassdraget i 1995 var 14,8 yngel og 4,4 eldre aureunger pr. 100 m²/en omgang elfiske.

Tettheten av aureyngel i Vikedalsvassdraget har variert betydelig, med høyest tetthet i 1991 og lavest i 1989 (figur 4.1.20). I 1989 og 1990 kan resultatet av elfiske ha vært direkte påvirket av høy vannføring som også kan påvirke aureunger direkte ved dårligere vannkvalitet.

Det var en noe bedre vannkvalitet i bekkene i Vikedalsvassdraget i 1995 sammenlignet med tidligere år (tabell 4.1.20.b). Både gjennomsnittlig pH, mengde kalsium og alkaliteten var i 1995 de høyeste

verdiene som er målt i forsøksperioden, henholdsvis 5,75, 0,74 mg/l og 15,7 µekv/l og konsentrasjonen av labilt aluminium var i 1995 den laveste verdien som er målt siden 1990 ($Al_i=8,0$ µg/l).

4.1.3.3 Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane

Høsten 1995 ble det elfisket på tilsammen 26 stasjoner i Gaularvassdraget. Helt siden undersøkelsen startet i 1986 har det vært lave tettheter av aureyngel og eldre aureunger i vassdraget. Sammenlignet med 1993 var imidlertid tettheten av yngel større, mens tettheten av eldre individ var på samme nivå som i 1993. Målinger av pH og alkalitet er de høyeste som er målt i forsøksperioden.

Undersøkelsen i Gaularvassdraget omfatter i alt ni innsjøer og i 1995 ble det elfisket på 26 stasjoner, totalt 3458 m². Antall lokaliteter er redusert fra 34 i 1993. Gjennomsnittlig tetthet for aureyngel og eldre aureunger var henholdsvis 13,8 og 7,3 individ pr .100 m² basert på tre omganger elfiske. Det har vært lave yngeltettheter i Gaular i alle år og den var spesielt lav i 1989 og 1990 (figur 4.1.20).

Den gjennomsnittlige tettheten av aureyngel og eldre aureunger i 1995 var henholdsvis 5,9 og 4,1 individ pr. 100 m²/en omgang elfiske. Dette var en økning i yngeltetthet sammenlignet med 1993, mens forekomsten av eldre individ var på samme nivå som i 1993. Det ble ikke elfisket i Gaular i 1994.

Gjennomsnittlige verdier av pH og alkalitet var som i Vikedalsvassdraget de høyeste verdiene som er målt i forsøksperioden, henholdsvis 5,75 og 11,9 µekv/l (tabell 4.1.20.c). Samtidig var konsentrasjonen av labilt aluminium lav ($Al_i=6,5$ µg/l).

4.1.4 Undersøkelser i lakseførende elver

4.1.4.1 Rødneelva i Rogaland

Det var en klar økning i tettheten av både laks- og aureyngel i Rødneelva i 1995 sammenlignet med året før. Tettheten av lakseyngel er størst i sideelvene Fjellstølbekken og Hålandselva som begge har bedre vannkvalitet enn hovedelva. Vannkvaliteten i hovedvassdraget er marginal og gjør at laksebestanden er truet.

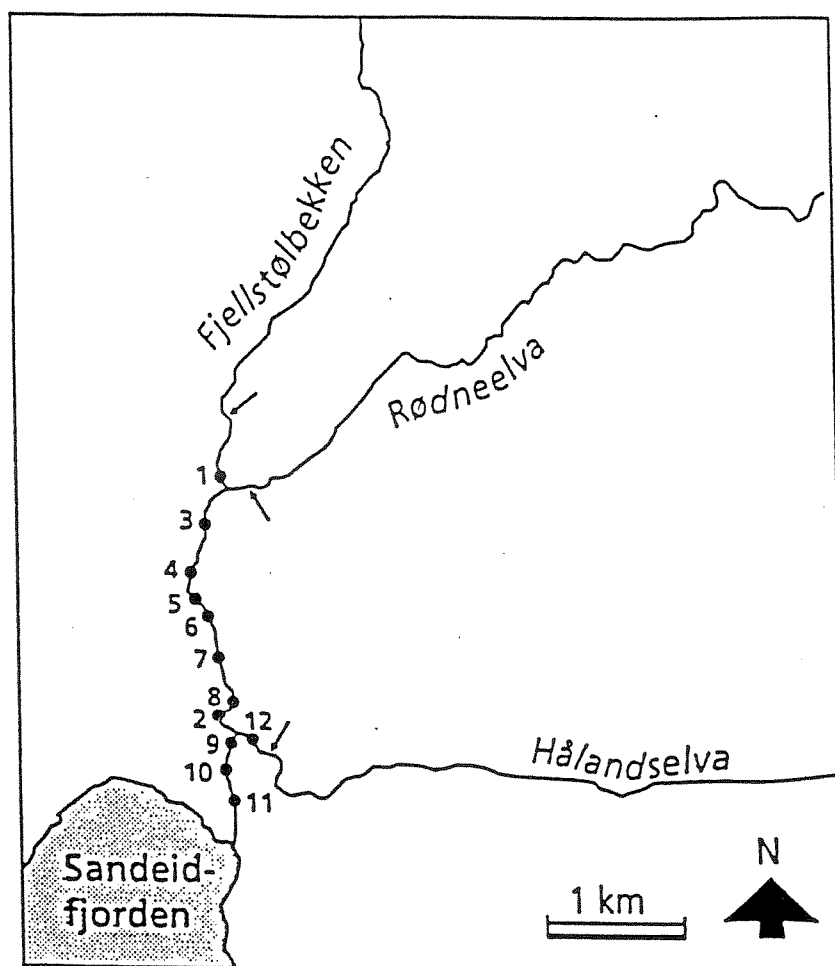
Denne delen av undersøkelsen omfatter bare overvåking av ungfiskbestandene av laks og aure i Rødneelva i Rogaland. Etter at Vikedalselva ble kalket i 1987 ble Rødneelva som ligger i samme området valgt til referanselokalitet. Rødneelva ligger i et forsursingsutsatt område, og er derfor godt egnet som overvåkingslokalitet for ungfisk av laks og aure. Elva har en lakseførende strekning på 3,6 km med utløp i Sandeidfjorden, Vindafjord kommune (figur 4.1.21). To relativt store sideelver drenerer til Rødneelva, Fjellstølbekken og Hålandselva.

Den vannkjemiske overvåkingen i Rødneelva har foregått siden 1976. Hovedstrengen har en marginal vannkvalitet hvor pH periodevis er under 5,0, og med lave konsentrasjoner av kalsium (ca 0,7 mg/l). De to sideelvene har imidlertid en god vannkvalitet.

Tabell 4.1.21 pH, alkalitet (Alk, $\mu\text{ekv/l}$), mengde kalsium (Ca, mg/l) og konsentrasjonen av labilt aluminium (Ali, $\mu\text{g/l}$) på seks lokaliteter i Rødneelva i august 1995.

Lokalitet	pH	Alk $\mu\text{ekv/l}$	Ca mg/l	Al _i $\mu\text{g/l}$
Stasjon 11	6,52	67	2,20	2
Stasjon 9	6,30	47	1,50	2
Hålandselva (st. 12)	6,81	120	2,96	3
Stasjon 5	6,25	32	1,14	0
Fjellstølbekken (st. 1)	6,81	123	2,47	2
Stasjon 2	5,72	6	0,63	2

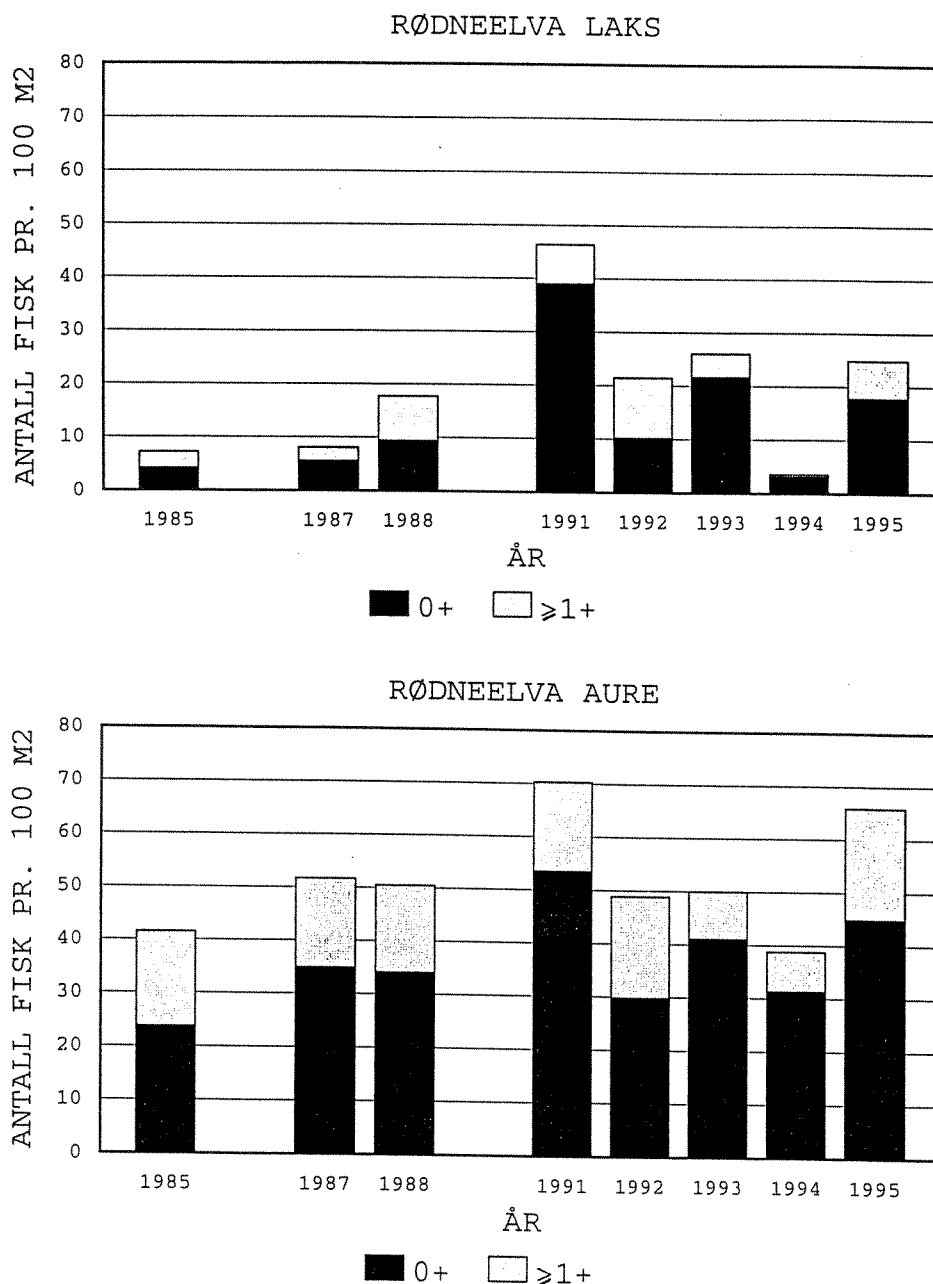
Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat etter standard metoder, med tre omganger på 12 stasjoner på den lakseførende strekningen. All fisk ble aldersbestemt og lengdemålt til nærmeste mm i felt. En del fisk ble konservert og lagret for eventuell senere alder-, vekst- og næringsanalyser (referansemateriale). Beregning av fisketetthet er utført som beskrevet av Zippin (1956) og det er skilt mellom årsyngel (0+) og eldre individ ($\geq 1+$).



Figur 4.1.21 Nedre deler av Rødneelva med lokalisering av elfiskestasjonene (1-12). Piler angir vandringshinder for laks og sjøaure.

Det var en svak økning i tettheten av ungfisk i Rødneelva i 1980-åra. I 1991 var det store tettheter av både laks- og auresyngel (0+, figur 4.1.22). Dette året ble det registrert en god rekruttering hos laks i flere elver i Sør-Norge (Jensen et al. 1993, Larsen 1993), og det kan ha sammenheng med klimatiske forhold. I 1992 var imidlertid tettheten av både laks og aure sammenlignbare med forholdene på 1980-tallet. Våren 1992 ble det også funnet store forsureningskader på bunndyrsamfunnet i Rødneelva og

situasjonen ble betegnet som kritisk (SFT 1993). I 1993 og i 1995 ble det registrert en bedring i tettheten av lakseyngel i forhold til 1992 og 1994. Vannkvaliteten i 1995 var svært god med høye pH-verdier og lave konsentrasjoner av labilt aluminium (tabell 4.1.21). I 1993 var det de høye tetthetene av lakseyngel på stasjonene i Fjellstølsbekken og Hålandselva, som begge har en bedre vannkvalitet enn hovedstrengen, som førte til de relativt høye tetthetene av lakseyngel (SFT 1995). De lave tetthetene som ble funnet i 1994 kan til en viss grad skyldes at fisket ble gjennomført på økende og relativt høy vannføring. Dette kan ha medført at lakseungene har stått igjen på dypere vann og ikke rukket å fordele seg på hele elveavsnittet når vannstanden økte. Dette ga ikke tilsvarende utslag på tettheten av aureunger, fordi disse normalt oppholder seg nærmere land og på grunnere områder enn laksen.

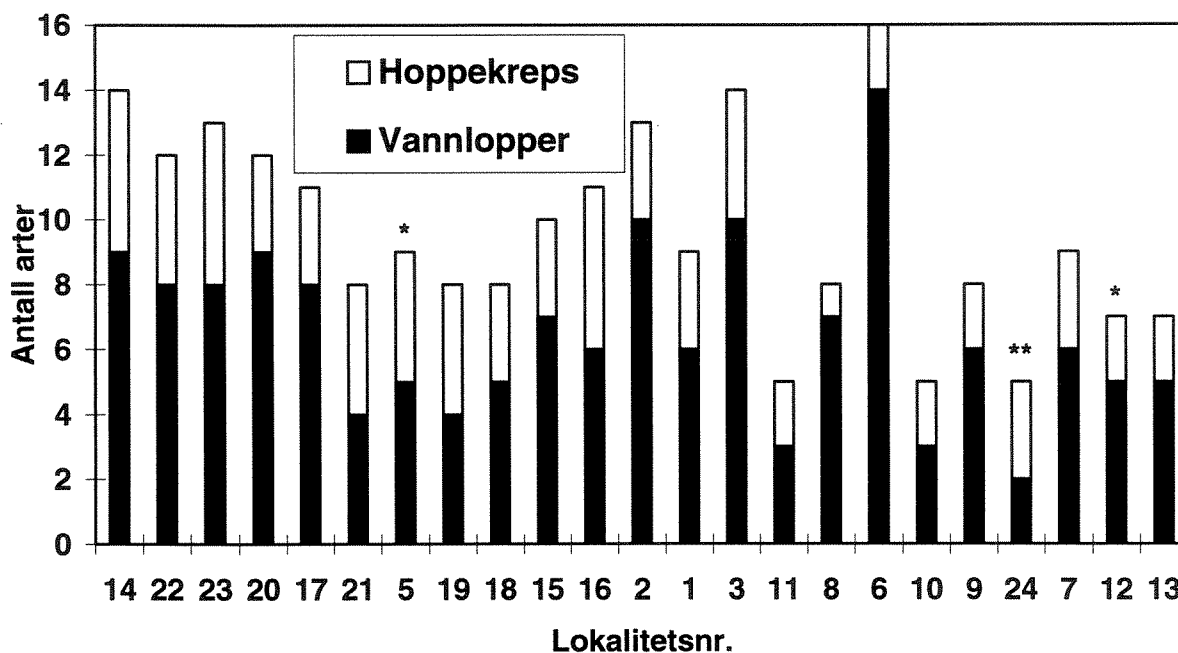


Figur 4.1.22 Tettheten av laks- og aureunger pr. 100 m² i Rødneelva i 1985, 1987-1988 og 1991-1995.

4.2 Planktoniske og litorale krepsdyr

Planktoniske og litorale krepsdyr er undersøkt i innsjøer hvor det er gjennomført bestandsundersøkelser av fisk. Alle registrerte arter er relativt vanlig forekommende i Norge. Artsantallet er generelt lavt og i samsvar med at de fleste lokalitetene er høyfjellssjøer. Artsantallet er bestemt av bl.a. høyde over havet og av pH men også tetthet og sammensetning av fiskepopulasjonene er avgjørende for sammensetning av krepsdyrsamfunnene. Sammenligning av data fra 1995 med tidligere undersøkelser i 1978 (Kvennavassdraget) og 1980 (Joravassdraget) gir ingen klare indikasjoner på at det har skjedd noen forverring av vannkvaliteten i disse områdene.

Totalt er det funnet 21 arter av vannlopper og 7 arter av hoppekreps, dvs. tilsammen 28 arter av krepsdyr i prøvene (tabell 4.2.1). Alle registrerte arter er relativt vanlig forekommende i Norge. Artsantallet er generelt lavt og i samsvar med at de fleste lokalitetene er høyfjellssjøer. Holmtjern 497 (2), Holmtjern 499 (3), Vonavatn (6), Gunnleikbuvatn (14) og Litlosvatn (23) er mest artsrike med henholdsvis 13, 14, 16, 14 og 13 arter registrert. Artsantallet avtar bl.a. med høyde over havet og avtagende pH (figur 4.2.1). For presentasjon av lokalitetene se tabell 4.1.2, tabell 4.1.3, figur 4.1.6, figur 4.1.12 og figur 4.1.15. Mens antall planktoniske arter varierer lite mellom lokaliteter er det store forskjeller mht. antall litorale arter. De mest artsrike lokalitetene har relativt rik vannvegetasjon. Mest utbredt blant vannloppene er den litorale arten *Alonopsis elongata* som ble registrert i 21 av i alt 23 undersøkte innsjøer. En annen vanlig forekommende litoral art er *Chydorus sphaericus* som ble registrert i 16 lokaliteter. De planktoniske artene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* ble funnet i henholdsvis 18 og 16 lokaliteter. Av hoppekrepsene var *Cyclops scutifer* mest vanlig med registreringer i alle undersøkte lokaliteter mens *Mixiodiaptomus laciniatus* og *Heterocope saliens* ble registrert i henholdsvis 15 og 13 lokaliteter.



Figur 4.2.1. Planktoniske og litorale krepsdyr i undersøkte innsjøer i 1995, antall arter av vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda). Lokalitetene er angitt med lokalitetsnummer og sortert etter avtagende pH. pH-registreringer mangler for lokalitet 12 og 13. * Kun litorale prøver, ** Kun planktoniske prøver.

Lokalitetene i Joravassdraget (10-11) og Kvennavassdraget (14-23) er undersøkt tidligere. Sammenligning av data fra Kvenna viser at tre av artene (*Sida crystallina*, *Alona affinis*, *Alonella nana*) registrert i 1978 ikke ble funnet i 1995 (Walseng et al. 1996). Ingen av artene er regnet for å være spesielt lite tolerante mht. forsurening og endringer i vannkvaliteten er derfor ikke antatt å være årsak til at artene ikke ble registrert i 1995. Nye arter i 1995 var *Ophryoxis gracilis*, *Pleuroxus truncatus* og *Megacyclops gigas*. Dette er litorale arter som vanligvis finnes i lave tettheter. Det er derfor mulig at artene også tidligere har vært til stede uten at de har blitt inkludert i prøvene. Alle artene er registrert innenfor vassdraget også i 1978, men da i andre lokaliteter enn de som er med i denne undersøkelsen (Walseng et al. 1994). Den største endringen ble registrert for *M. gigas* som ble registrert i seks av lokalitetene i Kvenna i 1995 mot ingen lokaliteter i 1978 og *Eucyclops serrulatus* som ble registrert i seks lokaliteter i 1995 mot en lokalitet i 1978. *E. serrulatus* er en vanlig forekommende art med en relativt vid toleranse mht. pH (Walseng 1996). *Alonella excisa* ble registrert i en ny lokalitet i 1995 men i ingen av de tidligere tre lokalitetene fra 1978.

Sammenligning av data fra Joravassdraget fra 1980 og 1995 viser god overensstemmelse for Svånavatn (10). Artslisten var identisk med unntak av *Rhynchotalona falcata* som kun ble registrert i 1980 (Halvorsen 1982). I Fisketjern (11) var det imidlertid langt større artsrikdom i prøvene fra 1980 da det ble registrert tilsammen 14 krepsdyrarter sammenlignet med fem arter i 1995. Noe av forklaringen kan ligge i at det i 1980 ble samlet inn prøver både i juni og i månedsskiftet august/september mot en prøvetaking i 1995. De vannkjemiske målingene i Fisketjern viser at det har skjedd en liten pH-reduksjon fra 1980 til 1995. Hvorvidt manglende registrering av *Daphnia longispina* i 1995 skyldes prøvetakingen eller at arten er forsvunnet pga. endringer i vannkvaliteten eller predasjon er imidlertid ikke mulig å avklare ut i fra eksisterende data.

Sammensetning av zooplanktonet

Tettheten av zooplankton var lav i alle lokaliteter med unntak av Svånavatn (10) og Fisketjern (11) i Oppland, Viuvatn (13) i Buskerud og delvis Ytre Langvatn (7) i Sogn og Fjordane (tabell 4.2.2). Det var en vesentlig forskjell mellom tetthet basert på semikvantitative prøver (håvtrekk) og kvantitative prøver (rørprøver) i de fleste lokaliteter. Beregninger med basis i rørprøvene gav alltid høyere tettheter. Dette kan skyldes at rørprøvene er begrenset til de øverste vannlagene, hvor tettheten av zooplankton vanligvis er størst, mens håvprøvene vanligvis representerer gjennomsnittlig tetthet for hele vannsøylen. På denne måten vil rørprøvene overestimere tettheten av zooplankton. Det er imidlertid kjent at enkelte arter aktivt kan unngå innsamling ved bruk av håv. Beregning av totale tettheter basert på håvprøvene kan derfor underestimere den virkelige zooplanktontettheten. Prosentvis fordeling av arter i planktonet er imidlertid mindre avhengig av prøvetype.

I ti av lokalitetene (Lokalitet: 1, 6, 8, 9, 11, 14, 16, 17, 21, 24) utgjorde vannloppene mer enn 70 % av zooplanktonet beregnet som individer pr. m³ mens tettheten av vannlopper var svært lav i lokalitetene 10, 19, 22 og 23 (tabell 4.2.2). Alle disse siste hører med blant de høystliggende lokalitetene. *Bosmina longispina* var dominerende vannloppe i 13 lokaliteter og utgjorde opptil 97 % av zooplanktonet. *Holopedium gibberum* var dominerende vannloppe i fire av lokalitetene mens tettheten av *Bosmina* og *Holopedium* var tilsvarende i en lokalitet. *Daphnia longispina* ble registrert i syv av lokalitetene, hvorav en kun i mageprøvene, men utgjorde aldri mer enn 10 % av planktonet. Den nært beslektede *Daphnia galeata* ble registrert i rørprøver, men ikke i håvprøvene, fra lokalitetene 8 og 9. I tillegg ble det registrert lave tettheter av en rekke litorale vannlopper. Av de calanoide hoppekrepsene dominerte *M. laciniatus* i de fleste lokalitetene og utgjorde opptil 74 % av planktonet. *A. laticeps* var dominerende calanoide i to av de fire lokalitetene hvor arten ble registrert og utgjorde opptil 53 % av planktonet. *H. saliens* var en vanlig forekommende art som kun ble funnet ved lave tettheter. *C. scutifer* var eneste dominerende cyclopoide hoppekreps og utgjorde opptil 100 % av zooplanktonet.

Blant vannloppene er daphniene mest følsomme for lav pH. Det ble registrert daphnier (*Daphnia longispina*, *D. galeata*) i ni av lokalitetene, hvorav en kun i mageprøver fra aure. Mens *D. galeata* sjelden blir registrert ved pH<5,5 er *D. longispina* relativt vanlig helt ned mot pH 5,0. Vannkvaliteten kan være en medvirkende årsak til at daphniene mangler i enkelte av de sureste innsjøene. I våre undersøkelser ble imidlertid *D. galeata* funnet i to av innsjøene med lavest pH (lokalitetene 8 og 9). Daphniene er ettertraktet som byttedyr for planktonspisende fisk og tetthet og sammensetning av fiskepopulasjonene vil derfor være av avgjørende betydning for tilstedeværelsen av daphnier.

Artssammensetning i litorale prøver

Sammensetningen av de litorale artene er basert på semikvantitative håvtrekk. For de litorale artene vil det i tillegg være store rommelige variasjoner som gjør at tetthetsberegningene vil være beheftet med store usikkerheter. Basert på eksisterende prøver er tettheten relativt stor i lokalitetene 5, 8, 9 og 12 mens det kun er registrert noen få individer i lokalitetene 13, 17 og 19 (tabell 4.2.3). Tettheten kan være bestemt både av lokalitetens høyde over havet, litoralsonens utbredelse samt sammensetning av bunnvegetasjonen. Med unntak av Svartdalsvatn (12) i Oppland, ligger alle lokalitetene med høy tetthet av litorale krepsdyr under tregrensen.

I tre av lokalitetene (12, 13 og 23) var andelen av vannlopper svært lav mens vannloppene utgjorde mer enn 70 % av zooplanktonet, beregnet som individer pr. m³, i de øvrige lokalitetene (tabell 4.2.3). *Alonopsis elongata* var dominerende vannloppe i syv av lokalitetene og utgjorde opptil 84 % av individene i litorale prøver. Den planktonlitorale arten *Bosmina longispina* var dominerende vannloppe i seks lokaliteter og utgjorde opptil 95 % av den totale tettheten. *Polyphemus pediculus* dominerte i fire lokaliteter mens *Chydorus latus* og *C. sphaericus* var dominerende vannloppe i en lokalitet hver. Typiske litorale arter av hoppekreps utgjorde alltid svært lite av den totale tettheten. Av hoppekrepsene var *Cyclops scutifer* vanligvis dominerende art (åtte lokaliteter) og utgjorde opptil 86 % av den totale tettheten. I to av lokalitetene dominerte uidentifiserte cyclopoide hoppekreps mens *Arctodiaptomus laticeps* og *Mixodiaptomus laciniatus* var dominerende hoppekreps i henholdsvis fire og en lokalitet. I de øvrige lokalitetene var tettheten av hoppekreps < 5 %.

Med unntak av en forekomst, er *C. latus* tidligere registrert kun i lokaliteter mellom havnivå og 500 m o.h. Antagelig er arten vanligere enn hva litteraturen antyder da den lett forveksles med *C. sphaericus* som er en av de vanligste vannloppene.

I denne undersøkelse er *A. rustica* funnet i fire lokaliteter (1, 2, 5 og 6). Også *A. intermedia* er funnet i lokalitet 6 som har en pH lik 5.6. *A. rustica* er oftest assosiert med sure, humusrike lokaliteter. I pH-området 4,5-4,9 er arten funnet i ca. 40 % av alle undersøkte lokaliteter, mens den bare unntaksvis er registrert ved pH høyere enn 7,0. *A. intermedia* er på sin side mindre vanlig i sure lokaliteter og forekommer ved høyest frekvens når pH er mellom 6,0 og 7,0. Det er derfor sjeldent at *A. rustica* og *A. intermedia* blir funnet i samme lokalitet.

Tabell 4.2.1
 Registrerte arter av vannlopper og hoppekreps i undersøkte innsjøer 1995. * Kun litorale prøver. ** Kun planktoniske prøver. m: Arten er registrert i
 mageprøver. N=antall lokaliteter hvor arten er registrert.

Lokalitet	1	2	3	5*	6	7	8	9	10	11	12*	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24**	N		
Cladocera (Vannlopper)																										
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	x			x																					2	
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	x	x	x			x	x	x				x		x	x	x	x	x							16	
<i>Daphnia galeata</i> Sars							x																		2	
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)												x													7	
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)																									5	
<i>Bosmina longispina</i> Leydig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							18	
<i>Ophryoxis gracilis</i> Sars		x	x	x	x																				7	
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)		x	x	x	x	x	x	x																	10	
<i>Alona affinis</i> (Leydig)		x	x	x	x																				4	
<i>Alona intermedia</i> Sars																									2	
<i>Alona rustica</i> Scott																									4	
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)																									3	
<i>Alonella nana</i> (Baird)		x																							6	
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							21	
<i>Chydorus latus</i> Sars							x																		2	
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)								x		x	x	x	x	x	x	x	x	x							16	
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O.F.M.)	x	x	x				x																		9	
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)												x	x	x											3	
<i>Rhynchotalona falcata</i> Sars		x	x																						6	
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)																									5	
<i>Bythotrepes longimanus</i> Leydig T																									2	
Copepoda (Hoppekreps)																										
<i>Arctodiaptomus laticeps</i> Sars	x		x								x														4	
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i> (Lillj.)		x	x	x								x	x	x	x	x	x	x							15	
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	x	x	x	x																					13	
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)																									10	
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							23	
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)																									6	
<i>Megacyclops</i> sp.																									1	
Antall vannlopper	6	10	10	5	14	6	7	6	3	3	5	5	9	7	6	8	5	4	9	4	8	8	2		2	
Antall hoppekreps	3	3	4	4	2	3	1	2	2	2	2	2	5	3	5	3	3	4	3	4	4	4	5		3	

Tabell 4.2.2

Prosentvis forekomst av krepssdyr i planktoniske prøver i 1995. Fordelingen er basert på håvtrekk med unntak av lokalitet I3 der det kun er tatt kvantitative prøver.
x: Arten utgjør <0,1 % av prøven. xx: Arten er kun registrert i kvantitative rørprøver.

Lokalitet	1	2	3	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Cladocera																					
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	55,5	18,2	22,0	15,2	79,0	0,5	xx	xx	11,7	16,4	5,8	4,0	37,5	1,7	25,5	6,8	1,6	45,4			
<i>Daphnia galeata</i> Sars				9,5	24,0	20,7	94,4	x	70,7	27,7	85,9	25,8	87,9	66,0	0,4	x	37,3	70,2	3,2	11,7	46,7
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	15,0	31,3	14,7	96,9	24,0	20,7	94,4	x	70,7	27,7	85,9	25,8	87,9	66,0	0,4	x	37,3	70,2	3,2	11,7	46,7
<i>Bosmina longispina</i> Leydig										0,1		0,6		1,0							
<i>Ophryoxis gracilis</i> Sars																					
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)																					
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)												x									
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O.F.M.)													0,5								0,3
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)																					0,3
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)				0,2							0,1										0,5
<i>Bythotrepes longimanus</i> Leydig T																					
<i>Chydoridae</i> (uident.)	0,4	0,8	0,1			0,1	1,4														
Copepoda																					
<i>Arctodiaptomus laticeps</i> Sars	11,3		53,1					x	0,6												
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i> (Lillj.)		0,1	6,8							19,1	2,3	4,2	2,4	24,0	9,1	37,7	9,0	5,9	34,7	74,0	0,1
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	1,0	0,4											1,5	0,5		x	0,1			0,1	0,2
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)																	x				0,3
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	16,8	49,1	3,2	2,5	51,3	0,2	3,7	100,0	28,7	32,3	11,6	45,4	2,5	3,5	51,3	60,5	28,1	23,9	49,2	9,0	7,6
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)												0,2								4,5	0,3
<i>Cyclopoidae</i> (uident.)		0,1		0,4																	
Totalt antall ind/m ³ (håv)	637	1438	3589	390	1020	1747	218	23503	16700	1395	2238	6648	235	577	2268	2512	3028	1555	648	957	
Totalt antall ind/m ³ (rør)				3166	11400	267			34297												5066

Tabell 4.2.3

Prosentvis forekomst av litorale krepsdyr i undersøkte innsjøer 1995

	1	2	3	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Vannlopper																						
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)	4,3				0,1									0,2	1,9		4,3	4,4	3,1			
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	7,0	0,4	2,6			7,5 4,2	0,4															
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)					0,1																	
<i>Scapholeberis mucronata</i> O.F.M.	26,2	56,7	23,7	95,2	5,9	2,8		0,9	5,8	1,8	1,7	1,8	1,7	1,7	7,5	28,1	83,2	85,6	1,0	19,6		
<i>Bosmina longispina</i> Leydig		2,1	0,5		5,9											3,1						
<i>Ophryoxis gracilis</i> Sars		3,0	0,3	+	5,2	+	4,1	+		+				4,6					1,0		1,5	
<i>Acropenus harpae</i> (Baird)		0,2	0,3		0,1																	
<i>Alona affinis</i> Leydig					0,1																	
<i>Alona intermedia</i> Sars					0,1																	
<i>Alona rustica</i> Scott	0,5	0,4		+	0,7																	
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)			1,1		5,9														1,0			
<i>Alonella nana</i> Baird		0,4			2,6																	
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	4,8	3,0	15,3	1,8	43,1	14,5	75,7	83,9	57,5	52,9	0,8		3,0	5,5	20,5	40,6	0,5	4,4	60,2	7,5	13,4	0,9
<i>Chydorus latus</i> Sars						61,9	19,3															
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)			2,6	+	0,1			14,4	16,8	19,2	3,0	0,9	0,8	1,8	0,1	9,4				29,9	0,7	0,9
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O.F.M.)	0,5	1,3	2,6		0,7		+					0,9	0,4			12,5	0,3		1,0	0,9	1,5	0,9
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)												0,9	0,9									0,1
<i>Rhynchotolona falcata</i> Sars		0,4	0,3		21,6							90,9	0,4	84,1	64,3	3,1			8,2		26,7	0,9
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)																3,1		2,2				
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig																						
Hoppkreps										0,6												
<i>Arctodiaptomus laticeps</i> Sars	2,7		19,0									1,8			0,1		1,6	2,2	3,1	14,0	43,0	92,3
<i>Mixodiaptomus laciniatus</i> (Lillj.)	0,5	3,0	9,5	2,5											1,9		9,2		3,1			
<i>Heterocope saliens</i> (Lillj.)	1,1	2,5	1,6	0,3		+						8,9	+									
cal naup																						
cal cop			4,2	+											0,9					2,8	5,8	0,9
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)							+															
<i>Cyclops abyssorum</i> s.l.																						
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	52,4	21,6	4,2	+	4,6	6,6		24,8	1,7	6,0	85,7	+		3,7	2,8		0,8	1,1	16,3	10,3	0,9	0,1
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)															0,1							
<i>Megacyclops</i> sp					0,7																	
<i>Cycl naup/cop</i>		5,1	12,1		2,6	2,3	0,4	1,7		19,8	90,2								1,0	14,0	1,5	1,9
totalt ant dyr	187	473	379	3245	765	2133	2431	3542	565	4300	10914	28	2342	541	1073	32	368	90	490	214	674	1062
trekkilengde	12	12	12	12	12	12	12	12	25	25	25	25	20	30	20	30	20	20	20	30	20	20
ant dyr pr m3	235	595	477	4083	963	2684	3059	4457	341	2597	6592	17	1651	254	756	15	259	63	345	101	475	749

4.3 Regionale invertebratundersøkelser

Undersøkelser av invertebratfaunaen i 1995 viste at forsureningsskadene i de mest forsurete elvene fortsatte å avta. Dette gjelder spesielt de undersøkte områdene i Farsund, der det ble påvist flere forsureningssensitive arter. Tetthetene av sensitive bunndyr var imidlertid lave, og området må fremdeles karakteriseres betydelig forsuret. Også i den ukalkete delen av Vikedalselva viser enkelte lokaliteter tegn på forbedring. Ognå, Rødneelv og Gaular kan karakteriseres moderat forsuret, mens Nausta hadde en tilfredsstillende vannkvalitet med hensyn til forsurening.

Overvåkingen av Saudlandsvatn og Gjørvollstadvatn i Farsund, Ognå, Vikedalselv, Rødneelv, Gaular og Nausta fortsatte i 1995. Ved undersøkelsene ble det tatt prøver fra både rennende og stillestående vann 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 forsureningssituasjonen ble det benyttet samme system som i de foregående årsrapporter. Systemet er utarbeidet på basis av forsureningstoleranse hos de ulike invertebratgrupper- og arter (Fjellheim & Raddum 1990, Lien et al. 1991). Metoden går, forenklet, ut på å karakterisere vassdraget i forsureningssammenheng ved hjelp av invertebratfaunaen. Det brukes en skala fra 0 (sterkt forsureningsskadet) til 1 (lite påvirket). For detaljert beskrivelse henvises til Vedlegg B, Raddum & Fjellheim (1985), Raddum et al. (1988), Fjellheim & Raddum (1990).

Forsureningssituasjonen i de enkelte lokaliteter er vist på kart som gjennomsnitt av de to undersøkelsestidspunkt. I tillegg er variasjonen i forsureningsindeks over tid vist grafisk.

4.3.1 Farsund (Vest-Agder).

*Farsundområdet viste en betydelig forbedring sammenlignet med tidligere år. Den sterkt forsureningssensitive døgnfluen *Baetis rhodani* ble registrert for første gang siden overvåkingen startet i 1981. Området må fremdeles karakteriseres sterkt forsuret og det er ennå usikkert om arten er i stand til å danne levedyktige populasjoner.*

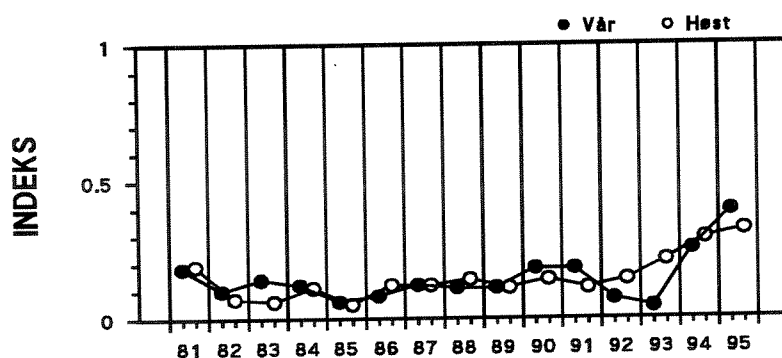
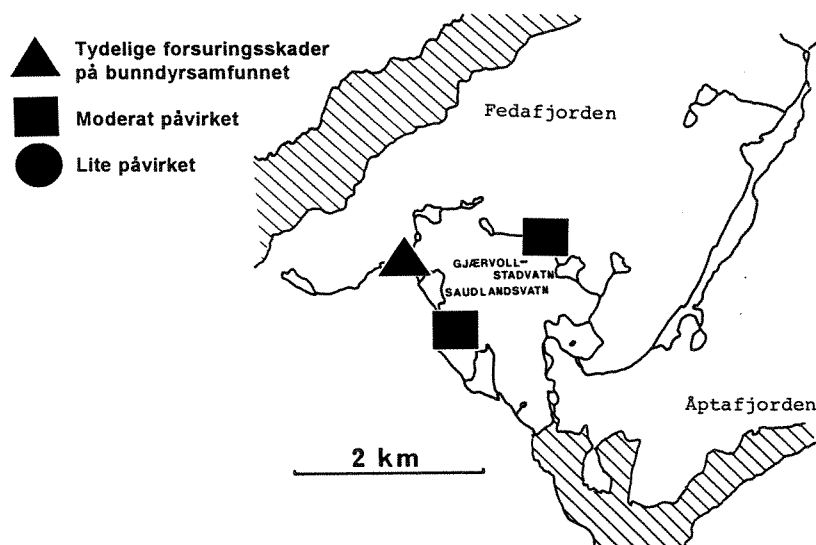
Prøvetaking i lokalitetene ved Saudlandsvatnet og Gjørvollstadvatnet (figur 4.3.1) viste at faunaen hovedsakelig var sammensatt av forsureningstolerante arter. Forekomsten av sensitive invertebrater har imidlertid økt fra foregående år, og den sterkt sensitive døgnfluen *Baetis rhodani* ble registrert i en prøve fra utløpet av Saudlandsvatnet (2 ind., vår 95) og i innløpselva til Gjørvollstadvatnet (1 ind., høst 95).

I 1981, da undersøkelsene i Farsundområdet startet, ble det funnet noen få arter av forsureningsømfintlige 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 invertebratene i lokalitetene som hadde forsureningsindeks høyere enn 0. Faunasammensetningen tydet på en pH i underkant av 5,0.

I de siste tre årene er det gjort sporadiske funn av moderat sensitive insektarter i de to lokalitetene, blant annet steinfluen *Isoperla grammatica* og vårfluen *Hydropsyche siltalai* (SFT 1994). I 1995 økte forekomsten av *Isoperla* i begge lokalitetene. Sammen med tilstedeværelsen av *Baetis rhodani* resulterte dette i forsureningsindeks på 0.39 og 0.32 henholdsvis vår og høst. Dette er de høyeste verdiene som er registrert siden overvåkingen startet i 1981. Korrelasjonsanalyser viser at det har vært en signifikant øking av forsureningsindeksen om høsten etter 1989 (Raddum & Fjellheim 1995). Selv

om de to lokalitetene fortsatt må betegnes betydelig forsureningskadd, tyder den økte diversiteten av sensitive dyr på en bedring av vannkvaliteten.

Farsund



Figur 4.3.1 Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Farsundområdet i 1995. Figuren viser også gjennomsnittlig forsureningsverdier vår og høst i perioden 1981-1995.

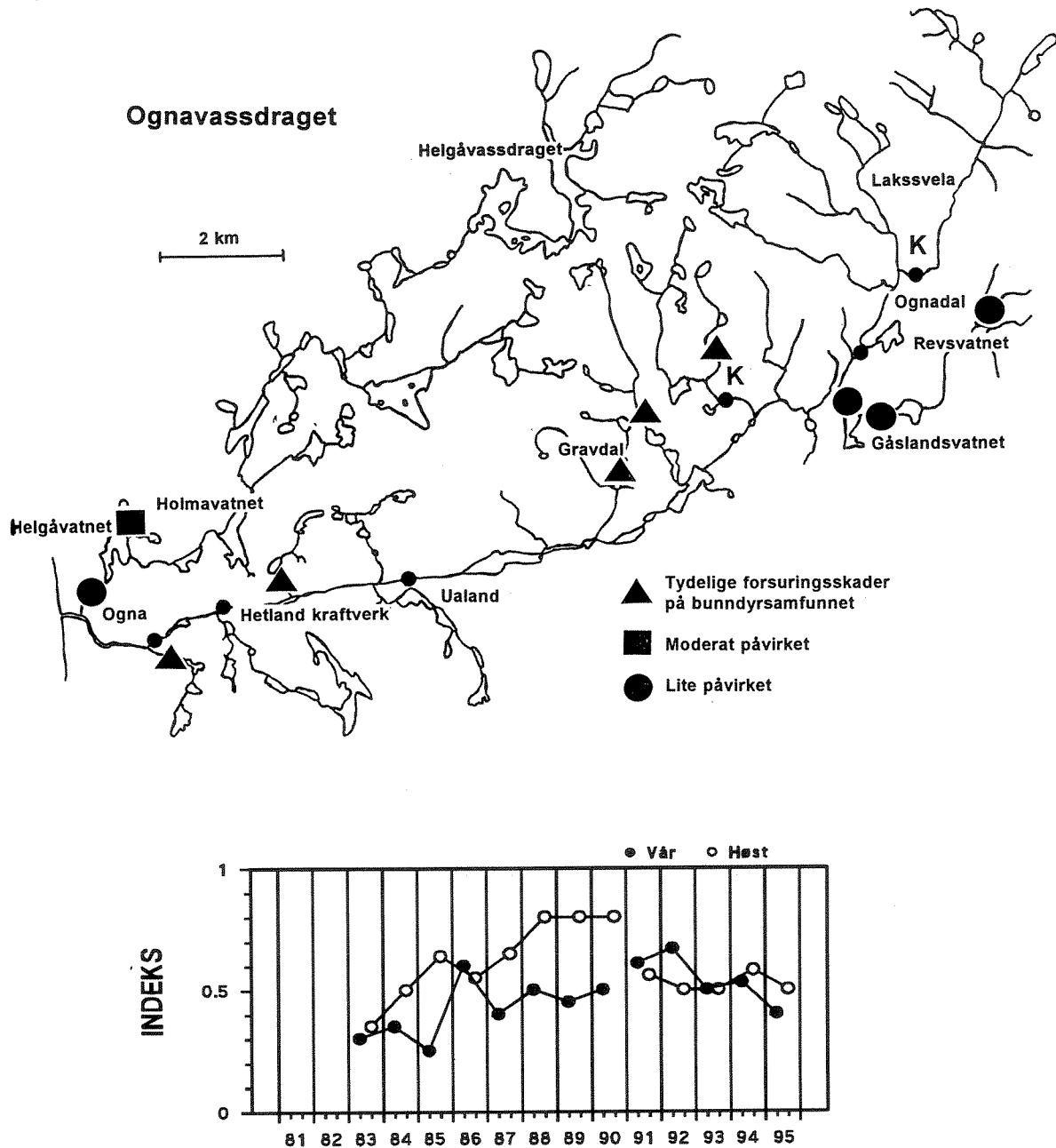
4.3.2 Ognavassdraget (Rogaland).

Undersøkelsene i 1995 viste en svak forverring av forsureningsbildet både vår og høst. Ogna er svært heterogen med hensyn til forsureningskade, og vassdraget inneholder flere felter med stabilt god vannkvalitet.

Figur 4.3.2 viser stasjonsnett i Ogna med angivelse av forsureningsgrad i 1995. Vår og høst ble det registrert en gjennomsnittlig forsureningsindeks på henholdsvis 0,40 og 0,50. Dette er noe lavere enn det foregående år.

Av figur 4.3.2 fremgår det at vassdraget er svært heterogent med hensyn til forsurening. Både Gåslandsvassdraget og de nedre deler av Helgåslandsvassdraget hadde en god vannkvalitet. Flere

forsuringssensitive arter, som døgfluene *Caenis horaria* og *Baetis rhodani*, og sneglen *Lymnaea peregra* blir registrert i disse lokalitetene hvert år (Fjellheim & Raddum 1995a).



Figur 4.3.2 Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Ognavassdraget i 1995. De stasjoner som faller bort grunnet kalkingen er merket •. Figuren viser også gjennomsnittlige forsøringsverdier vår og høst i perioden 1983-1995.

De nordvestlige delene av nedslagsfeltet var svært sure og det ble her bare registrert forsuringstolerante bunndyrarter. Deler av dette nedslagsfeltet ble kalket i 1991. Høsten 1995 ble den sterkt sensitive døgfluene *Baetis rhodani* registrert nedstrøms kalkdosereren ved Eikeland. I tillegg ble to moderat sensitive vårfluearter, *Hydropsyche sitalai* og *H. pellucidula* registrert samme sted (Fjellheim & Raddum 1996a). Dette er første gang sensitive bunndyrarter er funnet i denne lokaliteten

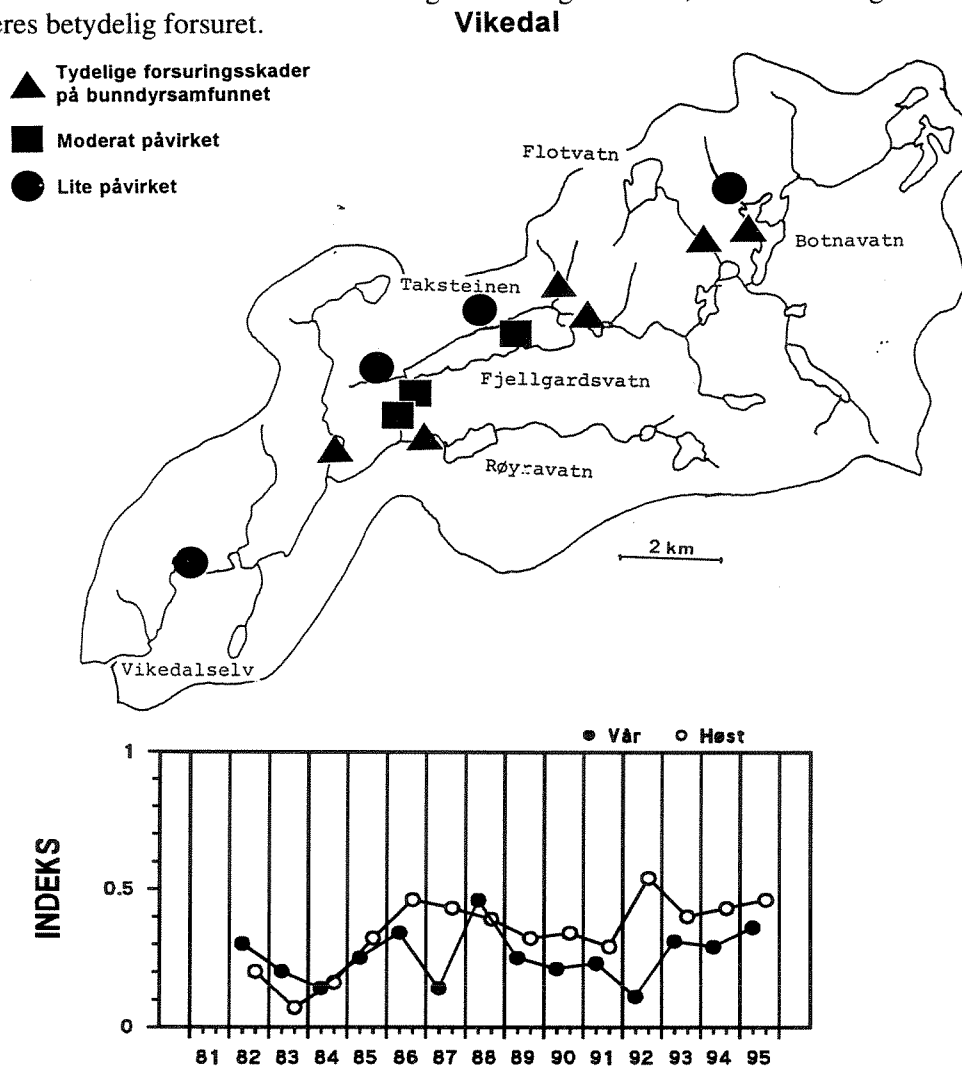
etter at overvåkingen av Oгна startet i 1983. Registreringene gir klare indikasjoner på forbedret vannkvalitet etter at lokaliteten ble kalket.

I de senere år har de mellomste deler av hovedelva hatt en god vannkvalitet, og det er her funnet flere forsurningsømfintlige arter, blant annet døgnfluene *Baetis rhodani* og *Caenis horaria*, vårfluene *Itytrichia lamellaris*, *Lepidostoma hirtum* og *Hydropsyche* spp., steinfluen *Isoperla* sp. og lavtoppluesnegl, *Acroloxus lacustris*. Stasjonene i denne delen av elva inngår nå i et overvåkingsprogram innen det Norske kalkingsprosjektet (Fjellheim & Raddum 1995a).

4.3.3 Vikedalsvassdraget (Rogaland).

Undersøkelsene av Vikedalselva i 1995 viste at skadene på faunaen i den ukalkete delen fremdeles er store. Vårsituasjonen har gjennomgående vært verre enn om høsten. Dette viser at vassdraget er ustabilt med hensyn på forsuring.

Prøvetakingen i Vikedalselva i 1995 (figur 4.3.3) gav forsurningsindekser på 0,36 og 0,46 henholdsvis vår og høst. Dette er en svak forbedring fra foregående år, men vassdraget må fremdeles karakteriseres betydelig forsuret.



Figur 4.3.3 Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Vikedalsvassdraget i 1995. Figuren viser også gjennomsnittlige forsurningsverdier vår og høst i perioden 1982-1995.

Fra tidligere vet vi at faunaen i dette vassdraget har en god evne til å reetablere seg etter forurensingsskader. Tilstedeværelse av refuger med god vannkvalitet hele året er en viktig årsak til dette (Fjellheim & Raddum, 1993). I tillegg kalkes nå den nedre delen av elva, med en markert forbedring av faunaen som resultat (Fjellheim & Raddum 1994, 1995b). Arter som døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluen *Diura nanseni* og vårfluene *Apatania* sp., *Hydropsyche* spp. og *Lepidostoma hirtum* er nå vanlige i den kalkete delen av vassdraget (Fjellheim & Raddum 1996b). De samme artene finnes svært sporadisk i hovedelva mellom kalkdosereren og Fjellgardsvatnet.

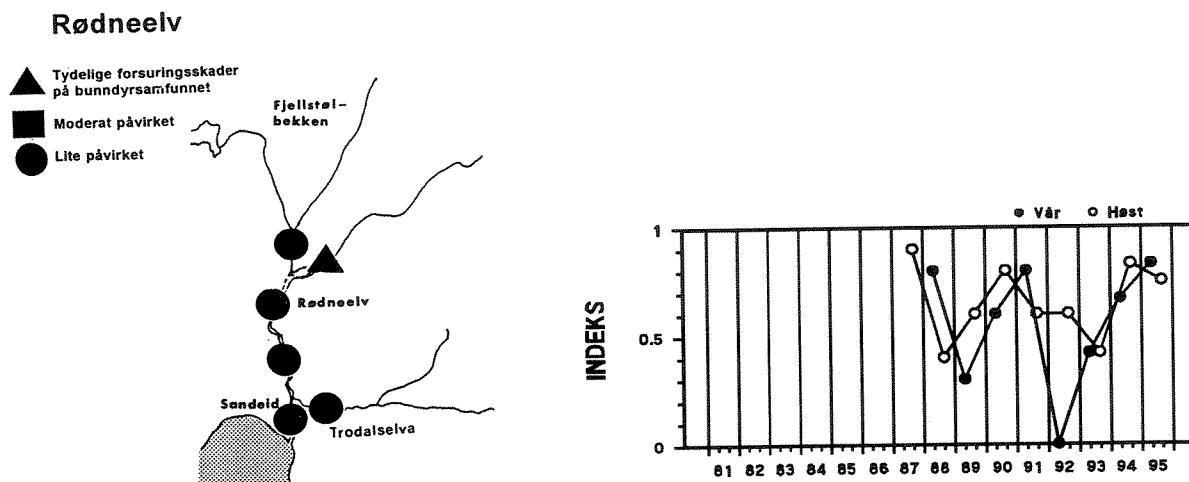
I de senere år har situasjonen om våren vært verre enn om høsten. Dette viser at vassdraget er ustabil med hensyn på forurensing (SFT 1995). En av årsakene til de store sesongmessige variasjonene kan være det oseaniske klimaet. I det lavtliggende Vikedalsvassdraget vil mye nedbør medføre hyppige flommer også om vinteren, og dermed muligheter for flere sure episoder. De sure episodene kan også være forsterket av sjøsaltepisoder (Hindar 1993).

Den sensitive døgnfluen *Baetis rhodani* finnes i mer eller mindre stabile populasjoner på isolerte steder i den ukalkete delen av vassdraget. Taksteinbekken (figur 4.3.3) 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*.

4.3.4 Rødneelva (Rogaland).

I Rødneelva er det en tendens til mindre skader på bunndyrsamfunnet om våren i løpet av de siste fire år. Høstsituasjonen i 1995 var omtrent som foregående år. De øvre deler av hovedelva må karakteriseres sterkt forurenet. Tilførsel av bufrende vann fra sideelver i vassdragets nedre del bedrer vannkvaliteten betydelig.

Prøvetakingen i Rødneelva, som er et nabovassdrag til Vikedalsvassdraget, ble startet i 1987. Den vannbiologiske overvåkingen i Rødneelva blir utført i vassdragets nedre deler, og tjener som en referanse etter at Vikedalsvassdragets nedre del ble kalket. Fram til 1993 ble det tatt prøver fra fem lokaliteter i vassdraget. Fra og med 1993 ble stasjonsnettet utvidet med en stasjon (Trodalselva). Dette ble gjort for å gi bakgrunnsmateriale til fiskeregistreringer som utføres i samme lokalitet. Overvåkingen av vassdraget i 1995 (figur 4.3.4) viste små skader om våren, forurensingsindeks 0,83. Om høsten var også gjennomsnittsindeksen akseptabel, 0.75.



Figur 4.3.4 Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Rødneelva i 1995. Figuren viser også gjennomsnittlig forurensingsverdier vår og høst i perioden 1987-1995.

Hovedelva ovenfor samløpet med Fjellstølbekken (figur 4.3.4) var sterkt forsuret både vår og høst; indeks 0. I denne lokaliteten har det aldri vært registrert forsuringssensitive bunndyr. Både Fjellstølbekken og Trodalselva hadde god vannkvalitet med hensyn på forsuring. Dette vises blant annet av tette bestander av døgnfluen *Baetis rhodani*. Tilførsel av bufrende vann fra disse elvene er sannsynligvis hovedårsak til bedret vannkvalitet i den nederste delen av hovedelva. Bestandene av *Baetis rhodani* har her periodevis vært ustabile med lave tettheter.

4.3.5 Gaularvassdraget (Sogn og Fjordane).

Gaularvassdraget har fortsatt betydelige forsuringsskader i deler av nedbørfeltet. Delfeltet i Eldalen var sterkest skadet, men også noen sideelver i Haukedalen og i vassdragets nedre deler kan karakteriseres skadet. Hovedelva nedstrøms Viksdalsvatnet hadde et rikt bunndyrsamfunn, med gode innslag av forsuringssensitive arter.

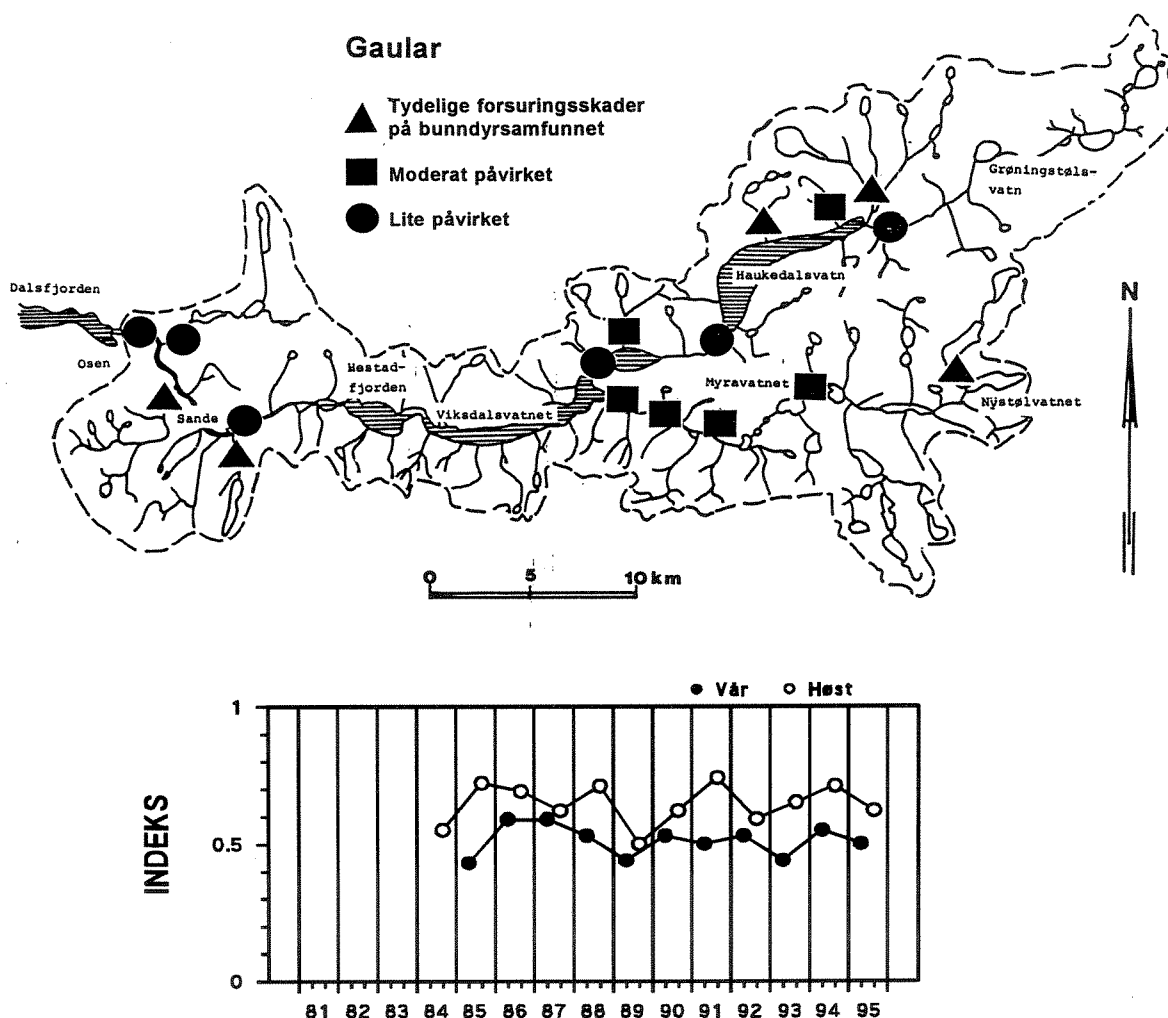
De regionale invertebratundersøkelsene i Gaularvassdraget ble innledet høsten 1984 med en intensivundersøkelse (Raddum & Fjellheim 1986). Denne undersøkelsen viste at Eldalen var forsuringsskadet, mens de nederste delene av vassdraget og den andre hovedgreina mot Haukedalen var mindre skadet (figur 4.3.5). Undersøkelsene i 1995 viste at Eldalen hadde skader både vår og høst. Det ble også påvist forsuringsskadet fauna i noen sidebekker i Haukedalen og i vassdragets nedre del. I gjennomsnitt var vassdragets forsuringssindeks 0,50 og 0,62 henholdsvis vår og høst. Dette er noe lavere enn situasjonen i 1994.

I de nedre deler av Eldalen ble bare middels sensitive invertebrater registrert (figur 4.3.5). Steinfluen *Diura nanseni*, døgnfluen *Ameletus inopinatus* og vårfluer av slekten *Apatania* (Vedlegg B) er alle vanlige i denne delen av vassdraget.

Hovedelva fra Haukedalen hadde bedre vannkvalitet, men faunaen i en del mindre tilløp i dette vassdragsavsnittet var periodevis forsuringsskadet. I tillegg til stasjonen ved innløp Haukedalsvatnet ble det tatt en prøve i elva oppstrøms bebyggelsen. Denne prøven hadde en tilfredstillende fauna med gode tettheter av sensitive døgnfluer, og viser at elva har god vannkvalitet også før den renner gjennom dyrket mark.

Nedstrøms Viksdalsvatnet finner vi en stabil og svært frodig fauna. Her er det registrert mange viktige indikatororganismer (Appendiks tabell 4.3.1). Blant disse kan nevnes sneglen *Lymnaea peregra*, steinfluer av slektene *Isoperla* og *Diura* og flere arter døgnfluer: *Baetis rhodani*, *B. macani*, *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 sidetilløp fra sørvest (figur 4.3.5), men disse bekkene er for små til å påvirke vannkvaliteten i hovedelva.



Figur 4.3.5 Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Gaularvassdraget i 1995. Figuren viser også gjennomsnittlige forsøringsverdier vår og høst i perioden 1984-1995.

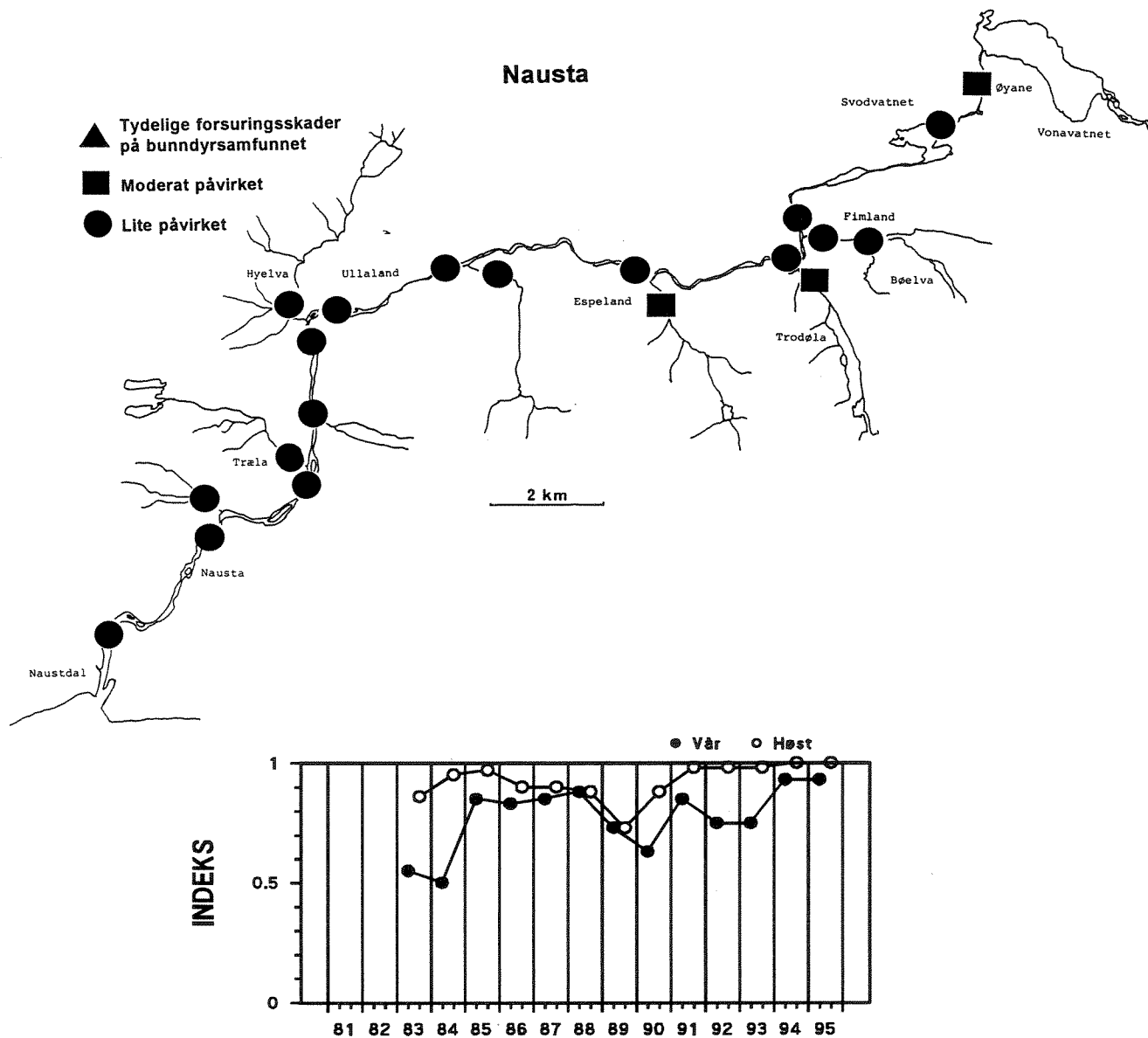
4.3.6 Nausta (Sogn og Fjordane).

I Nausta ble det registrert moderate skader på invertebratsamfunnet i noen få lokaliteter våren 1995. Høstsituasjonen var, i likhet med 1994, den beste som noensinne er registrert, med en forsøringsverdi på 1.00. Dette betyr at det ble funnet sterkt forsøringsensitive arter i alle undersøkte lokaliteter.

Figur 4.3.6 viser at det i 1995 ble registrert moderat forsuringsskade i tre av de 20 undersøkte lokalitetene i Nausta. Synlige skader på invertebratsamfunnet ble bare registrert om våren. Om høsten ble det ikke registrert noen skadete lokaliteter, og gjennomsnitt forsøringsindeks for hele vassdraget var da 1,0. Dette er samme verdi som ble funnet høsten 1994 (SFT 1995).

Døgnfluen *Baetis rhodani* hadde høye tettheter i de fleste undersøkte lokaliteter. Dette var også tilfelle i de nedre, lakseførende deler. I motsetning til flere av de andre vassdragene i

overvåkingsprogrammet er også vårgenerasjonen av *B. rhodani* stabil og livskraftig i denne delen av elva. En må tilbake til 1989 for å finne tegn til skader på disse bestandene (SFT 1991).



Figur 4.3.6 Oversikt over innsamlingslokaliteter og sammensetning av bunndyr i Naustavassdraget 1995. Figuren viser også gjennomsnittlige forurensningsverdier vår og høst i perioden 1983-1995.

I de fleste lokalitetene ble det funnet flere moderat forurensningssensitive arter, som steinfluen *Diura nanseni* og vårfluene *Apatania* spp. og *Lepidostoma hirtum*. I de nedre delene av hovedelva er dessuten den sensitive vårfluen *Glossosoma intermedia* vanlig.

Nausta er det minst skadde av de vassdrag som inngår i overvåkningen av invertebrater. Surere episoder rundt 1983 og 1989 viser imidlertid at vassdraget er sårbart.

5. Litteratur

Vann (kapittel 3)

Christophersen, N. og Wright R.F. 1981. Sulphate budget and a model for sulphate concentrations in streamwater at Birkenes, a small forested catchment in Southern Norway. *Water Resources Research*, 17, 2: 377-389.

Henriksen A. og Snekvik, E. (1979) Kjemisk analyse av elveprøver fra Sørlandet til Øst-Finnmark. Oslo-Ås (SNSF-prosjektet, TN 51/79)

Hindar, A. Henriksen, A. Tørseth, K. og Lien L. (1993) Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. Oslo. NIVA-rapp. O-93129.

Henriksen, A og Hindar, A. 1994. seast episodes, a lesson from the Bjerkereim catchment. Nitrogen from mountains to fjords - Newsletter 1-1994.

Statens Forurensningstilsyn (1987). 1000-sjøers undersøkelsen 1986, Oslo SFT (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 282/87)

Statens forurensningstilsyn (1989) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Oslo (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 375/89).

Statens forurensningstilsyn (1991) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. Oslo. (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp 466/91).

Statens forurensningstilsyn (1992) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991. Oslo. (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp 506/92).

Statens forurensningstilsyn (1993) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1992. Oslo. (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp 533/93).

Statens forurensningstilsyn (1994) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. Oslo. (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp 583/94).

Statens forurensningstilsyn (1996) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør Tilførsler. Årsrapport 1996. Oslo. (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp 663/96).

Fiskestatus (kapittel 4.1.1)

Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström & Miller, U. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3: 30-36.

Andersen, R., Munitz, I. P. & Skurdal, J. 1984. Effects of acidification on age class composition in Arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in a coastal area SW Norway. *Re. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61: 5-15.

- Edwards, D. J. & Hjeldnes, S. 1977. Growth and survival of salmonids in water of different pH. SNSF- project. Res. Rep. 10/77 12 sider.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S., Sevaldrud, I. S. & Brakke, D.F. 1988. Lake acidification in Norway- present and predicted chemical status. *Ambio* 17: 259-266.
- Hesthagen, T., Hindar, K., Jonsson, B., Ousdal, J.-O. & Holthe, H. 1995 a. Effects of acidification on normal and dwarf Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in a Norwegian lake. *Biol. Cons* (i trykk).
- Hesthagen, T., Henriksen, A. & Kvenild, L. 1995 b. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer i Troms og Finnmark. *Naturens tålegrenser, Miljøverndep. Rap. 65*, 14 sider.
- Hesthagen, T., Berger, H. M., Larsen, B. M. & Saksgård, R. 1995 c. Monitoring fish stocks in relation to acidification in Norwegian watersheds. *Water, Air and Soil* 85: 641-646.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O. T. 1995. Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. *Nordic J. Freshw. Res.* 71: 275-295.
- Hesthagen, T., Rosseland, B. O., Berger, H. M. & Larsen, B. M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. *Nordic J. Freshw. Res.* 68:34-41.
- Kleiven, E. & Matzow, D. 1989. Prøvefiske i tre innsjøer i Audnedal før kalking DN-notat 7, 33 sider.
- Kleiven, E., Matzow, D., Linløkken, A. & Vethe, A. 1990. Regionale fiskestudier i Gjerstadvassdraget. DN-notat 8, 52 sider.
- SFT 1996. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, Overvåkingsprogram for skogskader. Sammendrag av årsrapporter 1995. SFT Rap. 660/96. 56 sider.
- Traaen, T. S. 1987. Forsuring av innsjøer i Finnmark. Statlig program for forurensningsovervåking, Rap. 299/87, 16 sider.

Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøer (kapittel 4.1.2)

- Flössner, D., 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- Herbst, H.V., 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 sider.
- Illies, J. (red.), 1978. *Limnofauna Europea*. Gustav Fischer, Stuttgart, 532 sider.
- Langeland, A., L'abée-Lund, J. H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *J. Anim. Ecol.* 60: 895-912.

- Kiefer, F., 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). Kosmos Verlag Franckh, Stuttgart, 99 sider.
- Kiefer, F., 1978. Freilebende Copepoda. - I: H.J. Elster & W. Ohle (red.), Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.
- Nøst, T & Schartau, A.K.L. 1995. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1994. - NINA Oppdragsmelding 371: 1-17.
- Rosseland, B. O., Balstad, P., Mohn, E., Muniz, I. P., Sevaldrud, I. H. & Svalastog, D. 1979. Bestandsundersøkelser Datafisk-SNSF-77. Presentasjon av utvalgskriterier, innsamlingsmetodikk og anvendelse av programmet ved SNSF-prosjektets prøvofiske i perioden 1976-1979. SNSF-prosjektet TN 45/79. 63 s. (NISK, 1432-Ås).
- Rylov, W.M., 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 sider.
- Sars, G.O., 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copopoda, Calanoida. Bergen, 171 sider.
- Sars, G.O., 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copopoda, Cyclopoida. Bergen, 225 sider.
- Smirnov, N.N., 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 sider.
- Prøvofiske i Lierne (kapittel 4.1.2.2)**
- Næsje, T. F., Forseth, T., Saksgård, R., Hårsaker, K. & Sandlund, O. T. 1996. Produksjon og forvaltning av storørret i Femund. Årsrapport 1995, NINA. 52 sider.
- Prøvofiske i Naustavassdraget (kapittel 4.1.2.3)**
- Filipsson, O. & Svärdsson, G. 1976. Principles for the management of char populations. Inf. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 2, 79 sider.
- Langeland, A., L'abée-Lund, J. H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. J. Anim. Ecol. 60: 895-912.
- Miljøverndepartementet 1984. Samla plan for vassdrag. Sogn og Fjordane fylke. Vassdragsrapport 347 Nausta.
- Nilsson, N._A. 1963. Interaction between trout and charr in Scandinavia. Trans. Am. Fish. Soc. 92: 276-285.
- Saksgård, R & Hesthagen, T. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Atnsjøen fra 1985-1995. (i trykk)
- SFT 1984. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1983. Statlig program for forureningsovervåking. Rap. 162/84.
-

SFT 1988. Naustavassdraget, nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1985/86. Statlig program for forurensningsovervåking. Rap. 315/88. 121 sider.

Skulberg, O. 1976. Vassdragsundersøkelser i Naustdal., Gjengedal og Angedal, Sogn og Fjordane. Datasamling. 1974-1975. NIVA Rap. O-48/74.

Skulberg, O., Kotai, J., Aanes, J., Blamér, P. & Tjomsland, T. 1977. Naustdalsvassdraget, Angedalsvassdraget og Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. Vassdragsundersøkelser 1975-1976. NIVA Rap. O-48/74.

Sægrov, H. & Vasshaug, Ø. 1977. Fiskeribiologiske granskingar i Nausdal-Gjengedalsvassdraga, Sogn og Fjordane fylke. Innlandsfiske. Fiskerikonsulenten i Vest-Norge.

Prøvefiske i Kvennavassdraget (kapittel 4.1.2.5)

Walseng, B., Halvorsen, G. & Schartau, A.K.L. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna, 1978. - NINA Oppdragsmelding 321: 1-33.

Prøvefiske i Vikedalsvassdraget (kapittel 4.1.2.6)

Abrahamsen, J., Pallesen, P. F. & Solbakken, T. 1972. Fylkeskompendium for Rogaland. Om naturvitenskaplige interesser knyttet til uregulerte og ubetydelig regulerte vassdrag. Bind I.- Kontaktutvalget for vassdragsreuleringer, Univ. I Oslo. 178 sider.

Hesthagen, T., Saksgård, R., Fløystad, L., Berger, H. M. & Larsen, B. M. 1995. Bestandsendringer hos aure i innsjøer i Vikedalsfjellet, 1982-1994. NINA-Oppdragsmelding 382, 18 sider.

Saksgård, R. & Hesthagen, T. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjellgardsvatnet, årsrapport for 1995. (i trykk)

SFT 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking, Rap. 628/95. 282 sider.

Prøvefiske i Saudlandsvatn i Vest-Agder (kapittel 4.1.2.7)

SFT 1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking, Rap. 583/94. 271 sider.

Rekruttering hos aure i gytebekker (kapittel 4.1.3)

Hesthagen, T., Larsen, B. M., Berger, H. M., Saksgård, R. & Lierhagen, S. 1992. Betydningen av kalsium for tetthet av aureunger i bekker i tre forsuredde vassdrag. NINA- Forskningsrapport 25:1-24.

SFT 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking, Rap. 628/95. 282 sider.

Bjerkreimsvassdraget i Rogaland (kapittel 4.1.3.1)

Hindar, A., Henriksen, A., Kaste, Ø. & Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small catchments in Southwestern Norway associated with a sea salt episode. *Water, Air and Soil Poll.* 85: 547-552.

Undersøkelser i lakseførende vassdrag (kapittel 4.1.4)

Jensen, A. J., Johansen, B. O. & Møkkelgjerd, P. I. 1993. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdragetm 1911-1992. NINA-Forskningrapp. 48:1-31.

Larsen, B. M. 1993. Fiskeribiologiske undersøkelser i Vikedalselva. I: Kalking i vann og vassdrag. Seminarreferat. Romundstad, A. J. (red.). DN-Notat 1993-9: 25-42.

SFT 1993. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking, Rap. 533/93. 296 sider.

SFT 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking, Rap. 628/95. 282 sider.

Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics*: 193-189.

Planktoniske og littorale krepsdyr (kapittel 4.2)

Halvorsen, G. 1982. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Joravassdraget, Oppland, 1980. - Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Univ. i Oslo. Rapport 38: 1-59.

Walseng, B. 1996. Occurrence of *Eucyclops* species in acid and limed waters. - Verh. Internat. Verein. Limnol (i trykk).

Walseng, B, Raddum, G., Saksgård, R. & Schartau, A.K.L. 1996. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna, 1995. - NINA Oppdragsmelding 433: (i trykk).

Walseng, B., Halvorsen, G. & Schartau, A.K.L. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna, 1978. - NINA Oppdragsmelding 321: 1-33.

Bunndyr (kapittel 4.3)

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. - *The Science of the Total Environment* 96: 57-66.

Fjellheim, A. & Raddum G. G. 1993. Changes in the mayfly community of Lake Hovvatn during the 2000, *Proceedings, Stresa*, 407-410.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1995a. Overvåking av bunndyr i Oгна. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1993. N-Notat 1995 -2, pp. 160 - 161.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1995b. Benthic animal response after liming of three south

Norwegian rivers. - *Water Air and Soil Pollution* 85:931 - 936.

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1996a. Overvåking av bunndyr i Oгна. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-Notat (i trykk).

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1996b. Overvåking av bunndyr i Vikedal. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-Notat (i trykk).

Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. - *Can. J. Zool.* 49: 167-173.

Hindar, A. 1993. Betydningen av sjøsaltepisoder, med eksempler fra vinteren 1993. I: Romundstad, A. J. (red.) Kalking i vann og vassdrag. Seminarreferat. DN-notat 1993-9. s . 154-161.

Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - Fisk og invertebrater II. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. O-89185-2.

Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1985. Regionale Evertebratundersøkelser. - Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984. SFT rapport nr. 201/85. 190 pp.

Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1986. Evertebratundersøkelser i Gaularvassdraget. I: Lien, L. (Red.): Gaularvassdraget - Nedbør, vannkjemiske og biologiske undersøkelser. Statlig program for forurensingsovervåking, Rapport 248/86.

Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1995. Acidification in Norway - Status and trends. V. Biological monitoring - Invertebrates - *Water Air and Soil Pollution* 85: 647-652.

Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Hesthagen, T. 1988. Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms. *Verh. Int. verein. Limnol.* 23: 2291 - 2297.

SFT 1991. Statlig program for forurensingsovervåking. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1989. SFT Rapport nr. 437/91. 306 pp.

SFT 1994. Statlig program for forurensingsovervåking. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. SFT Rapport nr. 583/94. 271 pp.

SFT 1995. Statlig program for forurensingsovervåking. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. SFT Rapport nr. 628/95. 282 pp.

6. Rapport oversikt

Rapporter fra programmet Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør under Statlig program for forurensningsovervåking.

- 2/81. Endringer i pH i perioden 1966-1979 for 38 norske elver. NIVA-rapport: O-80006-02.
- 24/81. Forsuring av grunnvann. NIVA-rapport: O-80006-04.
- 26/81. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1980.
- 27/82. Regionale vann- og snøundersøkelser 1981. NIVA-rapport: O-80006-03.
- 64/82. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1981.
- 97/83. Vikedalsvassdraget. Vannkjemiske og fiskebiologiske undersøkelser i 1981-1982. NIVA-rapport: O-80006-03.
- 106/83. Årstidsvariasjoner og materialtransport i de fem feltforskningsområdene Birkenes, Storgama, Langtjern, Kårvatn og Jergul.
- 108/83. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1982.
- 123/84. Vikedalsvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1981-1983. NIVA-rapport: O80006-03
- 162/84. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1983.
- 201/85. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984
- 230/86. The Norwegian Monitoring Programme for Long-Range Transported Air pollutants. Results 1980-1984
- 248/86. Gaularvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1984. NIVA-rapport: O-80006-03.
- 255/86. Tilførsler og virkninger av langtransporterte forurensninger. Status 1985 og utviklingstendenser.
- 256/86. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1985.
- 282/87. 1000-sjøers-undersøkelsen 1986.
- 283/87. 1000-Lake Survey 1986.
- 295/87. Forsuring av overflatevann i Norge - en "direkte respons" prosess? NIVA-rapport: O-84088.
- 296/87. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1986.
- 299/87. Forsuring av innsjøer i Finnmark. NIVA-rapport: O-80006-03.
- 313/88. 1000-sjøers undersøkelsen 1986. Fiskestatus.
- 314/88. 1000-Lake Survey 1986. Fish Status.
- 315/88. Naustavassdraget. Nedbør-, vannkjemiske - og biologiske undersøkelser i 1985/86. NIVA-rapport: O-80006-03.
- 333/88. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1987.
- 351/89. Nitrogen som bidragsyter til forsuring.
- 352/89. Landsomfattende grunnvannsnett (LGN). Grunnvannets kjemiske sammensetning. NIVA-rapport. O-86171.
- 375/89. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988.
- 384/89. 100-sjøers undersøkelsene i 1987 og 1988. NIVA-rapport: O-80006-03.
- 408/90. The Contribution of Nitrogen to Acidification.
- 401/90. Sedimentundersøkelser i Pasvikelva i 1989.
- 402/90. Forsuring og tungmetallforurensning i små vassdrag i Sør-Varanger i 1989.

- 411/90.** Landsomfattende grunnvannsnett (LGN). Kjemiske variasjoner i et grunnvannsmagasin i Evje, Aust-Agder. NIVA-rapport: O-80006-04.
- 437/91.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1989.
- 465/91.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendrag av årsrapport 1990.
- 466/91.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990.
- 481/92.** Forsuring og tungmetallforurensning i Sør-Varanger. Fremdriftsrapport 1990.
- 486/92.** Dalelva, Finnmark, northernmost Norway: Prediction of future acidification using the MAGIC model
- 487/92.** Trace Metal pollution in Eastern Finnmark, Norway as evidenced by Studies in Lake Sediments.
- 506/92.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991.
- 507/92.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendrag av årsrapport 1991.
- 532/93.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendrag av årsrapport 1992.
- 533/93.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1992.
- 582/94.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendrag av årsrapport 1993.
- 583/94.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993.
- 628/95.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994.
- 629/95.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendrag av årsrapport 1994.
- 660/96.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Sammendrag av årsrapport 1995.
- 663/96.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1995
- 671/96.** Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1995.

Nummeren referer til serienummer i rapportserien "Statlig Program for Forurensningsovervåking" som kan bestilles fra::

Statens Forurensingstilsyn
P.O.Box 8100 Dep
N-0032 Oslo, Norway

Vedlegg A. Elver, innsjøer og feltforskningsstasjoner

**Analyseresultater 1995
Årsmiddelverdier 1980 - 1995**

Analyseresultater for overvåkingselver, "100-sjøer", feltforskningsstasjoner.

Forklaring til parameterforkortelsene i tabellene og analysemetode:

Kode	Variabelnavn	Enhet	Analysemetode
pH	pH		Potensiometri
Kond	Konduktivitet	mS/m 25°C	Elektrometri
Ca	Kalsium	mg/l	ICP - (Induktivt koblet plasma - atomemisjon)
Mg	Magnesium	mg/l	ICP - (Induktivt koblet plasma - atomemisjon)
Na	Natrium	mg/l	ICP - (Induktivt koblet plasma - atomemisjon)
K	Kalium	mg/l	ICP - (Induktivt koblet plasma - atomemisjon)
Cl	Klorid	mg/l	lonekromatografi
SO ₄	Sulfat	mg/l	lonekromatografi
NO ₃	Nitrat	µg N/l	Automatisert kolorimetri
Alk	Alkalitet	µekv/l	Potensiometrisk titrering til pH = 4.5
TOC	Total Organisk Karbon	mg C/l	Oksidasjon til CO ₂ og måling med IR-detektor
RAI	Reaktiv Aluminium	µg/l	Automatisert kolorimetri
IIAI	Ikke Labil Aluminium	µg/l	
LAI	Labil Aluminium	µg/l	
Tot-N	Total Nitrogen	µg N/l	Fotometri (AA)
Perm	Permanganattall	mg O/l	Jodometrisk bestemmelse av permanganat
Turb	Turbiditet	FTU	Nefelometri
SiO ₂	Silika	mg/l	Fotometri

Da overvåkingsprogrammet startet i 1980, ble aluminium analysert som "total" aluminium (TAI). Fra 1984 ble bestemmelse av reaktivt aluminium (RAI) og ikke labilt aluminium (IIAI) inkludert i analyseprogrammet. Total aluminium ble analysert parallelt med den nye metoden 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. For grunnvann analyseres også silisium og turbiditet og permanganattall.

Prøvetakingsfrekvensen er en gang pr. uke for feltforskningsstasjoner. Elvene og grunnvannet prøvetas en gang pr. måned. I vårmeltings-perioden tas det prøver 1 gang pr. uke i elvene. Innsjøene prøvetas 1 gang pr. år, med prøvetakingstidspunkt på høsten etter høstsirkulasjonen i vannene. Prøvene tas av lokale observatører. De får regelmessig tilsendt prøveflasker i emballasje som er ferdig adressert og frankert for retur pr. post.

	Antall stasjoner	Prøvetakingsfrekvens
Feltforskningsstasjoner	6	1 pr. uke
Elver	19	1 pr. måned
Innsjøer	73	1 pr. år

Årsmiddelverdier for elver, sjøer, feltforskningsstasjoner

Årsmiddlene av de analyserte variablene er presentert både som vekt/l (mg eller µg/l). I tillegg er årlige middelverdier av ikke-marine verdier av sulfat, kalsium+magnesium og natrium samt ANC presentert på ekvivalentbasis (µekv/l).

ANC

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

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

Antar $[\text{A}^-]$ og $[\text{Al}^{n+}] \approx 0$

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

Ionebalansen i vann er gitt ved:

$$\Sigma \text{ kationer (µekv/l)} = \Sigma \text{ ladning av anioner (µekv/l)}$$

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

og vi får da at

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

Sjøsaltkorrigering

Av de sterke syreanionene er Cl det mest mobile, og følger vanligvis vannet gjennom nedbørfeltet slik at $\text{Cl}_{\text{inn}} = \text{Cl}_{\text{ut}}$. 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 å beregne bidraget fra ikke-marine kilder i avrenningsvannet. det gjøres ved følgende ligninger.

$$\begin{aligned} [\text{Ca}^{2+}] &= [\text{Ca}^{2+}] - 0.037*[\text{Cl}^-] \\ [\text{Mg}^{2+}] &= [\text{Mg}^{2+}] - 0.196*[\text{Cl}^-] \\ [\text{Na}^+] &= [\text{Na}^+] - 0.859*[\text{Cl}^-] \\ [\text{K}^+] &= [\text{K}^+] - 0.018*[\text{Cl}^-] \\ [\text{SO}_4^{2-}] &= [\text{SO}_4^{2-}] - 0.103*[\text{Cl}^-] \end{aligned}$$

I tabellene er sjøsaltkorrigerte verdier av SO_4 , (ikke-marin sulfat, ESO_4^*), Ca+Mg (ikke-marine basekationer, (ECM)*) og Na (ikke-marin natrium (Ena*)) inkludert. Sjøsaltkorrigerte verdier er alltid merket med *.

Overvåkningselver 1995

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

3.1 Gjerstadelva

105	5.86	2.79	2.01	0.43	2.14	0.31	3.2	4.0	225	27.2	5.4	149	127	22	435
202	5.88	3.39	2.25	0.50	2.80	0.35	4.7	4.3	295	25.0	4.8	145	124	21	520
309	5.93	3.53	2.16	0.51	2.97	0.28	5.2	4.2	300	22.9	3.9	134	104	30	480
320	5.97	3.57	2.22	0.54	3.08	0.24	5.3	4.2	310	25.0	3.9	127	98	29	530
328	5.92	3.68	2.23	0.56	3.31	0.28	5.6	4.3	315	25.0	3.8	138	112	26	535
403	5.98	3.57	2.08	0.53	2.75	0.43	5.1	4.2	320	25.0	3.6	139	110	29	525
410	6.03	3.39	2.11	0.52	2.51	0.41	4.7	4.2	310	27.2	3.8	129	102	27	505
418	5.93	2.99	1.81	0.45	2.31	0.40	3.8	4.1	290	21.8	3.7	140	105	35	465
424	5.77	2.79	1.77	0.43	1.87	0.40	3.4	4.0	280	19.7	3.9	154	120	34	460
502	5.73	2.59	1.65	0.39	1.90	0.38	3.3	3.7	250	16.4	3.9	153	105	48	420
508	5.62	2.39	1.48	0.35	1.67	0.34	2.8	3.5	230	13.1	3.8	136	97	39	415
515	5.71	2.27	1.46	0.33	1.62	0.32	2.6	3.3	200	15.3	3.7	127	94	33	345
522	5.83	2.39	1.54	0.33	1.68	0.38	2.8	3.4	215	17.5	3.5	119	91	28	380
529	5.94	2.40	1.58	0.33	1.87	0.39	2.9	3.4	195	21.8	3.6	100	85	15	375
612	6.08	2.25	1.64	0.34	1.56	0.34	2.4	3.3	149	28.2	4.4	98	88	10	325
801	6.42	2.93	2.16	0.44	2.33	0.37	3.5	3.8	170	45.1	4.1	59	62	-3	425
905	6.40	2.92	2.23	0.45	2.29	0.39	3.3	3.8	160	50.4	3.9	45	39	6	355
1017	5.96	2.59	2.01	0.43	1.83	0.46	2.5	4.4	200	31.4	5.8	134	117	17	430
1204	6.35	3.15	2.16	0.47	1.91	0.45	2.6	4.3	245	42.0	4.8	107	91	16	485

5.1 Nidelva

116	5.35	1.77	1.08	0.25	1.31	0.18	2.2	2.9	190	1.7	2.4	114	55	59	295
215	5.26	2.19	1.16	0.32	1.60	0.24	2.5	3.1	250	4.1	2.3	145	68	77	385
315	5.32	1.97	1.11	0.25	1.42	0.13	2.1	3.1	215	5.3	2.1	130	47	83	310
424	5.28	1.86	1.00	0.24	1.09	0.23	1.9	2.9	195	1.7	2.4	156	66	90	315
428	5.28	1.95	0.98	0.24	1.21	0.23	2.0	3.0	190	5.3	2.8	147	67	80	305
508	5.21	1.95	1.03	0.26	1.21	0.27	2.0	2.9	255	2.9	3.4	152	77	75	380
515	5.14	1.93	0.95	0.23	1.31	0.21	2.0	2.8	180	0.0	2.8	142	63	79	295
529	5.34	1.83	1.04	0.23	1.30	0.23	2.0	2.8	185	6.4	2.6	120	55	65	295
615	5.36	1.87	1.07	0.25	1.28	0.21	1.9	2.8	150	4.1	3.0	121	69	52	290
815	5.95	1.61	1.01	0.21	0.99	0.21	1.5	2.7	148	8.7	1.7	46	18	28	255
914	5.51	2.12	1.27	0.32	1.40	0.36	2.1	3.4	205	10.9	3.6	118	71	47	375
1016	5.19	1.80	1.07	0.23	1.18	0.22	1.7	3.0	145	5.3	3.6	138	78	60	290
1117	5.50	1.70	1.14	0.22	1.01	0.18	1.6	2.9	170	8.7	2.3	87	43	44	285
1215	5.57	1.82	1.12	0.25	1.12	0.19	1.8	2.9	195	7.6	2.0	98	47	51	310

7.1 Tovdalselva

116	5.15	2.36	1.03	0.30	2.07	0.25	2.9	3.2	165	0.0	4.4	193	108	85	435
216	4.94	2.86	1.12	0.37	2.00	0.32	3.9	3.4	235	0.0	3.6	222	95	127	460
315	4.97	2.74	1.03	0.34	2.43	0.10	3.7	3.3	220	0.0	3.7	196	77	119	440
418	5.11	2.44	0.90	0.29	2.01	0.27	3.1	3.1	195	0.0	3.4	189	74	115	465
509	5.14	2.15	0.79	0.25	1.57	0.25	2.6	2.8	170	0.0	3.5	170	80	90	445
619	5.31	1.76	0.71	0.20	1.34	0.20	2.0	2.4	104	2.9	2.9	118	52	66	375
815	6.31	2.57	1.20	0.31	2.45	0.47	3.4	3.1	122	30.4	2.9	29	23	6	510
915	5.38	2.22	0.97	0.28	1.69	0.34	2.5	3.2	135	7.6	4.0	117	68	49	500

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
1016	5.26	2.13	0.96	0.27	1.71	0.30	2.5	3.1	145	4.1	4.2	157	87	70	400
1115	5.30	2.18	1.04	0.28	1.68	0.29	2.7	3.1	144	6.4	4.0	134	82	52	405
1215	5.31	2.39	1.07	0.32	1.81	0.27	3.0	3.3	175	6.4	3.9	146	80	66	435

11.1 Mandalselva

108	4.96	2.13	0.73	0.23	1.61	0.16	2.6	2.4	160	0.0	3.5	157	84	73	295
212	4.86	2.35	0.64	0.25	1.90	0.14	3.1	2.3	175	0.0	3.0	174	80	94	315
312	4.93	2.19	0.67	0.23	1.67	0.11	2.9	2.2	170	0.0	2.7	149	68	81	300
319	4.93	2.28	0.82	0.26	1.81	0.09	3.2	2.3	190	0.0	2.7	147	63	84	325
326	4.89	2.40	0.69	0.28	1.99	0.12	3.4	2.4	195	0.0	3.1	163	70	93	310
330	4.93	2.19	0.59	0.24	1.58	0.17	2.9	2.3	190	0.0	2.4	175	69	106	335
402	4.90	2.36	0.68	0.27	1.91	0.19	3.3	2.4	190	0.0	2.7	157	67	90	340
417	4.87	2.31	0.64	0.25	1.78	0.17	3.4	2.5	185	0.0	2.9	174	74	100	310
507	4.95	2.13	0.61	0.23	1.64	0.17	2.8	2.3	185	0.0	3.0	162	63	99	320
514	4.89	2.17	0.57	0.22	1.63	0.15	2.7	2.2	180	0.0	2.8	158	66	92	310
521	4.89	2.16	0.56	0.22	1.56	0.15	2.8	2.2	180	0.0	2.3	152	61	91	320
528	4.87	2.09	0.55	0.22	1.54	0.14	2.6	2.1	175	0.0	2.7	149	60	89	310
605	4.99	1.85	0.50	0.20	1.32	0.15	2.3	1.9	155	0.0	2.8	133	55	78	280
611	4.99	1.80	0.53	0.19	1.31	0.13	2.2	1.8	146	0.0	3.0	129	72	57	280
618	5.10	2.41	0.49	0.18	1.32	0.13	2.2	1.7	146	0.0	2.7	115	45	70	290
813	5.11	1.41	0.44	0.15	1.06	0.09	2.0	1.6	150	0.0	1.8	84	37	47	280
911	5.32	1.42	0.54	0.15	1.05	0.16	1.9	1.5	165	0.0	1.6	73	39	34	260
1009	4.98	2.26	0.84	0.25	1.74	0.23	2.9	2.4	139	0.0	4.5	168	83	85	325
1112	4.92	1.93	0.69	0.21	1.37	0.15	2.3	2.0	139	0.0	3.2	113	61	52	290
1210	5.08	1.98	0.75	0.23	1.39	0.15	2.5	2.2	160	0.0	3.2	126	69	57	325

13.1 Lygna

213	5.71	3.04	1.54	0.42	2.95	0.23	5.2	2.9	240	14.2	2.8	129	93	36	390
314	5.47	3.32	1.41	0.45	3.43	0.22	5.7	3.2	270	10.9	2.1	144	85	59	385
418	5.39	2.82	1.25	0.37	2.70	0.23	5.0	2.8	210	8.7	2.8	132	81	51	335
425	5.73	2.43	1.24	0.30	2.20	0.26	3.8	2.4	185	15.3	3.3	122	100	22	410
503	5.92	2.56	1.37	0.31	2.39	0.19	4.0	2.6	200	22.9	3.1	94	80	14	370
509	5.95	2.52	1.53	0.33	2.41	0.22	3.9	2.5	215	19.7	3.5	99	86	13	360
614	6.11	2.20	1.42	0.28	1.94	0.21	3.1	2.0	155	27.2	2.8	70	66	4	305
821	6.85	4.15	3.12	0.52	3.49	0.52	5.2	3.8	355	92.0	2.5	29	13	16	480
1018	5.34	3.14	1.37	0.43	3.08	0.50	5.3	3.3	200	8.7	5.8	62	57	5	490
1115	6.53	3.13	2.01	0.39	2.79	0.28	4.5	3.0	275	39.9	3.1	66	61	5	400

19.1

Bjerkreimselva

102	5.70	3.68	1.19	0.61	4.25	0.27	6.8	2.8	405	9.8	1.1	43	39	4	490
116	5.81	3.65	1.17	0.64	4.02	0.30	7.0	2.8	410	9.8	0.9	57	44	13	480
130	5.78	3.73	1.22	0.62	4.36	0.30	6.9	2.8	455	9.8	0.9	54	39	15	570
213	5.61	3.72	1.09	0.62	4.42	0.28	7.1	2.7	415	6.4	0.9	61	36	25	490
227	5.76	3.65	1.13	0.63	4.23	0.27	6.9	2.8	420	15.3	1.0	59	42	17	480
313	5.98	3.89	1.33	0.72	4.61	0.24	7.3	2.8	535	18.6	0.9	42	38	4	545
326	5.74	3.91	1.21	0.68	4.82	0.23	7.6	2.8	420	12.0	1.1	49	38	11	490

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Aik	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
409	5.71	3.46	1.00	0.60	4.00	0.28	6.7	2.6	355	8.7	1.0	55	34	21	420
424	5.78	3.45	1.02	0.59	3.94	0.29	6.6	2.6	375	9.8	0.7	50	36	14	430
508	5.37	3.06	0.77	0.50	3.33	0.21	5.9	2.5	300	0.0	0.9	75	17	58	350
522	5.65	3.27	0.95	0.56	3.44	0.26	6.2	2.5	350	6.4	0.8	37	22	15	435
731	6.00	2.99	0.92	0.52	3.29	0.22	5.7	2.4	315	9.8	0.9	23	20	3	375
814	6.31	3.35	1.17	0.61	3.76	0.37	6.4	2.6	415	27.2	1.1	25	17	8	590
828	6.37	3.55	1.29	0.66	3.72	0.36	6.3	2.5	465	32.5	1.0	15	15	0	555
911	6.50	3.56	1.39	0.71	3.93	0.37	6.3	2.5	470	39.9	0.9	13	15	-2	515
925	6.06	3.04	1.40	0.74	3.78	0.43	6.6	2.6	460	17.5	1.0	13	<10	3	535
1009	5.59	3.04	0.93	0.54	3.38	0.28	5.7	2.4	305	7.6	1.0	41	22	19	385
1022	5.70	3.14	0.96	0.56	3.49	0.29	6.0	2.5	320	10.9	1.1	37	22	15	400
1107	5.81	3.43	1.14	0.59	3.78	0.34	6.2	2.6	400	13.1	1.0	35	19	16	465
1120	6.23	3.60	1.34	0.67	3.71	0.33	6.5	2.7	450	20.7	0.9	23	20	3	525
1204	5.80	3.39	1.28	0.64	3.50	0.32	6.2	2.7	425	12.0	1.0	43	30	13	525
1220	6.32	3.56	1.25	0.64	3.56	0.33	6.4	2.8	455	22.9	1.0	39	27	12	540

23.1 Dirdalselva

116	5.17	3.08	0.87	0.45	3.45	0.16	6.1	2.0	225	0.0	0.9	83	32	51	270
218	5.51	3.06	1.08	0.49	3.62	0.17	6.1	2.1	290	7.6	0.8	61	22	39	415
315	5.62	3.39	1.26	0.52	3.76	0.17	6.4	2.5	420	7.6	0.6	49	21	28	485
407	5.23	3.34	0.77	0.47	3.65	0.26	6.9	1.8	210	2.9	1.1	90	34	56	340
418	5.26	3.59	1.00	0.52	4.11	0.21	7.4	2.3	320	0.0	0.7	85	14	71	360
424	5.29	2.97	0.65	0.40	3.18	0.23	5.9	2.1	220	0.0	1.1	96	41	55	325
426	5.29	1.74	0.37	0.22	1.73	0.11	2.8	1.5	170	0.0	1.0	69	41	28	230
502	5.34	3.22	0.92	0.47	3.74	0.20	6.2	2.3	310	1.7	0.8	77	21	56	350
510	5.24	2.32	0.52	0.30	2.41	0.21	4.1	1.8	210	0.0	1.0	70	30	40	265
530	5.28	1.59	0.26	0.17	1.57	0.11	2.5	1.4	137	0.0	1.3	67	38	29	240
616	5.40	1.92	0.23	0.13	1.00	0.07	1.5	1.0	92	0.0	0.9	27	17	10	150
816	6.02	1.79	0.85	0.24	1.70	0.20	2.4	1.9	335	8.7	0.9	10	<10	0	405
920	5.95	1.45	0.70	0.22	1.31	0.12	1.9	1.8	220	8.7	0.9	17	<10	7	265
1020	5.30	2.32	0.65	0.35	2.47	0.16	4.7	1.6	143	0.0	1.2	50	46	4	205
1120	5.89	2.36	1.22	0.37	2.17	0.17	3.6	2.1	430	9.8	0.6	16	11	5	480
1218	5.85	2.16	1.00	0.33	1.87	0.18	3.0	2.2	420	10.9	0.7	30	15	15	470

26.1 Årdalselva

116	5.89	2.62	0.93	0.41	3.22	0.20	5.2	1.9	170	12.0	1.1	37	32	5	205
215	5.83	2.67	1.00	0.41	3.23	0.21	5.3	1.9	160	13.1	1.1	40	36	4	205
316	6.24	2.78	1.13	0.44	3.53	0.16	5.2	2.1	230	24.0	0.9	16	11	5	265
403	6.18	3.06	1.07	0.47	3.30	0.28	6.0	2.1	200	19.7	1.0	33	25	8	240
415	6.08	3.27	0.91	0.42	3.18	0.23	5.9	1.9	136	12.0	1.1	50	43	7	170
424	5.82	2.30	0.71	0.33	2.54	0.20	4.8	1.7	104	10.9	1.3	57	52	5	160
502	6.03	2.44	0.84	0.36	2.91	0.20	4.9	1.8	146	13.1	0.9	43	21	22	185
507	5.86	2.10	0.69	0.30	2.33	0.17	4.0	1.6	118	10.9	1.1	39	30	9	165
517	6.08	2.35	0.88	0.34	2.50	0.18	4.5	1.8	136	15.3	0.9	22	15	7	180
526	6.04	1.85	0.66	0.27	1.99	0.15	3.4	1.4	107	15.3	1.1	33	27	6	165
604	6.01	2.17	0.79	0.32	2.28	0.22	4.1	1.7	129	16.4	0.9	15	11	4	175
611	6.05	2.09	0.77	0.31	2.30	0.13	3.8	1.6	122	16.4	1.0	18	20	-2	165

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
618	6.01	1.73	0.62	0.25	1.90	0.16	2.8	1.3	100	18.6	2.0	61	48	13	220
915	6.27	2.22	1.02	0.34	2.39	0.22	3.8	1.8	190	29.3	0.8	15	14	1	230
1015	6.07	2.23	0.92	0.35	2.55	0.20	4.2	1.8	150	18.6	1.0	27	19	8	195
1116	6.07	2.38	1.00	0.36	2.48	0.20	4.3	1.8	175	21.8	1.2	12	13	<1	155
1215	6.20	2.28	0.96	0.36	2.36	0.19	4.1	1.9	190	21.8	1.1	28	21	7	230

32.9 Vikedalselva v/Låkafoss

123	5.73	2.39	0.88	0.41	2.40	0.19	4.3	2.2	160	7.6	1.0	40	27	13	235
221	5.52	2.58	0.71	0.42	2.79	0.17	5.1	2.2	160	7.6	0.9	48	27	21	220
328	5.38	2.73	0.76	0.45	3.14	0.12	5.3	2.2	185	4.1	1.1	54	30	24	250
425	5.73	2.45	0.79	0.49	2.49	0.22	4.8	2.2	155	9.8	1.1	50	37	13	260
526	5.59	2.34	0.70	0.36	2.36	0.18	4.3	2.1	160	4.1	1.0	50	27	23	240
828	5.86	1.71	0.59	0.28	1.83	0.15	3.0	1.8	131	6.4	1.2	25	19	6	195
927	5.52	1.94	0.63	0.31	2.02	0.19	3.4	1.8	125	6.4	1.3	44	28	16	190
1024	5.49	1.94	0.61	0.32	1.95	0.20	3.4	1.8	111	6.4	1.2	39	19	20	205
1123	5.55	1.96	0.60	0.31	1.92	0.19	3.4	1.8	140	5.3	1.1	49	27	22	215
1229	6.14	2.59	0.92	0.44	2.44	0.28	4.5	2.6	195	14.2	1.1	28	22	6	345

34.1 Nausta

116	5.89	1.56	0.59	0.27	1.45	0.26	2.7	1.1	62	12.0	2.0	46	44	2	123
213	5.78	2.03	0.63	0.35	2.38	0.23	4.1	1.3	76	10.9	1.0	33	25	8	125
313	6.01	2.93	1.36	0.51	2.91	0.49	5.4	1.9	210	27.2	1.8	48	47	1	295
417	6.13	2.45	0.81	0.42	2.69	0.31	5.5	1.6	24	20.7	1.2	34	32	2	84
424	6.24	2.55	0.92	0.42	2.58	0.38	5.3	1.4	41	31.4	1.5	41	37	4	140
501	6.33	2.33	0.85	0.39	2.72	0.34	4.8	1.4	11	27.2	1.3	39	33	6	96
508	5.80	1.83	0.54	0.28	1.96	0.23	3.4	1.2	80	13.1	1.5	42	35	7	145
515	5.89	1.81	0.57	0.29	1.97	0.24	3.5	1.2	47	14.2	1.3	37	28	9	105
522	6.30	2.64	0.96	0.37	2.17	1.07	4.5	1.4	88	49.3	2.5	35	32	3	585
529	5.69	1.41	0.37	0.21	1.49	0.17	2.6	0.9	61	7.6	1.3	43	34	9	117
605	5.68	1.37	0.36	0.20	1.36	0.16	2.5	1.0	58	7.6	1.1	37	22	15	110
619	5.69	2.07	0.31	0.17	1.16	0.13	2.0	0.9	71	5.3	1.1	30	22	8	131
815	6.07	0.84	0.30	0.12	0.85	0.16	1.3	0.8	34	9.8	0.8	10	<10	0	98
918	6.02	0.91	0.36	0.14	0.93	0.14	1.3	0.9	22	15.3	0.9	13	<10	3	81
1016	5.68	1.57	0.61	0.27	1.55	0.36	2.8	1.1	55	12.0	2.0	39	32	7	60
1106	5.41	1.53	0.31	0.22	1.48	0.21	2.6	1.1	55	4.1	1.7	48	36	12	126
1120	5.91	1.45	0.54	0.24	1.35	0.23	2.3	1.1	102	17.5	1.2	19	16	3	220
1218	5.93	1.19	0.42	0.21	1.12	0.17	1.8	1.1	102	14.2	1.2	35	30	5	147

34.5 Trodøla i Naustdal

102	5.49	1.73	0.37	0.25	1.72	0.17	3.2	1.2	77	2.9	0.9	35	25	10	117
109	5.63	1.75	0.43	0.27	1.92	0.22	3.3	1.4	80	2.9	1.3	43	34	9	132
116	5.50	1.59	0.35	0.25	1.72	0.18	3.0	1.1	42	2.9	1.6	43	39	4	96
123	5.54	1.66	0.36	0.26	1.75	0.19	3.1	1.2	86	0.0	1.1	36	23	13	126
130	5.60	1.76	0.38	0.25	1.89	0.19	3.2	1.2	90	5.3	0.8	27	23	4	131
210	5.47	2.07	0.45	0.33	2.31	0.23	4.2	1.3	77	2.9	1.2	36	25	11	123
213	5.57	2.04	0.44	0.33	2.32	0.23	4.2	1.2	87	6.4	0.9	29	21	8	123
220	5.56	1.96	0.43	0.30	2.24	0.21	4.0	1.3	89	7.6	0.8	37	17	20	143

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l
227	5.47	1.99	0.44	0.30	2.17	0.21	3.8	1.3	88	9.8	0.9	29	22	7	135
306	5.55	1.93	0.44	0.31	2.16	0.19	3.7	1.3	93	7.6	0.8	35	18	17	137
313	5.42	2.69	0.63	0.45	2.92	0.28	5.4	1.8	118	6.4	1.4	65	53	12	175
320	5.72	2.09	0.51	0.35	2.42	0.20	4.1	1.4	98	7.6	1.0	36	23	13	140
327	5.50	2.09	0.51	0.36	2.39	0.13	4.2	1.4	86	8.7	1.2	50	42	8	131
403	5.58	2.20	0.53	0.35	2.34	0.30	4.4	1.3	81	7.6	1.2	40	30	10	126
410	5.67	2.08	0.50	0.36	2.24	0.27	4.4	1.4	83	7.6	1.0	34	22	12	123
417	5.49	2.34	0.50	0.38	2.63	0.31	5.1	1.4	72	4.1	1.1	47	30	17	110
424	5.81	2.19	0.59	0.36	2.30	0.32	4.6	1.3	80	15.3	1.1	44	32	12	135
501	5.82	2.09	0.53	0.34	2.55	0.29	4.2	1.3	71	10.9	1.1	43	33	10	120
508	5.50	1.63	0.34	0.24	1.86	0.21	3.0	1.2	70	5.3	1.5	45	35	10	126
515	5.60	1.81	0.43	0.28	2.04	0.22	3.5	1.2	87	5.3	1.1	41	22	19	126
522	5.55	1.92	0.41	0.29	2.04	0.23	3.7	1.3	96	4.1	1.0	40	24	16	146
529	5.57	1.23	0.23	0.17	1.34	0.19	2.1	0.9	40	6.4	1.6	43	36	7	117
605	5.52	1.52	0.28	0.22	1.54	0.19	2.8	1.1	52	4.1	1.2	33	17	16	108
612	5.53	1.48	0.28	0.22	1.53	0.23	2.7	1.1	62	5.3	1.1	40	30	10	105
619	5.59	2.00	0.30	0.21	1.50	0.15	2.6	1.1	55	4.1	1.2	32	25	7	108
724	5.58	1.35	0.31	0.20	1.36	0.14	2.2	1.0	59	4.1	2.0	55	52	3	146
731	5.73	1.36	0.29	0.20	1.42	0.13	2.5	1.0	48	4.1	1.0	18	14	4	95
807	5.73	1.34	0.29	0.20	1.48	0.16	2.6	1.1	52	2.9	0.8	15	17	-2	105
815	5.80	1.36	0.30	0.21	1.55	0.18	2.5	1.0	67	5.3	1.1	25	11	14	132
821	5.84	1.40	0.32	0.21	1.52	0.18	2.6	1.0	64	7.6	1.0	20	13	7	122
828	5.64	1.39	0.30	0.22	1.50	0.15	2.4	1.1	66	7.6	1.8	46	39	7	143
904	5.66	1.41	0.34	0.22	1.59	0.19	2.6	1.1	72	5.3	0.7	20	14	6	126
911	5.91	1.38	0.32	0.20	1.59	0.20	2.6	1.1	59	9.8	0.6	20	11	9	102
918	5.76	1.43	0.35	0.23	1.59	0.19	2.7	1.1	63	10.9	0.7	15	11	4	99
924	5.47	1.72	0.55	0.30	1.65	0.27	2.9	1.1	45	9.8	4.3	85	72	13	175
1002	5.56	1.64	0.37	0.24	1.71	0.19	3.2	1.1	62	5.3	0.9	33	18	15	99
1009	5.33	1.71	0.36	0.25	1.78	0.24	3.1	1.0	60	2.9	1.4	41	32	9	117
1016	5.48	1.82	0.40	0.30	1.81	0.28	3.5	1.3	53	4.1	1.8	44	32	12	120
1023	5.59	1.76	0.33	0.27	1.79	0.24	3.3	1.1	54	6.4	1.2	29	23	6	105
1030	5.38	1.56	0.28	0.23	1.60	0.19	3.0	1.1	62	2.9	1.1	21	16	5	117
1113	5.39	1.61	0.35	0.24	1.67	0.18	2.9	1.1	75	2.9	0.9	25	15	10	114
1120	5.61	1.68	0.38	0.25	1.72	0.19	3.1	1.2	91	7.6	0.8	14	11	3	128
1127	5.49	1.08	0.24	0.16	1.05	0.15	1.5	0.8	34	5.1	2.1	54	46	8	117
1204	5.62	1.60	0.30	0.24	1.49	0.20	3.0	1.2	84	5.3	0.7	23	14	9	135
1211	5.48	1.21	0.25	0.18	1.13	0.20	1.7	1.1	69	6.4	1.9	52	46	6	147
1218	5.56	1.60	0.32	0.25	1.63	0.18	3.1	1.2	95	6.4	0.9	28	18	10	137
1227	5.58	1.65	0.40	0.26	1.61	0.22	3.1	1.4	108	6.4	0.7	30	22	8	155

45.1 Ekso

111	5.70	2.10	0.76	0.31	2.37	0.23	3.7	1.7	175	10.9	1.5	63	53	10	225
220	5.95	2.37	0.98	0.37	2.52	0.29	4.6	1.6	175	16.4	1.2	50	37	13	305
327	5.68	2.54	0.91	0.40	2.59	0.21	4.9	1.7	230	12.0	0.9	59	40	19	270
410	6.03	2.74	1.14	0.43	2.66	0.37	5.5	1.9	210	17.5	0.8	43	32	11	250
424	5.95	2.49	0.96	0.38	2.36	0.37	4.9	1.7	165	18.6	1.2	62	52	10	245

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

503	6.06	2.46	1.01	0.38	2.60	0.33	4.8	1.8	190	16.4	1.2	46	47	<1	250
508	5.92	2.37	0.90	0.35	2.47	0.27	4.4	1.8	210	13.1	1.1	57	46	11	270
515	5.42	2.33	0.62	0.34	2.50	0.22	4.5	1.7	200	2.9	0.8	62	32	30	230
523	5.91	2.20	0.85	0.32	2.17	0.29	4.1	1.8	175	15.3	1.2	50	37	13	245
529	5.81	1.71	0.60	0.25	1.69	0.21	3.0	1.4	135	9.8	1.0	41	30	11	190
606	5.77	1.38	0.42	0.20	1.30	0.17	2.2	1.2	108	8.7	0.9	37	22	15	149
613	5.85	1.10	0.41	0.17	1.03	0.11	1.7	1.0	80	9.8	0.7	32	25	7	125
816	6.13	0.75	0.34	0.10	0.67	0.14	0.8	0.8	57	12.0	1.1	10	11	<1	141
924	5.55	1.21	0.41	0.18	1.10	0.22	1.9	0.8	63	8.7	2.2	52	55	-3	185
1018	5.65	1.27	0.58	0.20	1.21	0.28	2.2	1.2	62	10.9	1.9	53	43	10	140
1115	5.96	1.38	0.72	0.22	1.24	0.22	1.9	1.4	149	16.4	1.3	31	25	6	205
1213	5.87	0.93	0.37	0.14	0.75	0.17	1.1	1.0	113	10.9	1.2	40	30	10	180

46.1 Modalselva

118	5.42	1.44	0.41	0.21	1.48	0.17	2.3	1.2	146	0.0	1.1	57	37	20	185
213	5.57	1.86	0.59	0.27	1.96	0.23	3.2	1.3	220	6.4	0.6	46	18	28	260
315	5.52	1.65	0.47	0.24	1.67	0.15	2.9	1.2	175	5.3	0.6	50	18	32	205
323	5.21	1.89	0.42	0.25	1.93	0.14	3.3	1.3	135	0.0	1.3	77	53	24	180
418	5.22	2.65	0.61	0.38	2.95	0.24	5.6	1.5	137	0.0	1.5	99	54	45	200
424	5.57	1.97	0.60	0.28	1.92	0.30	3.7	1.4	190	7.6	1.0	60	32	28	240
503	5.44	1.85	0.44	0.26	1.82	0.22	3.2	1.3	165	5.3	0.7	56	25	31	215
509	5.47	1.64	0.44	0.22	1.55	0.19	2.9	1.2	155	5.3	0.5	48	14	34	205
522	5.72	2.26	0.85	0.31	2.09	0.39	3.8	1.6	330	12.0	0.5	57	24	33	380
529	5.42	1.84	0.45	0.26	1.83	0.22	3.3	1.2	180	1.7	0.7	64	21	43	230
606	5.29	1.95	0.36	0.27	1.78	0.21	3.5	1.3	205	0.0	0.7	79	17	62	240
620	5.32	1.67	0.30	0.22	1.62	0.17	2.8	1.2	170	0.0	0.4	50	16	34	210
717	5.56	0.95	0.18	0.12	0.85	0.10	1.4	0.8	98	1.7	0.5	38	16	22	126
814	5.75	0.77	0.20	0.09	0.75	0.10	1.1	0.7	77	2.9	0.5	10	<10	0	126
918	5.77	0.70	0.25	0.09	0.66	0.10	0.9	0.7	79	6.4	0.5	10	<10	0	111
1016	5.54	1.18	0.31	0.16	1.07	0.19	1.9	0.9	102	5.3	0.7	33	16	17	175
1120	5.65	1.16	0.42	0.16	1.02	0.20	1.8	1.0	116	7.6	0.7	23	13	10	180
1218	5.57	1.05	0.27	0.15	0.86	0.15	1.5	0.9	121	5.3	0.6	39	21	18	165

57.3 Gaula v/Eldalen

117	5.69	1.50	0.57	0.23	1.55	0.29	3.0	1.2	133	8.7	2.1	68	64	4	270
215	5.75	1.88	0.69	0.28	1.95	0.41	3.4	1.4	130	12.0	1.3	55	44	11	330
418	5.89	2.23	0.85	0.34	2.10	0.41	4.2	1.6	168	16.4	1.3	57	45	12	385
515	5.43	1.83	0.48	0.26	1.78	0.20	3.3	1.2	115	2.9	1.1	62	28	34	150
618	5.38	1.21	0.23	0.15	1.14	0.12	2.0	0.9	92	2.9	0.7	36	17	19	143
822	5.94	0.80	0.24	0.09	0.69	0.21	1.1	0.7	53	9.8	0.7	15	11	4	235
925	5.62	0.86	0.29	0.11	0.77	0.13	1.2	0.7	53	6.4	1.0	37	19	18	117
1025	5.33	1.13	0.32	0.16	1.00	0.16	1.8	0.8	67	2.9	1.3	50	28	22	128
1128	5.59	0.98	0.40	0.14	0.83	0.15	1.3	0.9	91	5.3	1.4	48	35	13	143
1228	5.91	1.20	0.53	0.17	0.91	0.19	1.7	1.5	121	14.2	1.0	35	28	7	230

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

77.2 Øyensåa

115	6.17	3.91	1.06	0.73	5.31	0.17	8.8	1.7	15	25.0	4.0	61	61	0	114
214	6.16	4.30	1.23	0.82	5.82	0.20	9.8	1.9	18	31.4	4.1	57	55	2	140
314	6.26	4.76	1.34	0.85	6.21	0.18	10.8	2.0	24	42.0	3.7	43	43	0	150
418	6.08	5.42	1.29	0.98	7.14	0.38	13.0	2.3	19	29.3	3.5	60	60	0	130
502	5.87	5.11	1.07	0.88	7.14	0.35	11.9	2.1	22	22.9	3.9	57	60	-3	135
507	5.95	4.06	0.94	0.68	5.43	0.31	9.5	1.9	33	22.9	3.6	50	52	-2	149
515	5.91	3.54	0.79	0.58	4.73	0.26	7.9	1.7	38	20.7	3.5	55	45	10	129
522	5.87	3.17	0.69	0.49	4.07	0.25	6.9	1.6	24	22.9	3.9	64	62	2	155
529	5.90	2.78	0.63	0.42	3.64	0.23	5.8	1.3	16	24.0	3.6	50	52	-2	137
606	6.14	2.31	0.56	0.35	2.92	0.18	4.8	1.2	12	27.2	3.2	47	47	0	116
613	6.18	2.16	0.60	0.36	2.93	0.17	4.2	1.1	7	27.2	3.0	50	48	2	114
816	6.21	2.29	0.71	0.39	2.99	0.14	4.2	1.0	<1	33.5	5.4	54	49	5	146
1015	6.08	2.93	0.94	0.57	3.71	0.22	6.2	1.3	12	33.5	5.7	63	67	-4	170
1114	5.94	3.48	1.00	0.67	4.38	0.21	7.6	1.4	15	22.9	5.6	61	64	-3	160
1214	6.00	3.48	0.95	0.64	4.05	0.13	7.8	1.5	17	26.1	4.8	62	65	-3	140

90.1**Aurdøla**

126	6.22	1.45	1.51	0.22	0.72	0.12	0.6	2.4	48	38.8	3.2	68	61	7	185
417	6.39	1.56	1.63	0.24	0.77	0.15	0.7	2.8	103	48.3	2.9	50	45	5	230
514	6.09	1.27	1.25	0.20	0.70	0.16	0.5	2.1	51	32.5	3.8	80	66	14	185
619	6.17	1.88	1.06	0.17	0.62	0.16	0.5	2.0	19	25.0	3.7	77	53	24	170
815	6.48	1.41	1.11	0.18	1.00	0.30	1.0	1.9	4	40.9	3.7	50	41	9	350
914	6.11	1.31	1.08	0.17	0.69	0.22	0.5	1.9	17	37.8	3.2	59	53	6	210
1016	6.25	1.12	1.08	0.18	0.65	0.15	0.4	1.9	25	29.3	3.1	59	50	9	165
1114	6.19	1.26	1.24	0.19	0.61	0.15	0.5	2.0	27	35.7	3.1	50	41	9	155
1216	6.39	1.42	1.45	0.23	0.71	0.15	0.6	2.5	38	39.9	3.4	58	53	5	175

"100 sjøer" 1995

Kom m	Vann	Navn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Aik	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
					m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
101	605	Holvatn	1020	5.04	4.94	1.31	0.82	4.98	0.36	7.9	6.5	185	0.0	3.8	191	45	146	370
105	501	Isebakk tjern	1020	5.39	5.17	2.28	1.06	4.92	0.74	7.1	7.2	71	21.8	12.7	320	215	105	510
118	502	Breitjern	1020	4.71	3.83	0.78	0.56	3.10	0.30	5.2	4.8	115	0.0	5.8	298	116	182	380
137	501	Ravnsjøen	1020	5.49	3.98	1.39	0.69	4.07	0.35	5.9	6.0	86	6.4	2.7	158	63	95	245
221	605	St.Lyseren	1020	5.51	2.49	1.24	0.48	1.83	0.35	2.5	5.0	90	7.6	3.0	178	54	124	250
221	607	Holvatn	1020	5.37	2.65	1.44	0.54	1.91	0.41	2.6	4.4	81	9.8	7.7	174	134	40	335
301	605	Langvatn	1015	5.77	1.64	1.11	0.25	1.22	0.19	1.3	3.4	38	12.0	2.9	79	39	40	230
402	604	Storbørja	1020	5.31	1.85	1.11	0.40	1.13	0.24	1.2	2.9	66	12.0	9.8	151	124	27	330
418	601	Nøklevatn	1020	4.98	1.54	0.71	0.23	0.84	0.19	0.9	2.4	99	0.0	6.4	122	80	42	285
418	603	Skurvsjøen	920	4.91	1.58	0.62	0.22	0.85	0.13	0.8	2.5	20	0.0	8.9	206	135	71	270
423	601	Meitsjøen	1020	5.06	1.90	1.19	0.39	0.98	0.24	1.1	3.1	55	5.3	11.3	173	132	41	330
429	601	Holmsjøen	920	5.54	1.08	0.88	0.15	0.53	0.17	0.5	2.2	7	9.8	4.5	43	40	3	210
512	601	Svartdalsvtn	921	6.18	0.42	0.35	0.05	0.25	0.12	0.4	0.6	21	14.2	0.2	<10	<10	0	45
604	608	Ø.Jerpetjern	1019	4.93	3.51	1.21	0.18	4.29	0.18	6.3	2.8	50	0.0	6.5	283	112	171	280
615	604	Langtjern	915	5.07	1.29	0.92	0.16	0.52	0.09	0.6	2.1	6	0.0	8.4	183	126	57	250
615	604	Langtjern	921	5.14	1.36	0.98	0.16	0.56	0.08	0.6	2.1	8	2.9	8.0	185	120	65	250
620	502	St.Krækkja	1012	6.20	0.70	0.62	0.07	0.43	0.09	0.8	0.9	37	18.6	0.4	<10	<10	0	77
623	603	Breidlivatn	1020	4.87	1.42	0.38	0.13	0.68	0.12	0.8	2.4	9	0.0	4.6	238	74	164	235
631	607	Skakk tjern	1020	4.70	1.71	0.84	0.17	0.49	0.11	0.5	1.9	17	0.0	11.4	156	129	27	315
713	601	St.Øyvtn	1019	5.29	1.87	1.20	0.30	1.16	0.20	1.5	3.3	111	9.8	6.2	134	103	31	340
807	601	Harvedalsvtn	1019	4.64	1.68	0.23	0.15	0.47	0.15	0.8	2.6	146	0.0	1.2	124	19	105	240
817	607	Måvatn	1019	4.69	2.10	0.57	0.15	0.76	0.09	1.2	3.3	310	0.0	0.5	202	<10	192	385
819	501	Ned.Furovatn	1019	4.82	1.69	0.91	0.21	0.72	0.16	0.9	2.4	47	0.0	8.7	198	150	48	295
822	501	Tveitvatn	1019	4.98	1.88	1.06	0.24	0.93	0.15	1.4	3.0	136	0.0	5.8	144	92	52	360
827	601	Heddersvatn	1020	5.84	0.81	0.61	0.11	0.33	0.14	0.6	1.5	145	9.8	0.7	18	11	7	170
830	11	Dyrvatn	1020	4.96	1.32	0.38	0.10	0.51	0.07	0.9	2.1	185	0.0	1.1	154	11	143	225
830	24	Breilivatn	1019	4.84	1.36	0.32	0.12	0.64	0.08	0.9	1.9	90	0.0	3.1	101	37	64	235
831	501	Brårvatn	1020	5.79	1.11	0.48	0.14	0.63	0.09	1.1	1.7	140	0.0	0.6	77	11	66	175
833	603	Skurevatn	918	5.40	0.81	0.31	0.09	0.53	0.05	0.8	1.0	144	0.0	0.3	58	<10	48	160
834	614	Stavsvatn	918	6.00	0.87	0.76	0.10	0.42	0.08	0.5	1.5	47	18.6	1.0	65	22	43	113
914	501	Sandvatn	1101	4.90	2.93	0.83	0.43	2.25	0.30	3.4	4.1	115	0.0	6.1	210	113	97	430
919	606	Hundevtn	1019	4.81	2.73	0.69	0.42	1.90	0.24	3.0	3.8	215	0.0	4.1	168	62	106	395
926	601	Furekjerrtjn	1018	4.83	6.09	2.04	1.13	4.98	0.78	7.9	10.9	113	0.0	5.3	209	127	82	345
935	7	Grunnevatn	1018	4.96	2.90	0.79	0.36	2.31	0.21	4.1	3.7	65	0.0	3.2	159	59	100	285
938	66	Grimsdvatn	1101	4.76	1.80	0.33	0.14	0.87	0.09	1.4	2.2	59	0.0	3.7	168	63	105	245
940	501	Tjurrmonvatn	1021	5.10	1.15	0.28	0.12	0.89	0.05	1.3	1.4	25	0.0	2.3	109	50	59	146
940	502	Myklevatn	1021	5.14	1.09	0.38	0.12	0.67	0.05	1.1	1.2	46	0.0	2.4	90	53	37	146
941	24	Bånevatn	919	5.28	0.90	0.21	0.09	0.69	0.07	1.2	0.8	106	0.0	0.2	40	<10	30	126
1004	13	St.Eitlandsvt	1018	4.83	3.24	0.44	0.40	3.08	0.15	5.6	2.8	245	0.0	0.5	137	7	130	290
1004	15	Botnevatn	1102	4.91	5.60	0.84	0.74	6.01	0.31	11.2	4.1	360	0.0	1.1	203	11	192	385
1014	8	HøvårdsI.vtn	1018	4.73	3.26	0.77	0.33	2.43	0.29	4.0	3.6	105	0.0	5.5	210	97	113	365
1014	12	Songevtn	1018	5.27	3.50	1.44	0.55	3.03	0.64	5.4	4.0	155	8.7	6.1	163	111	52	460

Kom m	Vann	Navn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
					m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
1014	25	Drivnesvatn	1018	5.00	3.53	1.16	0.49	3.06	0.37	5.2	4.4	146	0.0	4.4	171	89	82	440
1018	4	Kleivsetvatn	1018	5.00	4.34	1.33	0.61	4.02	0.39	7.3	4.6	230	0.0	4.7	229	109	120	430
1021	14	Homestadvatn	1018	4.71	4.04	0.59	0.45	3.39	0.20	6.7	3.9	200	0.0	1.1	179	13	166	340
1026	210	Stigebottsvt	1021	4.84	1.43	0.20	0.12	0.85	0.08	1.4	1.3	76	0.0	2.3	88	32	56	190
1032	14	Troldevatn	1018	4.56	3.89	0.36	0.40	3.22	0.16	5.8	2.9	370	0.0	1.0	180	15	165	460
1034	19	l.Espel.vatn	1018	4.80	2.93	0.66	0.31	2.73	0.17	4.3	2.8	104	0.0	4.9	177	89	88	295
1037	8	Trollselvatn	1101	4.69	2.44	0.25	0.23	1.73	0.10	2.8	2.0	98	0.0	4.9	96	71	25	315
1037	17	Heievatn	1101	4.57	2.63	0.35	0.23	1.65	0.08	2.6	2.1	92	0.0	5.6	150	115	35	285
1037	21	Solbjørvatn	1018	4.71	3.48	0.53	0.43	3.42	0.15	5.6	3.3	67	0.0	4.4	143	48	95	345
1046	106	Raudåvatn	1021	4.98	1.51	0.25	0.17	1.22	0.08	2.1	1.2	98	0.0	1.9	83	37	46	190
1046	111	Skreppevatn	1021	5.09	1.10	0.20	0.10	0.77	0.06	1.4	1.1	94	0.0	1.1	88	17	71	150
1046	541	Storevatn	919	5.09	0.96	0.16	0.09	0.63	0.04	1.1	0.9	135	0.0	-0.2	56	<10	46	155
1101	43	Glypstadvatn	1101	5.04	4.81	1.06	0.78	4.58	0.40	9.0	3.7	470	0.0	0.5	123	<10	113	550
1101	47	Brannaldsvtn	1101	4.84	5.94	0.60	0.83	6.03	0.24	11.8	4.0	415	0.0	0.7	55	15	40	515
1111	3	Ljosvatn	1101	4.76	5.06	0.53	0.62	4.90	0.21	9.4	3.6	395	0.0	0.5	268	30	238	485
1111	23	Måkevatn	1101	4.72	5.46	0.57	0.69	5.11	0.24	9.9	4.0	515	0.0	0.7	322	27	295	650
1112	13	Sandvatn	1101	4.83	3.20	0.37	0.40	2.87	0.19	5.4	2.7	185	0.0	1.7	173	47	126	285
1112	15	Gjuvvatn	1101	4.83	3.36	0.34	0.41	3.01	0.14	5.7	2.7	230	0.0	0.6	189	15	174	310
1112	38	Haukelandsvt	1018	4.81	2.89	0.33	0.35	2.75	0.14	4.8	2.5	145	0.0	2.0	139	41	98	275
1119	602	Homsevatn	1101	4.78	5.28	0.65	0.71	5.35	0.24	10.3	3.8	360	0.0	0.8	231	11	220	455
1154	601	Røyrvatn	1103	5.02	2.04	0.35	0.27	1.81	0.11	3.2	1.7	97	0.0	1.4	70	36	34	180
1211	601	Vaulavatn	1103	5.41	1.10	0.26	0.14	0.91	0.12	1.6	0.9	93	0.0	0.3	19	<10	9	119
1222	502	Ø. Steindalsv.	1031	5.40	2.82	0.65	0.41	3.22	0.21	5.4	2.0	89	0.0	2.5	73	50	23	205
1242	601	Oddmundalsvt	916	5.32	0.62	0.09	0.06	0.43	0.03	0.8	0.5	65	0.0	-0.2	13	<10	3	93
1252	601	Steinavatn	916	5.78	0.77	0.30	0.10	0.78	0.09	1.1	1.0	15	8.7	1.2	40	27	13	90
1256	601	Storavatn	1031	5.66	5.09	1.13	0.86	6.71	0.52	10.8	3.4	160	10.9	2.9	54	48	6	285
1263	601	Bråtevatn	1031	5.01	2.05	0.16	0.25	1.94	0.13	3.3	1.3	119	0.0	0.6	63	13	50	160
1401	501	Langevatn	1030	5.17	2.17	0.41	0.32	2.28	0.12	4.0	1.4	144	0.0	0.6	25	13	12	205
1418	601	Nystølvatn	916	5.55	0.73	0.16	0.07	0.59	0.06	1.0	0.7	75	2.9	0.2	23	<10	13	89
1429	601	Skardsvatn	1030	5.20	1.83	0.27	0.25	1.77	0.16	3.0	1.1	29	0.0	2.4	42	32	10	135
1443	501	Movatn	917	6.12	0.76	0.24	0.11	0.84	0.07	1.2	0.7	8	14.2	0.9	23	19	4	59
1502	602	Lundalsvatn	1029	6.42	2.57	0.72	0.51	3.12	0.34	5.5	1.0	6	28.2	2.7	37	37	0	116
1511	601	Blæjevatn	917	6.19	1.93	0.61	0.28	2.31	0.15	3.8	1.6	56	13.1	0.3	10	<10	0	71
1630	601	Grovlivatn	919	5.51	3.41	0.44	0.53	4.63	0.19	7.7	1.7	26	9.8	3.5	71	59	12	123
1630	603	Skjerivatn	919	5.96	2.62	0.45	0.43	3.46	0.16	5.9	1.5	34	13.1	1.1	21	15	6	89
1640	603	Tufsingen	920	6.48	1.05	0.69	0.25	0.75	0.23	0.7	1.3	31	39.9	1.5	15	14	1	104
1725	601	Bjørfarvatn	919	5.60	3.36	0.39	0.53	4.37	0.18	7.7	1.6	34	7.6	2.7	49	41	8	126
1740	601	Lindsetvatn	919	5.61	1.12	0.17	0.16	1.26	0.06	2.2	0.7	47	2.9	0.3	13	<10	3	65
1740	602	Storgåsvatn	919	5.84	1.50	0.31	0.23	1.83	0.11	3.1	0.8	33	8.7	1.0	29	22	7	83
1742	501	Grytsjøen	919	5.86	1.26	0.40	0.21	1.50	0.06	2.0	0.6	<1	19.7	4.8	71	66	5	165
1840	601	Kjemåvatn	1002	6.03	0.87	0.32	0.12	1.03	0.09	1.6	0.7	4	17.5	0.5	13	11	2	35
1845	601	Tennvatn	1025	5.65	1.58	0.31	0.23	1.63	0.21	3.1	0.9	20	9.8	2.2	25	21	4	107
1850	603	Kjerrvatn	1025	5.88	2.82	0.61	0.45	3.52	0.35	6.1	1.6	16	18.6	2.3	63	48	15	99
1859	601	Storvatn	914	5.98	5.31	0.64	0.94	7.80	0.27	13.2	2.8	37	13.1	0.9	21	15	6	101
1927	501	Kapervann	928	6.27	1.21	0.22	0.15	1.62	0.11	2.2	1.0	<1	20.7	1.0	29	19	10	45
1939	602	St.rassajavr	928	6.01	0.57	0.25	0.08	0.46	0.13	0.9	0.4	<1	8.7	1.5	<10	<10	0	87

Komm	Vann	Navn	Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
					m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
2002	501	Oksevatn	920	6.48	4.73	0.86	0.97	6.01	0.26	10.4	3.1	19	30.4	1.1	<10	<10	0	104
2003	501	Andersbyvatn	920	7.06	3.81	1.62	1.61	3.22	0.25	5.0	2.9	<1	139.4	2.8	<10	<10	0	135
2030	501	Bårjasjavri	918	6.49	2.01	1.09	0.41	1.73	0.16	2.6	2.7	<1	36.7	2.0	10	<10	0	110
2030	502	Fiskvatn	918	6.49	2.15	1.30	0.43	1.81	0.14	3.0	2.7	4	35.7	1.6	39	22	17	80
2030	503	Skaidejavri	918	5.89	1.74	0.67	0.33	1.72	0.10	3.0	2.2	26	12.0	0.7	15	11	4	68
2030	504	Råtjern	918	5.89	1.88	0.72	0.35	1.78	0.14	3.1	2.5	4	15.3	0.9	10	11	<1	62
2030	603	Otervatnet	918	6.26	2.75	1.35	0.77	2.22	0.19	3.0	5.4	<1	33.5	2.9	10	11	<1	155
2030	607	St.valvatnet	918	6.44	3.23	1.36	0.73	3.03	0.28	4.9	4.8	22	31.4	1.2	13	<10	3	92
2030	612	L.Djupvatnet	918	5.39	3.17	1.02	0.64	2.98	0.20	5.1	5.1	4	1.7	0.5	29	<10	19	62
2030	614	Langvatnet	918	6.11	3.22	1.31	0.70	3.27	0.20	5.4	4.3	4	24.0	2.8	37	27	10	117
2030	619	Følvatnet	918	6.54	1.74	1.23	0.38	1.13	0.22	1.5	3.2	<1	44.1	2.1	<10	<10	0	116
2030	621	St.Abborvatn	918	6.54	1.58	1.00	0.40	1.09	0.30	1.3	2.5	4	49.3	2.6	<10	<10	0	129
2030	622	Abborvatnet	918	6.60	1.87	1.33	0.43	1.33	0.28	1.9	2.5	<1	60.8	2.8	10	<10	0	150
2030	624	Ulekristajav	918	6.29	1.64	1.01	0.33	1.28	0.15	1.8	2.6	4	27.2	1.7	15	<10	5	86
2030	625	Holmvatnet	918	6.30	2.56	1.22	0.51	2.43	0.22	4.2	3.3	10	28.2	1.3	15	<10	5	78
2030	630	Vegvatnet	918	6.72	2.48	1.66	0.59	1.98	0.20	3.0	3.5	4	66.1	2.2	20	<10	10	102

Østlandet kommune 100-799

Sørlandet kommune 800-1099

Vestlandet kommune 1100-1499

Midt-Norge kommune 1500-1799

Nord-Norge kommune 1800-2099

Feltforskningsstasjoner 1995

Birkenes (BIE01)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
102	4.58	3.57	0.77	0.30	2.80	0.05	4.3	4.8	73	0.0	4.6	466	164	302	210
109	4.67	3.61	0.91	0.31	2.92	0.09	4.5	5.0	130	0.0	4.0	448	127	321	270
116	4.68	3.41	0.88	0.30	3.05	0.07	4.4	4.9	117	0.0	3.9	469	139	330	250
123	4.43	4.46	0.78	0.40	3.22	0.12	6.4	4.3	140		4.4	562	157	405	270
130	4.67	3.80	0.95	0.35	3.62	0.10	5.7	5.0	107	0.0	3.7	460	126	334	230
206	4.56	4.02	0.81	0.35	3.06	0.09	6.0	4.2	111	0.0	4.1	484	147	337	250
213	4.63	3.86	0.97	0.36	3.44	0.11	5.8	4.7	112	0.0	3.2	495	123	372	250
220	4.58	3.79	0.67	0.31	2.86	0.09	5.1	4.2	93	0.0	4.0	481	131	350	220
227	4.57	3.98	0.76	0.32	2.92	0.11	5.2	4.6	94	0.0	3.9	496	128	368	210
306	4.61	3.92	0.83	0.32	2.94	0.10	5.1	4.5	114	0.0	3.5	480	114	366	250
313	4.61	3.83	0.99	0.35	3.09	0.08	5.2	4.6	165	0.0	3.6	488	122	366	285
320	4.55	4.25	0.83	0.38	3.43	0.09	6.1	4.6	190	0.0	3.7	262	125	137	325
327	4.52	4.16	0.79	0.37	3.44	0.07	6.0	4.4	133	0.0	4.1	552	143	409	265
403	4.54	3.97	0.74	0.34	3.13	0.15	5.6	4.2	122	0.0	3.9	532	153	379	255
410	4.62	3.81	0.77	0.33	2.89	0.12	5.3	4.4	112	0.0	3.9	486	134	352	235
417	4.73	3.56	0.75	0.29	3.08	0.10	4.7	4.5	110	0.0	4.1	449	125	324	245
424	4.65	3.37	0.71	0.27	2.47	0.10	4.3	4.3	139	0.0	4.4	465	173	292	280
501	4.77	3.34	0.89	0.29	2.70	0.10	4.3	4.5	112	0.0	4.0	408	123	285	255
508	4.80	3.31	1.04	0.30	2.73	0.09	4.4	4.5	125	0.0	3.7	379	106	273	265
515	4.72	3.21	0.80	0.28	2.59	0.07	4.1	4.5	70	0.0	4.3	386	128	258	190
522	4.83	3.25	0.98	0.30	2.71	0.08	4.4	4.5	66	0.0	3.5	385	111	274	195
529	4.67	3.07	0.82	0.25	2.48	0.10	3.8	4.0	60	0.0	6.0	347	152	195	260
605	4.86	3.16	1.09	0.31	2.76	0.10	4.4	4.4	36	0.0	4.3	295	102	193	200
612	4.68	3.20	0.64	0.25	2.43	0.03	3.2	4.3	38	0.0	6.5	425	206	219	220
619	4.66	3.05	0.64	0.22	2.42	0.03	3.1	4.3	27	0.0	6.4	432	183	249	200
724	4.89	3.29	1.40	0.31	2.82	0.17	4.8	3.8	52	0.0	10.4	342	196	146	410
731	4.90	3.29	1.29	0.31	3.11	0.15	4.9	3.6	12	0.0	11.3	353	207	146	470
807	4.93	3.29	1.40	0.31	3.32	0.18	5.1	3.2	5	0.0	21.1	437	350	87	870
814	5.08	3.26	1.43	0.32	3.30	0.19	5.1	2.8	4	10.9	23.9	470	373	97	930
821	5.12	3.27	1.54	0.35	3.42	0.23	5.3	2.5	9	19.7	28.5	468	440	28	1080
828	5.34	3.28	1.79	0.39	3.48	0.35	5.3	1.9	9	47.2	37.5	624	608	16	1310
904	5.27	2.73	1.46	0.32	2.74	0.43	4.1	1.7	36	25.0	28.4	416	404	12	1100
911	4.39	4.45	0.96	0.36	2.83	0.14	4.7	6.1	154		8.9	520	188	332	455
918	4.49	3.48	0.68	0.25	2.62	0.06	3.2	5.2	24		7.8	469	213	256	230
925	4.58	3.65	0.86	0.30	2.85	0.10	4.0	5.3	40	0.0	6.8	478	201	277	225
1002	4.71	3.56	0.96	0.29	2.96	0.17	4.2	5.2	47	0.0	5.2	425	162	263	215
1009	4.51	3.58	0.76	0.25	2.91	0.08	4.2	4.6	34	0.0	6.2	443	171	272	205
1016	4.67	3.51	0.95	0.29	2.93	0.09	4.5	4.9	72	0.0	5.1	389	143	246	235
1023	4.57	3.51	0.82	0.29	2.83	0.09	4.4	4.2	74	0.0	6.8	428	173	255	280
1030	4.65	3.48	0.80	0.28	2.98	0.08	4.5	4.5	57	0.0	5.4	413	153	260	235
1106	4.81	3.50	0.91	0.30	3.02	0.06	4.6	4.6	80	0.0	4.4	386	130	256	235
1113	4.75	3.58	1.04	0.31	3.10	0.07	4.7	4.7	96	0.0	4.0	375	116	259	255
1120	4.92	3.59	1.14	0.34	3.29	0.08	5.1	5.2	139	0.0	3.8	364	105	259	265

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
1127	4.78	3.67	0.95	0.31	3.00	0.07	4.8	4.8	190	0.0	4.7	396	129	267	345
1204	4.76	3.59	0.94	0.32	2.89	0.06	4.8	4.7	127	0.0	4.4	422	134	288	295
1211	4.74	3.73	0.93	0.35	3.08	0.08	5.1	4.7	200	0.0	4.4	432	131	301	360
1218	4.81	3.84	1.03	0.36	3.21	0.06	5.4	5.1	140	0.0	3.8	427	121	306	280
1225	4.95	3.92	1.26	0.38	3.24	0.11	5.6	5.4	155	0.0	3.7	417	107	310	320

Storgama (STE01)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
105	4.58	2.08	0.64	0.12	0.93	0.02	1.2	2.5	125	0.0	5.1	172	112	60	295
112	4.64	1.96	0.58	0.12	0.93	0.03	1.2	2.6	124	0.0	4.8	171	112	59	300
119	4.52	2.29	0.59	0.14	0.98	0.03	1.5	2.7	175		4.3	165	105	60	365
126	4.65	1.97	0.68	0.14	1.10	0.05	1.3	2.7	143	0.0	4.7	167	103	64	325
201	4.62	4.07	0.66	0.15	1.05	0.04	1.4	2.6	143	0.0	4.5	178	115	63	330
207	4.69	2.12	0.64	0.14	1.16	0.04	1.6	2.6	185	0.0	4.4	165	109	56	386
214	4.69	2.09	0.68	0.15	1.18	0.03	1.6	2.6	180	0.0	4.1	179	109	70	365
220	4.72	2.18	0.69	0.14	1.11	0.03	1.8	2.6	180	0.0	4.2	165	93	72	360
227	4.66	3.01	0.68	0.14	1.12	0.04	1.7	2.6	165	0.0	4.5	170	105	65	340
306	4.79	2.07	0.67	0.14	1.09	0.05	1.7	2.5	140	0.0	4.7	187	107	80	385
314	4.87	1.85	0.70	0.15	1.07	0.05	1.6	2.4	131	0.0	5.4	190	128	62	400
320	5.00	1.82	0.91	0.14	1.11	0.04	1.8	2.4	138	0.0	7.2	234	144	90	530
327	4.66	2.89	1.01	0.22	1.60	0.09	2.5	3.8	385	0.0	4.5	225	102	123	620
404	4.61	2.83	0.96	0.21	1.56	0.11	2.4	3.5	310	0.0	4.2	225	105	120	535
410	4.59	2.85	0.92	0.21	1.56	0.11	2.6	3.7	315	0.0	4.3	211	99	112	515
418	4.55	2.75	0.71	0.19	1.35	0.17	2.3	3.1	365	0.0	3.6	160	82	78	570
425	4.55	2.50	0.52	0.16	1.07	0.26	1.8	2.5	275	0.0	4.3	146	100	46	490
502	4.64	1.96	0.41	0.11	0.90	0.13	1.4	2.1	167	0.0	4.1	123	85	38	370
508	4.75	1.37	0.25	0.07	0.56	0.07	0.9	1.2	118	0.0	2.8	79	63	16	240
517	4.77	1.28	0.26	0.07	0.48	0.05	0.9	1.2	83	0.0	2.6	83	55	28	205
524	4.87	1.20	0.29	0.07	0.47	0.05	0.8	1.3	58	0.0	2.6	108	53	55	195
530	4.70	1.35	0.29	0.07	0.56	0.06	0.8	1.3	41	0.0	4.2	93	71	22	250
606	4.86	1.18	0.33	0.07	0.58	0.04	1.0	1.4	4	0.0	4.2	95	60	35	185
613	4.82	1.27	0.34	0.07	0.54	0.04	0.8	1.4	3	0.0	4.6	111	83	28	225
620	4.78	1.30	0.28	0.06	0.48	<0.02	0.7	1.3	7	0.0	5.2	121	82	39	215
717	5.93	1.12	1.01	0.08	0.71	0.15	0.7	1.8	49	12.0	6.3	89	74	15	390
724	5.18	1.05	0.53	0.08	0.58	0.03	0.8	1.7	5	0.0	4.6	92	54	38	250
801	4.97	1.13	0.40	0.08	0.61	0.02	0.8	1.9	5	0.0	3.6	93	46	47	265
808	4.99	1.11	0.40	0.08	0.60	0.03	0.8	1.9	4	0.0	3.6	81	32	49	265
815	5.01	1.16	0.42	0.08	0.61	0.03	0.8	1.9	<1.0	0.0	3.3	72	23	49	230
821	5.01	1.19	0.43	0.08	0.68	0.03	0.8	2.0	5	0.0	3.5	72	18	54	220
829	4.99	1.22	0.44	0.09	0.70	0.03	1.0	2.1	4	0.0	3.2	79	24	55	245
906	4.62	1.76	0.48	0.09	0.58	0.09	0.8	2.3	30	0.0	6.2	128	72	56	370
912	4.56	1.93	0.51	0.10	0.68	0.07	0.8	2.5	43	0.0	6.8	146	93	53	345

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	I AI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
919	4.60	1.67	0.48	0.09	0.56	0.05	0.6	2.2	23	0.0	6.3	158	106	52	250
927	4.63	1.77	0.53	0.10	0.66	0.07	0.9	2.3	23	0.0	5.3	172	103	69	240
1003	4.65	1.71	0.53	0.09	0.65	0.06	0.9	2.2	27	0.0	5.5	166	100	66	230
1010	4.69	1.76	0.53	0.11	0.72	0.04	0.9	2.1	55	0.0	5.6	162	100	62	295
1012	4.67	1.73	0.57	0.11	0.72	0.05	1.0	2.3	96	0.0	4.9	159	86	73	335
1017	4.71	1.76	0.57	0.11	0.67	0.05	1.0	2.3	80	0.0	5.4	162	103	59	295
1031	4.85	1.71	0.58	0.11	0.73	0.05	1.0	2.4	107	0.0	5.2	159	95	64	335
1107	4.82	1.90	0.66	0.13	0.78	0.04	1.0	2.5	123	0.0	5.2	166	88	78	335
1115	4.59	2.32	0.79	0.14	0.94	0.05	1.2	3.0	147	0.0	5.9	227	111	116	390
1121	4.65	2.52	0.92	0.16	1.08	0.06	1.4	3.5	170	0.0	6.3	246	122	124	440
1128	4.66	2.22	0.69	0.14	0.81	0.05	1.1	2.9	210	0.0	5.0	177	88	89	475
1205	4.69	2.13	0.75	0.14	0.82	0.04	1.2	2.8	190	0.0	4.9	199	99	100	450
1212	4.67	2.12	0.74	0.14	0.85	0.05	1.0	2.9	220	0.0	5.2	185	83	102	455
1220	4.69	2.53	0.95	0.18	1.05	0.03	1.7	3.1	280	0.0	5.9	239	120	119	515

Langtjern utløp (LAE01)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	I AI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
102	4.76	1.93	1.23	0.19	0.71	0.07	0.5	2.8	26	0.0	12.4	251	210	41	280
109	4.78	1.85	1.28	0.20	0.72	0.06	0.5	2.7	27	0.0	12.1	251	205	46	295
115	4.77	1.81	1.29	0.20	0.74	0.07	0.5	2.8	26	0.0	12.0	257	209	48	290
124	4.90	1.84	1.28	0.20	0.68	0.07	0.5	2.7	26	0.0	11.9	250	200	50	305
127	4.91	1.67	1.35	0.21	0.78	0.08	0.5	2.6	27	0.0	11.2	234	207	27	305
205	4.94	1.68	1.27	0.20	0.79	0.09	0.5	2.6	27	0.0	11.3	238	207	31	320
213	5.03	1.72	1.38	0.20	0.99	0.07	0.5	2.6	32	9.8	10.9	227	176	51	285
220	4.95	1.58	1.27	0.19	0.67	0.10	0.5	2.5	31	4.1	11.1	222	179	43	295
225	4.98	1.77	1.23	0.19	0.70	0.08	0.5	2.5	31	6.4	10.7	222	189	33	280
304	4.99	1.75	1.29	0.19	0.68	0.06	0.5	2.5	31	9.8	10.9	210	172	38	300
311	5.13	1.58	1.31	0.19	0.81	0.05	0.6	2.5	31	10.9	11.4	226	184	42	295
320	5.16	1.57	1.32	0.19	0.65	0.04	0.5	2.4	28	10.9	11.0	237	189	48	300
325	5.23	1.57	1.27	0.20	0.74	0.09	0.7	2.5	34	4.1	11.3	220	183	37	320
403	5.04	1.66	1.25	0.19	0.72	0.13	0.5	2.4	35	9.8	10.4	244	198	46	305
411	4.99	1.67	1.21	0.20	0.77	0.14	0.5	2.7	51	4.1	11.2	228	177	51	315
417	4.87	1.77	1.19	0.19	0.76	0.16	0.5	2.8	48	0.0	11.6	218	177	41	315
423	4.76	1.96	1.16	0.20	0.75	0.18	0.6	3.1	75	0.0	10.9	233	198	35	335
502	4.64	1.99	0.88	0.17	0.70	0.17	0.6	2.8	61	0.0	10.2	176	146	30	295
509	4.73	1.59	0.58	0.11	0.51	0.14	0.4	2.0	34	0.0	7.0	121	100	21	195
516	4.76	1.46	0.62	0.11	0.46	0.12	0.4	1.9	28	0.0	7.1	140	120	20	200
523	4.87	1.28	0.68	0.12	0.49	0.10	0.4	1.7	19	0.0	7.3	149	128	21	210
531	4.81	1.47	0.71	0.12	0.50	0.10	0.5	2.0	24	0.0	8.2	154	127	27	225
605	4.75	1.47	0.68	0.12	0.41	0.11	0.4	1.9	16	0.0	8.3	151	122	29	235
611	4.72	1.48	0.67	0.12	0.47	0.10	0.5	1.8	11	0.0	9.1	153	125	28	225
619	4.77	1.46	0.66	0.11	0.44	0.08	0.4	1.7	2	0.0	9.1	172	142	30	225

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

703	5.01	1.29	0.79	0.13	0.53	0.06	0.4	1.7	1	0.0	8.5	177	135	42	135
723	4.98	1.31	0.79	0.14	0.52	0.06	0.5	1.8	5	0.0	8.8	181	147	34	245
730	5.26	1.31	0.85	0.14	0.63	0.08	0.9	1.8	5	5.3	8.7	165	127	38	415
807	5.09	1.16	0.82	0.13	0.50	0.07	0.7	1.8	<1.0	0.0	8.1	166	117	49	245
814	5.18	1.17	0.83	0.14	0.51	0.08	0.5	1.8	<1.0	1.7	7.4	140	100	40	255
820	5.23	1.12	0.89	0.14	0.55	0.08	0.5	1.8	<1.0	5.3	8.0	164	118	46	255
828	5.25	1.12	0.82	0.14	0.70	0.10	0.6	1.9	4	5.3	7.4	147	103	44	280
903	5.45	1.17	0.81	0.14	0.58	0.19	0.6	1.9	17	7.6	6.9	125	91	34	365
911	5.15	1.24	0.87	0.14	0.53	0.09	0.5	2.0	9	2.9	7.9	181	123	58	255
917	5.26	1.30	0.93	0.16	0.56	0.08	0.5	2.0	13	6.4	8.0	180	119	61	235
923	5.10	1.37	0.98	0.16	0.54	0.08	0.4	2.1	6	5.3	8.1	185	133	52	235
1001	5.16	1.26	1.05	0.15	0.55	0.08	0.4	2.0	13	6.4	8.5	196	142	54	250
1009	5.16	1.35	1.07	0.18	0.56	0.08	0.4	2.2	16	5.3	8.8	190	140	50	280
1016	5.22	1.35	1.08	0.17	0.57	0.08	0.6	2.2	16	7.6	9.0	190	145	45	260
1023	5.15	1.34	1.09	0.17	0.59	0.10	0.6	2.2	16	7.6	8.9	185	139	46	255
1029	5.18	1.38	1.10	0.17	0.57	0.09	0.6	2.2	21	5.3	9.1	185	144	41	270
1106	5.14	1.49	1.18	0.19	0.66	0.09	0.6	2.2	25	7.6	8.9	191	142	49	260
1112	5.11	1.55	1.21	0.19	0.65	0.11	0.6	2.4	26	6.4	9.4	196	149	47	280
1119	5.10	1.74	1.40	0.21	0.75	0.11	0.8	2.8	27	8.7	10.1	213	163	50	300
1125	5.19	1.69	1.35	0.21	0.75	0.11	0.8	2.6	34	8.7	10.0	214	158	56	310
1204	5.17	1.70	1.31	0.21	0.68	0.11	0.8	2.7	34	7.6	9.5	227	163	64	325
1210	5.17	1.69	1.34	0.22	0.71	0.08	0.7	2.7	39	8.7	10.1	221	171	50	310
1217	5.22	1.65	1.35	0.21	0.71	0.09	0.8	2.7	38	10.9	10.1	221	170	51	315
1223	5.30	2.07	1.78	0.30	0.86	0.27	0.8	3.0	42	28.2	13.6	252	196	56	580
1231	5.29	2.03	1.68	0.28	0.80	0.19	0.9	3.0	42	29.3	12.6	259	203	56	490

Langtjern innløp (LAE03)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

102	4.71	1.95	1.04	0.20	0.77	0.03	0.5	3.1	11	0.0	9.9	215	187	28	205
109	4.71	1.85	1.06	0.21	0.83	0.04	0.5	3.0	12	0.0	10.1	214	177	37	210
115	4.75	1.82	1.08	0.20	0.85	0.05	0.5	3.0	15	0.0	9.8	218	183	35	200
124	4.85	1.78	1.01	0.21	0.87	0.06	0.7	2.8	12	0.0	10.3	208	179	29	265
127	4.79	1.72	1.01	0.21	0.88	0.05	0.4	2.7	14	0.0	10.7	212	193	19	220
205	4.81	1.72	1.03	0.21	0.90	0.06	0.4	2.7	14	0.0	10.4	215	178	37	220
213	4.86	1.78	1.11	0.22	0.80	0.08	0.5	2.8	18	0.0	10.9	214	175	39	225
220	4.81	1.66	1.02	0.21	0.82	0.09	0.5	2.6	17	0.0	11.4	208	174	34	255
225	4.80	1.89	0.96	0.20	0.79	0.07	0.5	2.6	15	0.0	10.9	205	178	27	235
304	4.83	1.81	1.01	0.21	0.81	0.08	0.5	2.5	15	1.7	10.7	213	185	28	235
311	4.93	1.64	1.03	0.20	0.94	0.05	0.5	2.5	16	0.0	11.3	224	188	36	240
320	4.94	1.62	1.03	0.20	0.89	0.06	0.5	2.5	12	0.0	10.9	223	192	31	230
325	4.76	1.99	1.04	0.22	0.92	0.10	0.6	3.0	38	0.0	10.5	207	183	24	300

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

403	4.73	1.98	0.98	0.20	0.88	0.13	0.5	2.8	23	0.0	11.4	239	203	36	245
411	4.66	2.07	1.00	0.22	0.91	0.18	0.5	3.3	32	0.0	12.1	213	177	36	290
417	4.63	2.09	0.92	0.21	0.88	0.17	0.6	3.2	22	0.0	11.2	200	168	32	235
423	4.63	1.94	0.84	0.19	0.81	0.18	0.5	3.1	17	0.0	10.2	204	176	28	210
502	4.84	1.68	0.60	0.15	0.64	0.18	0.4	2.4	13	0.0	9.2	138	123	15	200
509	4.63	1.63	0.48	0.11	0.54	0.12	0.4	2.0	5	0.0	7.2	116	100	16	149
516	4.66	1.52	0.53	0.12	0.50	0.10	0.4	1.9	2	0.0	7.7	132	118	14	160
523	4.66	1.42	0.44	0.10	0.46	0.08	0.3	1.6	3	0.0	7.3	121	122	-1	165
531	4.54	1.84	0.57	0.13	0.55	0.08	0.4	2.0	<1.0	0.0	9.9	144	130	14	190
605	4.59	1.76	0.65	0.14	0.51	0.07	0.5	1.9	2	0.0	11.2	184	162	22	210
611	4.56	1.75	0.63	0.14	0.52	0.04	0.3	1.6	<1.0	0.0	10.2	168	154	14	235
619	4.62	1.69	0.64	0.13	0.47	<0.02	0.6	1.4	<1.0	0.0	11.5	194	180	14	245
723	4.58	1.95	0.97	0.19	0.62	0.43	0.8	1.3	5	0.0	16.5	242	225	17	290
730	4.67	1.81	0.99	0.19	0.64	0.02	0.8	1.2	28	0.0	14.4	244	210	34	380
807	4.69	1.76	1.01	0.18	0.66	0.04	1.0	0.9	17	0.0	16.5	260	217	43	375
814	4.77	1.81	1.10	0.19	0.76	0.14	1.0	0.9	8	0.0	16.6	270	228	42	495
911	4.49	2.66	1.46	0.29	0.80	0.02	0.7	3.7	<1.0		16.2	302	236	66	340
917	4.56	2.53	1.43	0.30	0.80	<0.02	0.8	3.3	4	0.0	16.0	292	225	67	310
923	4.59	2.22	1.32	0.27	0.81	<0.02	0.6	3.1	9	0.0	17.0	278	228	50	290
1001	4.61	2.26	1.35	0.25	0.79	0.03	0.8	2.8	4	0.0	15.4	275	233	42	245
1009	4.50	2.50	1.26	0.27	0.79	0.04	0.8	2.9	<1.0		15.7	269	240	29	300
1016	4.61	2.18	1.22	0.25	0.76	0.03	0.9	2.7	5	0.0	13.9	237	225	12	270
1023	4.66	2.08	1.19	0.25	0.81	0.04	0.9	2.6	11	0.0	13.4	232	194	38	255
1029	4.58	2.34	1.18	0.26	0.84	0.04	0.9	2.7	9	0.0	14.7	249	213	36	280
1106	4.63	2.22	1.20	0.24	0.80	0.04	0.8	2.7	11	0.0	12.5	222	204	18	240
1112	4.67	2.15	1.21	0.24	0.81	0.04	0.8	2.8	15	0.0	11.6	211	178	33	240
1119	4.70	2.06	1.22	0.24	0.84	0.02	0.8	2.9	27	0.0	10.7	211	171	40	310
1125	4.91	2.02	1.29	0.24	0.86	0.05	0.9	2.9	41	0.0	10.3	203	153	50	270
1204	4.91	1.98	1.29	0.24	0.83	0.05	0.8	2.9	34	0.0	8.9	214	177	37	265
1210	4.97	1.96	1.25	0.24	0.88	0.03	0.9	3.0	50	0.0	9.6	204	161	43	320
1217	5.03	1.88	1.31	0.24	0.87	0.03	0.8	2.9	68	5.3	9.5	203	162	41	260

Kårvatn (KAE01)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l

101	6.29	1.43	0.75	0.22	1.34	0.13	2.3	1.0	38	33.5	0.7	20	17	3	84
108	6.39	1.44	0.81	0.22	1.50	0.15	2.2	1.0	44	31.4	1.0	13	11	2	84
115	6.41	1.39	0.84	0.23	1.38	0.14	2.2	0.9	41	31.4	0.9	21	18	3	69
122	6.38	1.52	0.83	0.25	1.68	0.15	2.4	1.0	38	33.5	1.0	25	17	8	69
129	6.32	1.33	0.75	0.21	1.40	0.15	1.9	0.9	37	36.7	0.7	19	16	3	69
206	6.41	1.36	0.74	0.22	1.46	0.14	1.9	1.0	38	36.7	0.7	17	14	3	63
212	6.40	1.32	0.69	0.22	1.40	0.14	2.0	0.9	32	34.6	0.7	17	14	3	62

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
219	6.70	1.46	0.93	0.23	1.40	0.13	2.0	1.0	41	48.3	0.7	15	14	1	71
226	6.49	1.44	0.85	0.23	1.40	0.08	2.0	1.0	46	47.2	0.8	10	<10.0	0	75
305	6.46	1.43	0.85	0.22	1.40	0.14	1.9	1.1	47	48.3	0.9	7	8	-1	80
312	6.61	1.46	0.93	0.23	1.47	0.11	1.8	1.1	52	50.4	0.8	16	11	5	78
319	6.55	1.78	1.02	0.28	1.83	0.11	2.8	1.2	48	46.2	0.8	14	15	-1	78
327	6.39	1.89	0.87	0.30	2.08	0.12	3.5	1.1	40	33.5	1.1	32	30	2	69
402	6.31	1.89	0.85	0.29	1.97	0.22	3.4	1.1	31	31.4	1.1	19	21	-2	71
409	6.42	2.36	1.04	0.38	2.43	0.22	4.8	1.4	43	33.5	1.1	20	22	-2	69
416	6.38	2.67	1.09	0.42	2.85	0.25	5.6	1.6	38	33.5	1.1	20	22	-2	75
423	6.40	2.00	0.94	0.31	1.86	0.22	3.7	1.2	44	39.9	0.9	25	28	-3	74
430	6.45	2.31	1.03	0.36	2.36	0.24	4.5	1.2	43	33.5	1.0	33	27	6	74
507	6.03	2.23	0.79	0.36	2.48	0.21	5.0	1.0	37	15.3	1.1	23	25	-2	78
515	6.09	2.06	0.83	0.34	2.16	0.19	4.5	0.9	40	19.7	0.7	15	11	4	62
521	6.23	1.95	0.82	0.33	2.05	0.19	4.1	1.0	36	21.8	0.5	16	11	5	80
528	6.03	1.78	0.63	0.29	1.85	0.18	3.8	0.8	32	14.2	0.7	19	16	3	57
604	5.95	1.47	0.42	0.22	1.48	0.15	3.0	0.8	23	12.0	0.8	15	11	4	51
611	5.98	1.15	0.38	0.17	1.22	0.13	2.2	0.7	15	14.2	1.0	23	25	-2	53
618	6.05	1.00	0.30	0.14	1.03	0.12	1.9	0.7	15	12.0	0.6	14	13	1	44
723	6.18	0.64	0.23	0.08	0.68	0.08	0.9	0.5	9	14.2	0.9	18	20	-2	47
730	6.22	0.59	0.23	0.07	0.61	0.05	0.8	0.5	5	14.2	0.4	<10.0	<10.0	0	35
806	6.31	0.62	0.28	0.08	0.70	0.06	0.9	0.5	5	16.4	0.7	10	<10.0	0	51
813	6.32	0.68	0.27	0.09	0.67	0.08	0.9	0.6	5	21.8	0.7	<10.0	<10.0	0	39
820	6.30	0.67	0.30	0.09	0.78	0.06	0.8	0.5	5	21.8	1.0	15	13	2	36
827	6.20	0.60	0.24	0.08	0.68	0.07	0.7	0.4	4	17.5	1.1	29	27	2	48
903	6.35	0.66	0.29	0.08	0.73	0.08	0.8	0.5	<1.0	20.7	0.6	10	<10.0	0	35
910	6.41	0.77	0.35	0.10	0.77	0.10	0.8	0.6	8	30.4	0.6	15	18	-3	35
917	6.40	0.92	0.53	0.13	0.96	0.23	1.0	0.7	13	33.5	0.6	10	<10.0	0	54
924	6.38	0.90	0.46	0.12	0.87	0.13	1.1	0.6	4	34.6	0.9	17	15	2	47
1001	6.34	0.90	0.54	0.14	0.97	0.12	1.1	0.7	13	33.5	0.8	13	14	-1	39
1008	6.35	0.78	0.44	0.12	0.82	0.10	0.9	0.6	1	26.1	0.7	13	11	2	6
1015	6.31	0.91	0.51	0.14	1.01	0.12	1.2	0.7	6	21.8	0.7	14	14	0	66
1022	6.47	1.07	0.45	0.15	1.03	0.14	1.6	0.6	4	31.4	1.3	25	28	-3	54
1029	6.18	0.80	0.39	0.13	0.88	0.10	1.2	0.5	9	20.7	1.2	25	23	2	56
1105	6.30	0.90	0.45	0.14	0.91	0.11	1.2	0.7	19	38.8	0.8	14	11	3	54
1112	6.15	0.96	0.52	0.15	0.96	0.12	1.3	0.7	19	29.3	0.9	10	11	-1	62
1119	6.35	0.95	0.53	0.14	0.89	0.11	1.3	0.7	31	31.4	0.7	10	<10.0	0	53
1126	6.26	1.03	0.55	0.16	0.99	0.10	1.5	0.8	21	27.2	1.1	32	30	2	66
1203	6.41	1.07	0.55	0.16	0.87	0.12	1.4	0.8	33	32.5	0.8	23	20	3	65
1210	6.31	0.83	0.39	0.13	0.74	0.10	1.1	0.6	25	22.9	1.8	36	35	1	99
1217	6.34	0.93	0.54	0.16	0.91	0.08	1.3	0.7	33	27.2	0.7	25	18	7	65
1224	6.24	0.99	0.53	0.15	0.88	0.11	1.3	1.0	33	21.8	0.8	25	22	3	65
1231	6.55	1.03	0.58	0.16	0.88	0.12	1.3	1.1	41	34.6	0.8	16	20	-4	72

Dalelva (DALELV)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	I A	L A	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
102	6.29	3.88	1.64	0.86	3.71	0.22	5.8	5.3	23	34.6	2.1	20	20	0	90
109	6.31	3.24	1.41	0.80	3.43	0.20	5.0	4.4	24	32.5	1.6	23	22	1	113
116	6.44	4.01	1.77	0.92	4.06	0.25	6.0	5.6	30	42.0	2.0	25	25	0	98
123	6.33	4.04	1.77	1.00	4.08	0.25	6.3	5.7	30	38.8	2.2	10	8	2	105
130	6.36	3.98	1.79	0.93	3.94	0.26	6.0	5.6	31	44.1	2.0	33	36	-3	102
206	6.53	4.14	1.86	1.03	4.38	0.30	6.2	5.7	37	49.3	1.9	36	39	-3	150
213	6.44	4.00	1.72	0.98	4.29	0.29	6.0	5.6	34	46.2	1.8	21	23	-2	104
220	6.59	4.06	1.80	1.00	4.02	0.25	6.3	5.5	38	54.6	1.8	25	22	3	99
228	6.45	3.99	1.75	0.96	4.01	0.21	6.0	5.6	38	52.5	1.7	20	17	3	105
306	6.44	4.03	1.79	0.99	4.08	0.21	6.0	5.6	43	52.5	1.7	25	24	1	105
313	6.51	4.04	1.89	1.02	4.23	0.19	6.1	5.7	47	49.3	1.9	30	27	3	101
315	6.39	1.49	1.59	0.23	0.82	0.08	0.6	2.4	52	50.4	3.3	57	50	7	170
320	6.60	4.43	1.97	1.13	4.57	0.22	6.5	6.0	48	61.9	2.1	35	27	8	126
327	6.62	4.25	1.88	1.06	4.30	0.31	6.1	5.7	40	56.7	2.0	33	34	-1	113
403	6.49	4.13	1.77	0.99	4.02	0.29	6.1	5.5	35	53.5	2.1	34	34	0	107
410	6.51	4.04	1.77	1.01	3.89	0.29	6.1	5.6	36	51.4	1.9	34	27	7	114
418	6.46	4.54	1.80	1.05	4.44	0.35	6.7	6.1	39	59.8	2.8	39	35	4	114
424	6.02	5.00	2.00	1.34	4.99	0.39	7.9	7.3	15	37.8	7.5	127	126	1	205
502	6.18	4.65	1.87	1.14	4.84	0.29	7.1	6.6	19	38.8	4.4	70	70	0	149
508	5.96	4.81	1.90	1.23	5.11	0.28	7.4	6.8	8	31.4	7.0	125	126	-1	180
515	6.06	4.55	1.82	1.14	4.66	0.25	7.4	6.7	17	30.4	5.2	93	94	-1	155
522	5.60	3.62	1.30	0.80	3.44	0.29	5.8	5.1	11	13.1	4.6	94	95	-1	165
529	5.80	3.30	1.28	0.73	3.11	0.24	5.1	4.7	9	14.2	3.4	58	54	4	123
606	5.65	3.50	1.33	0.82	3.39	0.25	5.2	5.0	10	17.5	5.5	89	88	1	160
612	5.92	3.27	1.23	0.72	2.95	0.21	4.9	4.6	10	16.4	3.2	60	61	-1	125
724	6.17	3.28	1.32	0.75	3.19	0.15	5.0	4.4	<1.0	25.0	4.1	61	65	-4	134
731	6.29	3.29	1.38	0.75	3.44	0.17	5.2	4.6	6	30.4	2.7	44	45	-1	125
807	6.27	3.27	1.37	0.74	3.35	0.18	5.0	4.8	<1.0	32.5	4.1	61	61	0	140
814	6.39	3.42	1.50	0.79	3.55	0.20	5.1	4.5	<1.0	35.7	3.3	46	45	1	108
821	6.57	3.51	1.52	0.83	3.61	0.21	5.3	4.6	4	44.1	2.9	49	39	10	95
828	6.24	3.41	1.55	0.84	3.84	0.21	5.3	4.1	4	47.2	6.1	87	89	-2	185
904	6.32	3.40	1.47	0.80	3.40	0.23	5.1	4.5	<1.0	37.8	3.3	47	45	2	104
911	6.41	3.51	1.44	0.78	3.38	0.29	5.3	4.6	4	46.2	2.8	39	32	7	180
918	6.48	3.50	1.57	0.88	3.43	0.24	5.3	4.7	<1.0	48.3	2.8	42	32	10	99
928	6.39	3.80	1.72	0.88	3.68	0.40	5.7	4.9	2	53.5	4.8	64	64	0	170
1002	6.39	3.82	1.74	0.90	4.38	0.32	5.8	4.9	<1.0	48.3	5.1	80	83	-3	143
1009	6.09	3.52	1.50	0.89	3.80	0.25	5.2	5.0	<1.0	28.2	4.5	72	67	5	134
1016	6.06	3.31	1.34	0.82	3.34	0.21	5.1	4.8	4	27.2	3.2	67	67	0	102
1023	5.96	3.31	1.36	0.82	3.32	0.19	5.1	4.8	29	26.1	2.9	44	37	7	110
1107	6.07	3.43	1.40	0.79	3.55	0.21	5.2	4.9	15	25.0	2.6	40	39	1	98
1113	6.10	3.52	1.47	0.83	3.46	0.20	5.6	5.3	15	25.0	2.7	19	<10.0	9	104
1120	6.26	3.14	1.38	0.75	3.18	0.19	5.0	4.6	12	28.2	2.5	42	34	8	108
1127	6.25	3.72	1.47	0.86	3.21	0.23	5.6	5.3	17	33.5	2.5	43	41	2	115
1204	6.24	3.75	1.61	0.91	3.45	0.23	5.7	5.4	21	36.7	2.5	41	36	5	117
1211	6.42	3.76	1.59	0.94	3.47	0.23	5.6	5.4	25	39.9	2.8	43	43	0	123
1220	5.98	0.81	0.32	0.18	0.58	0.06	1.3	1.2	3	9.8	0.9	10	14	-4	72
1227	6.03	1.46	0.71	0.42	1.17	0.08	2.0	2.1	8	27.2	1.2	<10.0	<10.0	0	89

Svartetjernet (SVART01)

Dato	pH	Kond	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	TOC	RAI	IIAI	LAI	Tot-N
		m/Sm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µekv/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µgN/l
101	4.97	2.13	0.22	0.27	2.23	0.12	3.7	1.4	37	0.0	2.4	110	79	31	113
108	4.85	2.25	0.21	0.28	2.25	0.12	3.7	1.5	54	0.0	2.5	104	75	29	132
115	4.97	2.13	0.23	0.28	2.45	0.14	3.9	1.4	41	0.0	2.1	97	71	26	113
122	5.02	1.79	0.18	0.23	1.92	0.12	2.8	1.4	43	0.0	2.2	91	73	18	119
129	4.99	1.87	0.20	0.23	1.85	0.14	2.9	1.5	48	0.0	2.1	95	69	26	135
205	4.84	2.83	0.25	0.41	3.06	0.18	5.5	1.6	43	0.0	1.6	101	64	37	101
219	4.98	2.74	0.25	0.39	3.16	0.16	5.6	1.4	33	0.0	1.7	100	55	45	113
301	4.88	2.64	0.25	0.35	2.77	0.20	5.2	1.4	32	0.0	1.8	102	62	40	92
312	4.89	2.68	0.27	0.36	2.95	0.14	5.2	1.4	35	0.0	1.7	116	68	48	96
329	5.00	2.74	0.28	0.37	3.00	0.25	5.1	1.8	68	0.0	2.1	100	67	33	205
409	4.84	3.19	0.30	0.45	3.56	0.24	6.4	1.7	61	0.0	1.5	106	55	51	116
416	4.84	2.88	0.26	0.37	3.08	0.20	5.8	1.6	48	0.0	1.7	108	70	38	105
507	5.07	1.95	0.21	0.24	2.14	0.15	3.5	1.4	53	0.0	2.4	99	71	28	138
516	5.15	2.01	0.28	0.27	2.25	0.16	3.7	1.6	46	0.0	2.0	89	55	34	135
521	5.21	1.98	0.26	0.26	2.13	0.15	3.5	1.6	45	0.0	2.3	106	63	43	140
528	5.29	1.94	0.27	0.25	2.19	0.17	3.5	1.6	40	0.0	2.0	107	52	55	128
604	5.37	1.85	0.24	0.24	2.04	0.17	3.3	1.6	34	2.9	1.9	93	50	43	132
611	5.40	1.80	0.27	0.24	2.09	0.17	3.2	1.6	32	2.9	1.7	85	48	37	117
619	5.40	1.79	0.22	0.21	1.96	0.15	3.1	1.6	27	2.9	1.7	80	40	40	125
723	5.21	1.69	0.21	0.21	1.87	0.10	2.6	1.4	17	0.0	4.4	118	99	19	175
730	5.39	1.59	0.23	0.21	1.95	0.09	2.5	1.5	17	1.7	3.6	97	65	32	170
807	5.43	1.57	0.20	0.20	1.98	0.11	2.8	1.6	11	2.9	3.5	114	100	14	160
813	5.46	1.53	0.22	0.20	1.95	0.12	2.7	1.6	6	5.3	3.4	109	87	22	155
820	5.47	1.55	0.22	0.20	2.00	0.12	2.5	1.5	5	5.3	3.5	100	79	21	134
827	5.52	1.55	0.21	0.21	1.95	0.12	2.5	1.5	9	7.6	3.6	113	89	24	143
903	5.49	1.55	0.23	0.20	2.01	0.13	2.6	1.5	6	4.1	3.4	100	75	25	132
910	5.49	1.58	0.22	0.20	1.98	0.13	2.6	1.5	4	7.6	3.2	100	72	28	134
917	5.52	1.59	0.24	0.22	2.03	0.13	2.6	1.5	5	6.4	3.0	98	79	19	135
924	5.28	1.82	0.27	0.24	2.07	0.16	3.1	1.6	9	4.1	3.5	110	83	27	141
1001	5.05	2.37	0.30	0.34	2.75	0.17	4.5	1.6	21	0.0	3.1	125	80	45	140
1011	5.07	2.36	0.30	0.35	2.64	0.17	4.3	1.5	29	0.0	3.4	125	78	47	160
1015	4.91	2.40	0.31	0.34	2.69	0.17	4.2	1.5	29	0.0	3.5	145	92	53	140
1025	4.98	2.32	0.29	0.32	2.48	0.19	4.2	1.5	33	0.0	3.3	108	84	24	155
1029	5.02	2.14	0.25	0.29	2.31	0.18	3.7	1.5	29	0.0	3.3	108	84	24	155
1106	5.00	2.14	0.24	0.27	2.19	0.17	3.5	1.5	31	0.0	3.3	121	86	35	141
1112	4.93	2.11	0.24	0.25	2.16	0.17	3.5	1.5	30	0.0	3.5	125	92	33	138
1119	4.96	2.27	0.27	0.28	2.44	0.18	3.9	1.7	37	0.0	3.7	131	95	36	165
1127	5.07	1.89	0.21	0.22	1.89	0.15	3.0	1.4	33	0.0	3.6	103	80	23	143
1203	5.01	2.00	0.21	0.25	1.98	0.17	3.2	1.6	32	0.0	3.4	121	96	25	160
1210	5.17	1.74	0.18	0.21	1.73	0.16	2.6	1.5	33	0.0	4.3	115	91	24	180
1216	5.08	1.67	0.18	0.21	1.73	0.14	2.1	1.6	59	0.0	3.7	122	102	20	195
1226	5.10	1.68	0.16	0.19	1.60	0.14	2.3	1.7	51	0.0	3.5	133	107	26	260

Årsmidler for overvåkingselver

Gjennomsnitt av observasjoner i flere elver

Sørlandselever: Gjerstadelva (3.1), Nidelva (5.1), Tovdalselva(7.1), Mandalselva (11.1). (Lygna kuttet ut pga kalking)

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ ug N/l	Alk ueq/l	RAI ug/l	IIAI ug/l	LAI ug/l	TOC mg C/l	ToIN ug N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM ⁺ µekv/l	SO ₄ [*] µekv/l	Na ⁺ µekv/l
1980	5.12	1.22	0.35	1.38	0.31	2.4	4.5	223	7.6	160					6	-20	74	87	2
1981	5.19	1.15	0.33	1.34	0.34	2.4	3.9	170	6.4	137					6	-11	68	75	1
1982	5.11	1.20	0.34	1.42	0.30	2.4	4.3	220	4.4	144					6	-15	73	82	4
1983	5.10	1.18	0.33	1.49	0.30	2.7	4.0	182	2.5	147					6	-15	68	76	-1
1984	5.10	1.20	0.34	1.75	0.30	3.0	4.0	193	2.7	168	52	116	4.4		6	-10	69	76	4
1985	5.15	1.23	0.34	1.47	0.30	2.2	4.4	225	3.3	154	61	93	3.7		6	-8	75	84	10
1986	5.23	1.19	0.33	1.35	0.32	2.2	3.9	222	3.9	144	57	87	3.5		5	-6	72	75	6
1987	5.17	1.23	0.34	1.53	0.29	2.5	3.9	207	2.9	159	51	108	3.4		6	-4	73	74	5
1988	5.06	1.06	0.30	1.43	0.27	2.3	3.6	216	1.7	167	39	129	3.3	403	6	-9	63	69	6
1989	5.21	1.13	0.32	1.52	0.29	2.6	3.6	228	5.4	130	31	99	2.5	402	5	-9	66	68	3
1990	5.10	1.06	0.31	1.66	0.29	3.1	3.5	194	1.7	140	34	107	2.8	363	6	-15	58	63	-3
1991	5.24	1.14	0.31	1.66	0.27	2.7	3.5	197	5.8	137	50	87	3.0	378	5	-2	64	64	7
1992	5.42	1.42	0.36	1.89	0.30	3.4	3.6	190	9.9	134	68	66	3.6	367	4	6	78	65	0
1993	5.38	1.32	0.36	2.32	0.28	4.1	3.3	176	8.8	132	56	76	2.8	359	5	7	68	56	2
1994	5.34	1.23	0.31	1.92	0.26	2.8	3.4	227	8.1	138	78	60	3.5	428	5	13	69	63	17
1995	5.41	1.17	0.30	1.75	0.25	2.9	3.0	196	9.9	134	75	59	3.3	372	4	9	64	54	6

Sørvestlandseiver:
Bjerkereimselva (19.1), Dirdalselva (23.1), Årdalselva (26.1)
Vikedalselva (32.9) kuttet ut pga brudd i tidsserien

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ ug N/l	Alk ueq/l	RAI ug/l	IIAI ug/l	LAI ug/l	TOC mg C/l	TotN ug N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM ⁺ µekv/l	SO ₄ ⁺ µekv/l	Na ⁺ µekv/l
1980	5.55	0.73	0.36	2.36	0.26	4.1	2.5	246	11.0						4	-9	40	41	3
1981	5.50	0.77	0.39	2.57	0.24	4.7	2.4	195	5.1						4	-7	39	36	-3
1982	5.52	0.88	0.45	2.82	0.28	5.0	2.7	263	7.3						4	-3	48	41	0
1983	5.50	0.80	0.42	2.78	0.24	5.0	2.5	213	4.3						4	-5	41	37	-1
1984	5.67	0.99	0.48	3.21	0.29	5.4	2.6	258	7.2	41	11	27	1.2		3	8	52	39	6
1985	5.71	0.88	0.40	2.43	0.25	4.1	2.5	238	8.5	37	21	14	1.4		3	5	50	40	5
1986	5.75	0.95	0.44	2.72	0.31	4.8	2.5	274	5.6	42	18	23	1.3		3	2	51	37	0
1987	5.75	0.96	0.43	2.59	0.29	4.4	2.5	262	8.8	45	15	27	1.2		3	8	54	39	4
1988	5.71	0.86	0.39	2.36	0.24	4.0	2.3	244	13.7	44	6	31	1.1	358	3	7	49	36	5
1989	5.57	0.80	0.41	2.56	0.25	4.6	2.3	256	5.7	51	4	39	0.9	366	4	-5	43	34	-2
1990	5.44	0.73	0.40	2.66	0.24	5.0	2.4	249	0.8	53	-2	42	1.0	338	4	-17	36	34	-7
1991	5.68	0.85	0.40	2.52	0.23	4.4	2.2	243	7.8	44	9	28	1.0	323	3	2	46	33	1
1992	5.76	0.91	0.46	2.87	0.26	5.2	2.3	271	6.4	45	23	21	1.0	347	3	2	48	33	-2
1993	5.72	0.97	0.51	3.57	0.25	6.4	2.2	263	7.1	41	16	23	0.8	342	3	8	48	28	-1
1994	5.77	0.96	0.48	3.48	0.24	5.8	2.2	269	9.4	44	22	20	1.0	350	3	16	49	29	9
1995	5.82	0.95	0.46	3.13	0.23	5.3	2.2	284	12.2	42	25	16	1.0	348	3	13	50	29	6

Vestlandssølv:

Nausta (34.1), Ekso (45.1), Modalselva(46.1), Lærdalselva

(50.1),

Troldøla (45.1), Ørstaelva (65.1), Gaula (57.3), kuttet ut pga avbrett i tidsserien

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ ug N/l	Alk ueq/l	RAI ug/l	IIAI ug/l	LAI ug/l	TOC mg C/l	ToRN ug N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Na* µekv/l
1980	5.61	0.53	0.24	1.56	0.28	2.9	1.6	98	10.0						4	-1	27	24	-4
1981	5.62	0.54	0.23	1.53	0.24	2.8	1.6	72	6.7						4	3	28	24	-2
1982	5.65	0.57	0.23	1.29	0.26	2.2	1.7	114	7.8						4	5	32	28	1
1983	5.58	0.59	0.29	1.85	0.24	3.5	1.6	85	3.3						4	1	30	23	-6
1984	5.68	0.62	0.28	1.79	0.26	3.2	1.6	97	5.4	33	16	16	1.6		3	7	32	25	0
1985	5.80	0.55	0.21	1.18	0.26	1.8	1.5	92	9.1	34	25	9	1.7		3	12	32	26	6
1986	5.80	0.61	0.23	1.22	0.28	2.1	1.5	118	7.2	37	21	15	1.5		3	9	35	26	2
1987	5.75	0.59	0.24	1.13	0.24	1.9	1.4	103	9.7	37	16	18	1.3		3	14	36	24	3
1988	5.68	0.56	0.23	1.21	0.23	2.1	1.5	105	9.9	42	14	24	1.4	188	3	9	33	25	2
1989	5.48	0.49	0.28	1.90	0.23	3.6	1.5	97	4.6	51	8	37	1.0	186	4	-4	23	20	-6
1990	5.47	0.46	0.26	1.86	0.22	3.6	1.4	101	2.4	47	0	34	1.0	167	4	-7	21	19	-7
1991	5.62	0.52	0.20	1.27	0.22	2.1	1.3	130	6.6	40	14	22	1.1	204	4	7	29	21	3
1992	5.63	0.55	0.29	1.99	0.25	3.9	1.4	92	4.5	48	24	23	1.1	154	4	-1	25	17	-10
1993	5.56	0.63	0.37	2.86	0.25	5.3	1.6	113	5.6	56	26	28	1.0	180	4	4	27	17	-5
1994	5.70	0.56	0.26	1.86	0.26	3.1	1.3	121	9.9	42	25	14	1.2	197	3	15	28	17	5
1995	5.75	0.57	0.26	1.72	0.24	3.1	1.3	123	11.0	44	28	14	1.1	189	3	9	29	17	-1

**Østlandselver
Aurdøla (90.1)**

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ ug N/l	Alk ueq/l	RAI ug/l	IIAI ug/l	LAI ug/l	TOC mg C/l	TotN ug N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM ⁺ µekv/l	SO ₄ ⁺ µekv/l	Na ⁺ µekv/l
1986	6.01	1.23	0.21	0.59	0.17	0.4	2.6	49	20.3	65	51	15	3.8		2	39	76	54	16
1987	6.00	1.09	0.19	0.57	0.13	0.4	2.4	28	19.8	65	41	24	3.1		2	34	68	50	15
1988	5.96	1.12	0.19	0.55	0.13	0.4	2.3	46	22.8	82	46	36	3.5	190	3	35	69	47	14
1989	6.07	1.15	0.21	0.64	0.20	0.6	2.6	40	26.9	57	30	26	3.0	195	2	33	70	52	13
1990	6.15	1.12	0.20	0.63	0.16	0.5	2.5	28	24.4	50	29	21	2.9	168	2	35	69	51	14
1991	6.16	1.24	0.21	0.65	0.17	0.6	2.5	30	31.3	45	31	14	2.6	168	2	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	2	46	79	49	13
1993	6.16	1.32	0.21	0.73	0.16	0.7	2.3	32	35.0	62	52	10	3.3	212	2	50	78	45	15
1994	6.08	1.35	0.20	0.74	0.16	0.6	2.2	45	36.6	66	56	10	3.4	204	2	57	80	43	18
1995	6.25	1.27	0.20	0.72	0.17	0.6	2.2	37	36.5	61	51	10	3.3	203	2	51	76	43	17

Elver Midt-Norge
Øyensåa (77.2)

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ ug N/l	Alk ueq/l	RAI ug/l	IIAI ug/l	LAI ug/l	TOC mg C/l	TotN ug N/l	H ⁺ µekvl	ANC µekvl	CM ⁺ µekvl	SO ₄ [*] µekvl	Na [*] µekvl	
1980	6.26	1.01	0.61	4.39	0.27	7.2	2.5	33	40.7	59					2	41	53	31	17	
1981	5.97	1.11	0.80	5.79	0.32	10.8	2.4	56	23.8	63					3	24	51	19	-8	
1982	6.14	1.18	0.72	5.22	0.39	9.1	2.2	37	35.1	61					2	51	59	20	8	
1983																				
1984																				
1985																				
1986	6.12	0.96	0.56	3.67	0.24	6.4	1.7	26	24.7	46	44	3	4.9		2	43	52	17	6	
1987	6.00	0.92	0.63	4.41	0.29	7.8	1.8	19	25.1	44	35	10	4.3		2	40	47	14	4	
1988	6.04	0.98	0.60	3.95	0.26	6.8	1.8	21	31.7	52	37	15	5.3	195	2	45	53	18	7	
1989	5.72	1.00	0.97	6.67	0.29	13.0	2.3	8	10.4	51	29	23	3.6	124	3	10	44	11	-26	
1990	5.90	0.82	0.62	4.98	0.25	8.8	1.9	14	12.1	44	28	16	3.6	142	3	24	34	14	3	
1991	6.08	1.01	0.67	4.97	0.28	8.7	1.8	13	25.5	44	38	7	4.2	160	2	46	49	13	6	
1992	5.91	1.02	0.80	6.06	0.26	10.9	2.0	11	16.1	54	49	6	4.3	125	3	37	45	9	-1	
1993	5.96	1.11	0.82	6.73	0.27	11.7	2.0	16	21.1	52	48	3	4.0	148	3	50	46	7	10	
1994	6.11	1.03	0.56	4.60	0.27	7.0	1.5	15	40.0	58	57	2	5.2	177	2	75	52	10	30	
1995	6.05	0.92	0.63	4.70	0.23	7.9	1.6	18	27.4	56	55	0	4.1	139	2	49	45	10	9	

Årsmidler av 100-sjøer

Gjennomsnitt av observasjoner i flere sjøer

78 sjøer fra hele landet

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µeq/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg C/l	TotN µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM ⁺ µekv/l	SO ₄ ⁺ µekv/l	Na ⁺ µekv/l
1986	5.31	0.75	0.38	2.00	0.21	3.4	3.4	98	7.8	115	34	81	2.6		10	-13	46	61	4
1987	5.27	0.74	0.37	2.02	0.21	3.3	3.2	93	9.9	127	31	96	3.1		11	-5	46	56	8
1988	5.21	0.71	0.35	1.79	0.18	2.9	2.9	97	15.2	124	32	92	3.2		12	-2	45	51	7
1989	5.27	0.73	0.40	2.26	0.23	3.8	3.2	115	8.5	115	20	95	2.1		10	-8	45	55	7
1990	5.24	0.69	0.39	2.27	0.20	3.9	3.0	90	9.0	126	28	98	2.8	227	11	-7	42	51	5
1991	5.29	0.77	0.40	2.39	0.23	4.1	3.2	109	11.3	121	36	85	2.6	241	10	-10	44	55	4
1992	5.34	0.79	0.40	2.47	0.22	4.1	3.1	99	10.5	121	39	82	2.7	240	9	-2	46	52	8
1993	5.32	0.83	0.45	3.15	0.22	5.3	3.1	105	12.1	149	49	99	2.9	255	10	-1	44	49	8
1994	5.39	0.75	0.40	2.60	0.21	4.2	2.9	100	8.7	123	49	74	3.1	248	8	4	43	48	13
1995	5.42	0.73	0.39	2.32	0.20	3.9	2.7	93	8.9	105	49	56	3.1	225	8	2	43	46	8

18 sjøer på Østlandet

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µeq/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg C/l	TotN µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM ⁺ µekv/l	SO ₄ ⁺ µekv/l	Na ⁺ µekv/l
1986	5.16	1.00	0.36	1.42	0.26	2.1	4.2	65	8.4	156	63	92	5.4		10	-2	66	81	12
1987	4.93	0.97	0.35	1.40	0.25	2.0	4.1	65	6.2	188	63	125	7.1		16	-1	64	80	14
1988	4.94	0.97	0.34	1.35	0.22	1.9	3.6	72	16.4	191	66	125	7.2		17	6	64	69	12
1989	5.09	0.98	0.38	1.57	0.27	2.4	4.2	71	6.2	158	41	117	4.6		11	-4	64	80	10
1990	5.02	1.00	0.41	1.75	0.25	2.8	3.9	65	2.5	185	56	129	5.6	274	13	1	65	74	9
1991	5.08	1.09	0.41	1.95	0.28	3.1	4.2	66	5.8	176	82	94	5.7	272	12	0	67	78	9
1992	5.17	1.13	0.40	2.03	0.27	3.1	4.0	51	7.0	177	80	97	5.8	270	10	10	69	75	14
1993	5.11	1.09	0.37	2.13	0.25	3.1	3.7	53	5.1	202	119	83	7.1	301	12	16	64	67	17
1994	5.24	1.05	0.36	1.97	0.25	2.7	3.7	55	6.7	181	99	82	6.5	292	8	18	64	69	20
1995	5.28	1.02	0.36	1.84	0.24	2.6	3.4	59	6.6	165	91	74	6.2	275	8	19	64	63	18

22 sjøer på Sørlandet

År	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	RAI	IIAI	LAI	TOC	TotN	H ⁺	ANC	CM ⁺	SO ₄ [*]	Na [*]
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µeq/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg C/l	µg N/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l
1986	4.86	0.71	0.32	1.51	0.22	2.6	3.9	152	3.2	165	38	127	2.4		18	-34	44	74	2
1987	4.87	0.68	0.31	1.69	0.21	2.9	3.5	137	1.3	189	33	157	2.7		18	-26	41	64	3
1988	4.81	0.60	0.26	1.26	0.18	2.1	3.0	144	4.4	179	35	144	3.0		19	-22	37	57	5
1989	4.93	0.70	0.34	1.94	0.23	3.3	3.5	176	5.7	152	15	137	1.4		15	-25	41	64	5
1990	4.85	0.62	0.32	1.88	0.18	3.3	3.2	129	3.8	177	28	149	2.6	288	18	-24	36	56	2
1991	4.91	0.72	0.34	2.07	0.24	3.7	3.6	160	4.4	166	32	133	2.2	343	16	-31	40	64	0
1992	4.96	0.75	0.33	2.09	0.21	3.5	3.4	146	4.3	157	35	121	2.3	312	15	-19	42	61	6
1993	4.94	0.84	0.45	3.15	0.22	5.8	3.5	146	4.7	203	42	161	2.0	300	16	-25	41	57	-2
1994	5.02	0.70	0.33	2.13	0.18	3.4	3.2	146	1.9	167	54	113	2.9	324	13	-12	40	56	11
1995	4.99	0.65	0.31	1.91	0.19	3.2	2.9	132	1.4	139	61	78	3.3	283	13	-15	37	52	6

14 sjøer på Vestlandet

År	pH	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	Alk	RAI	IIAI	LAI	TOC	TotN	H ⁺	ANC	CM ⁺	SO ₄ [*]	Na [*]
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg N/l	µeq/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg C/l	µg N/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l	µekv/l
1986	5.00	0.44	0.36	2.49	0.17	4.5	2.8	198	1.0	142	16	126	0.8		13	-34	22	45	0
1987	5.05	0.42	0.34	2.54	0.16	4.2	2.5	202	1.6	134	12	123	0.9		11	-22	21	39	8
1988	5.02	0.41	0.30	2.06	0.13	3.5	2.3	194	5.8	130	11	119	0.8		12	-23	22	37	4
1989	4.97	0.44	0.40	2.98	0.18	5.1	2.5	252	0.0	162	11	151	0.7		13	-25	21	37	6
1990	5.00	0.39	0.37	2.94	0.15	5.2	2.2	193	4.0	150	12	138	0.9	268	13	-24	16	32	3
1991	5.02	0.43	0.38	2.87	0.17	5.1	2.6	250	2.0	154	14	141	0.9	346	12	-34	19	39	1
1992	5.08	0.43	0.37	2.82	0.16	4.9	2.5	239	1.2	153	17	136	0.7	315	11	-28	20	37	5
1993	5.04	0.50	0.50	4.35	0.19	7.5	2.8	254	2.2	200	21	179	0.9	335	12	-27	17	35	7
1994	5.13	0.44	0.40	3.38	0.17	5.7	2.3	232	2.5	148	19	130	0.8	320	10	-18	17	30	9
1995	5.14	0.44	0.41	2.97	0.17	5.6	2.3	222	1.3	112	22	90	0.8	296	10	-31	19	31	-5

8 sjøer i Midt-Norge

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µeq/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg C/l	TotN µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Na* µekv/l
1986	5.88	0.54	0.38	2.64	0.16	4.7	1.5	24	7.2	34	27	7	2.2		2	12	28	18	2
1987	5.85	0.52	0.36	2.47	0.18	4.2	1.6	25	11.5	37	22	15	2.3		2	14	28	20	5
1988	5.71	0.53	0.35	2.47	0.15	4.1	1.3	28	15.6	38	21	17	2.2		3	22	29	15	8
1989	5.72	0.50	0.44	2.99	0.19	5.4	1.4	25	7.6	37	17	20	1.9		3	11	25	14	-2
1990	5.71	0.50	0.41	2.91	0.17	5.0	1.6	27	8.1	39	23	16	2.2	121	2	14	26	18	6
1991	5.79	0.52	0.39	2.89	0.18	5.0	1.5	29	15.2	35	26	9	1.9	112	2	14	25	16	4
1992	5.87	0.57	0.45	3.45	0.22	5.9	1.5	23	11.9	43	38	5	2.4	125	2	22	27	14	7
1993	5.89	0.59	0.40	3.28	0.20	5.3	1.5	20	16.6	40	29	11	2.4	137	2	29	27	15	15
1994	5.82	0.51	0.39	3.23	0.25	5.3	1.4	26	16.4	38	35	3	2.2	119	2	24	22	14	13
1995	5.98	0.50	0.37	2.75	0.18	4.6	1.3	28	17.5	38	33	5	2.2	110	1	23	26	13	9

16 sjøer i Nord-Norge

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µeq/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg C/l	TotN µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM* µekv/l	SO ₄ * µekv/l	Na* µekv/l
1986	6.07	0.89	0.52	2.56	0.23	4.4	3.4	14	9.8	19	12	7	1.3		1	8	58	57	4
1987	6.03	0.90	0.51	2.47	0.23	4.1	3.1	17	14.2	18	12	7	1.5		1	19	60	53	9
1988	5.96	0.94	0.52	2.42	0.23	4.0	3.2	17	18.1	20	12	7	1.5		1	20	63	54	8
1989	5.99	0.84	0.52	2.49	0.22	4.1	3.2	13	11.2	19	11	8	1.4		1	17	58	54	10
1990	6.02	0.84	0.50	2.52	0.23	4.3	3.1	12	12.0	17	12	6	1.4	94	1	12	55	52	6
1991	6.06	0.89	0.52	2.66	0.23	4.5	3.1	15	15.2	16	12	4	1.4	82	1	17	57	52	8
1992	6.07	0.92	0.52	2.74	0.22	4.6	3.0	14	16.9	22	17	5	1.5	100	1	21	59	48	8
1993	6.09	0.99	0.55	3.14	0.25	5.3	3.1	13	19.1	21	16	5	1.4	118	1	21	60	49	8
1994	6.10	0.90	0.54	3.01	0.24	5.1	3.0	14	20.3	18	15	3	1.5	96	1	18	56	49	8
1995	6.12	0.87	0.50	2.70	0.20	4.5	2.9	11	22.8	20	15	5	1.5	90	1	21	55	47	10

12 sjøer på Sør- Vestlandet med data fra 1974/1975 og for 1986 - 1996

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µeq/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC mg C/l	ToTN µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	CM ⁺ µekv/l	SO ₄ ⁻ µekv/l	Na ⁺ µekv/l
74	4.84	0.85	0.41	2.34	0.22	4.0	3.7	75							21	-26	40	71	7
86	4.90	0.73	0.32	1.76	0.23	3.1	3.4	147	3.5	143	54	100	2.5		21	-46	35	70	1
87	4.90	0.72	0.32	1.97	0.21	3.4	3.0	112	5.4	166	41	120	2.8		19	-32	34	60	6
88	4.88	0.66	0.29	1.73	0.18	2.9	2.7	143	10.9	163	42	119	2.6		21	-31	29	53	5
89	4.96	0.70	0.35	2.26	0.23	3.9	3.1	159	4.4	130	23	106	1.4		19	-35	34	60	7
90	4.88	0.61	0.32	2.24	0.17	4.0	2.7	112	0.8	144	37	116	2.7	254	20	-35	25	49	0
91	4.93	0.68	0.33	2.30	0.21	4.1	2.9	149	5.8	132	44	92	2.4	325	21	-50	29	62	-2
92	4.93	0.73	0.33	2.37	0.18	4.0	2.9	128	3.9	144	65	93	2.8	293	19	-35	31	56	5
93	4.95	0.81	0.45	3.59	0.21	6.5	2.9	144	3.9	163	42	124	2.1	288	20	-38	28	47	-4
94	5.03	0.64	0.31	2.47	0.17	4.0	2.4	131	3.4	146	68	81	2.9	296	15	-18	28	45	13
95	5.02	0.65	0.32	2.20	0.19	3.8	2.5	132	2.7	138	66	71	2.9	268	16	-34	29	48	-2

Feltforskningsstasjoner

Årlig veid middelverdi

Birkenes (BIE01)

År	Vann mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC µg C/l	Tot-N µg N/l	NH ₄ µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	ECM* µekv/l	ESO ₄ * µekv/l	ENa* µekv/l	
74	1273	4.47	1.25	0.49	3.28	0.14	5.0	7.9	78	0.0	317						34	-64	70	151	21	
75	1056	4.56	1.24	0.44	2.87	0.15	4.5	6.7	68	0.0	430						27	-44	69	126	17	
76	1058	4.44	1.31	0.48	2.70	0.23	3.5	7.7	67	0.0	484						37	-38	82	151	32	
77	1229	4.49	1.17	0.49	2.57	0.40	4.3	7.2	139	0.0	496						32	-62	70	137	7	
78	1022	4.68	1.23	0.42	2.46	0.36	3.7	6.8	127	0.0	451						21	-43	72	131	17	
79	1294																					
80	862	4.58	1.13	0.40	2.61	0.13	4.3	6.8	130	0.6	429						26	-66	61	130	10	
81	902	4.49	1.12	0.44	2.65	0.16	4.4	7.4	91	0.5	428						33	-74	63	141	8	
82	1412	4.50	1.19	0.46	2.81	0.17	5.1	6.9	89	0.0	515						32	-70	63	128	-1	
83	1062	4.59	1.14	0.40	2.83	0.21	4.8	6.3	107	0.0	469						26	-56	58	118	7	
84	1289																					
85	1070	4.50	1.04	0.33	2.24	0.18	2.9	6.8	254	0.0	417	136	281	5.4			32	-61	60	132	26	
86	1268	4.55	1.01	0.38	2.39	0.18	4.2	6.3	145	0.0	434	1164	318	4.8			28	-68	55	118	3	
87	1382	4.61	0.97	0.35	2.34	0.28	4.0	5.3	109	0.0	438	101	336	5.4	52		24	-47	50	99	4	
88	1622	4.65	0.94	0.34	2.72	0.28	4.3	5.4	161	1.3	419	83	337	5.0	80		22	-45	46	99	13	
89	894	4.49	1.04	0.42	3.00	0.31	5.6	5.7	228	36.6	582	80	501	4.2			32	-68	50	103	-5	
90	1272	4.49	1.06	0.39	3.25	0.31	6.2	5.3	159	0.0	485	92	392	5.1			32	-61	44	92	-8	
91	865	4.47	1.00	0.36	3.20	0.20	5.4	5.9	308	0.0	481	105	376	4.8			34	-74	44	108	9	
92	1001	4.53	0.91	0.34	3.32	0.11	5.2	5.6	141	0.0	503	149	354	5.1			29	-52	40	102	19	
93	641	4.41	1.14	0.45	4.27	0.13	8.1	5.6	127	0.0	618	159	459	4.5			39	-71	41	93	-10	
94	1319	4.54	0.78	0.30	3.13	0.12	4.2	5.5	108	0.0	471	184	287	5.8			29	-38	36	102	35	
95	1088	4.59	0.83	0.32	2.96	0.09	4.8	4.7	101	0.4	461	153	309	5.1			26	-42	36	84	12	

Storgama (STE01)

Ar	Vann mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µekv/l	RAI µg/l	IAI µg/l	LAI µg/l	TOC µg C/l	Tot-N µg N/l	NH ₄ µg N/l	H ⁺ µekv/l	ANC µekv/l	ECM* µekv/l	ESO ₄ * µekv/l	ENa* µekv/l	
75	598	4.48	0.76	0.16	0.82	0.13	1.2	0.0	87	0.0	121						33	-30	43	76	6	
76	612	4.42	1.07	0.24	0.97	0.25	1.2	0.0	210	0.0	153						38	-29	66	100	14	
77	1030	4.50	0.74	0.19	0.83	0.38	1.2	3.4	234	0.0	125						32	-22	46	68	8	
78	981	4.53	0.72	0.17	0.67	0.26	0.7	0.0	207	0.0	133						29	-21	46	70	12	
79																						
80	844	4.49	0.68	0.14	0.46	0.15	0.9	0.0	180	0.0	141						32	-48	39	76	-2	
81	835	4.52	0.69	0.17	0.62	0.23	0.1	0.0	103	0.0	16						30	-39	41	75	-2	
82	927	4.49	0.77	0.17	0.67	0.13	0.2	4.0	207	2.6	149						32	-46	45	80	1	
83	1089	4.50	0.62	0.14	0.59	0.10	1.0	3.1	176	0.0	209						32	-35	36	61	1	
84	1104	4.51	0.71	0.14	0.71	0.09	1.1	3.6	154	0.0	183	68	115				31	-37	40	73	4	
85	858	4.55	0.57	0.11	0.51	0.09	0.7	3.2	121	0.0	152	66	86	4.9			28	-34	33	65	4	
86	896	4.54	0.63	0.14	0.65	0.13	1.0	3.3	152	0.0	144	61	83	4.3			29	-33	36	66	4	
87	1047	4.52	0.59	0.13	0.80	0.06	1.5	2.9	93	0.0	144	46	98	4.1		35	30	-32	30	57	0	
88	1347	4.56	0.51	0.12	0.58	0.09	1.1	2.8	159	0.0	133	41	92	4.6	61		27	-38	27	55	-2	
89	691	4.44	0.68	0.17	0.98	0.09	1.6	3.7	198	0.0	167	39	129	3.5			36	-42	38	72	5	
90	977	4.47	0.57	0.14	0.91	0.07	1.5	3.1	119	0.0	155	42	113	4.0			34	-35	30	60	2	
91	708	4.51	0.60	0.14	0.92	0.07	1.4	3.1	152	0.0	167	66	101	4.3			31	-31	32	61	7	
92	747	4.56	0.63	0.12	0.93	0.08	1.4	2.9	95	0.0	163	84	79	5.0			28	-23	32	56	6	
93	629	4.67	0.67	0.13	1.11	0.10	1.8	2.6	120	0.0	161	93	69	5.1			22	-18	33	50	6	
94	1128	4.64	0.55	0.11	0.71	0.07	0.8	2.4	164	0.0	140	92	48	4.8			23	-17	31	48	11	
95	1078	4.66	0.49	0.11	0.79	0.09	1.2	2.1	121	0.0	138	87	51	4.7			22	-17	25	41	6	

Langtjern (LAE01)

År	Vann mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Aik µekvl	RAI µg/l	IAI µg/l	LAI µg/l	TOC µg C/l	Tot-N µg N/l	NH ₄ µg N/l	H ⁺ µekvl	ANC µekvl	ECM* µekvl	ESO ₄ * µekvl	ENa* µekvl	
74	635	4.69	1.39	0.26	0.66	0.14	0.7	3.8	25	0.0	166			10.3			21	23	86	77	12	
75	518	4.68	1.12	0.22	0.52	0.14	0.6	3.3	32	0.0	149			10.3			21	11	70	67	7	
76	339	4.69	1.50	0.28	0.67	0.21	0.8	3.8	37	0.0	172			9.4			21	30	93	76	11	
77	746	4.72	1.17	0.24	0.69	0.31	0.7	3.4	39	0.0	165			11.1			19	23	74	69	13	
78	628	4.68	1.14	0.21	0.60	0.16	0.5	3.1	40	0.0	257			9.8			21	24	71	62	14	
79	600	4.71	1.12	0.21	0.60	0.15	0.7	3.5	57	0.0	168			9.0			20	9	69	70	10	
80	564	4.67	1.08	0.19	0.48	0.12	0.7	3.5	31	0.0	192			10.3			21	0	65	71	5	
81	351	4.77	1.07	0.19	0.52	0.14	0.7	3.0	21	0.0	174			10.3			17	13	65	60	6	
82	611	4.71	1.21	0.23	0.57	0.14	0.7	3.7	44	0.0	177			10.6			20	6	74	75	7	
83	579	4.75	1.01	0.19	0.46	0.18	0.6	3.5	29	0.0	195			7.3			18	-2	62	71	5	
84																						
85																						
86	616	4.71	1.02	0.19	0.49	0.13	0.8	3.2	19	0.0	160	117	43	9.5			19	2	61	64	3	
87	1194	4.73	0.91	0.17	0.47	0.11	0.4	2.6	23	0.0	167	105	62	8.5		22	19	14	56	54	10	
88	885	4.66	0.82	0.15	0.43	0.12	0.4	2.6	35	0.0	152	83	69	8.3		22	22	8	51	53	9	
89	460	4.70	0.92	0.18	0.53	0.16	0.6	3.0	36	0.0	158	82	76	7.7			20	7	57	60	9	
90	575	4.72	0.94	0.18	0.60	0.15	0.7	2.8	25	0.0	167	88	78	8.4			19	11	57	57	9	
91	409	4.73	1.09	0.21	0.67	0.14	0.6	3.2	28	8.6	175	114	61	8.6			19	18	67	65	14	
92	462	4.79	1.12	0.20	0.65	0.18	0.7	2.8	24	0.0	189	141	49	9.8			16	25	68	57	11	
93	520	4.81	1.10	0.18	0.67	0.12	0.7	2.3	19	0.1	196	161	35	10.0			16	33	65	47	14	
94	610	4.77	0.95	0.16	0.62	0.12	0.5	2.5	42	0.2	185	147	38	9.8			17	23	57	50	16	
95	567	4.80	0.79	0.14	0.55	0.11	0.5	2.1	27	0.8	165	135	30	8.6			16	18	48	43	12	

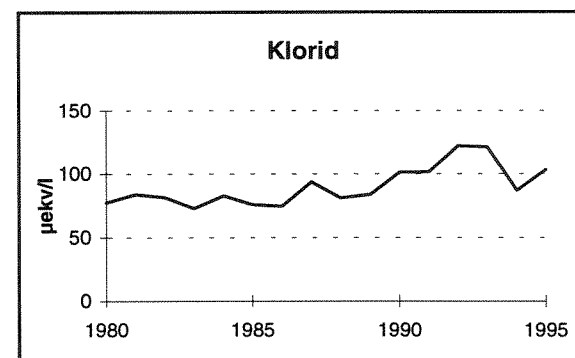
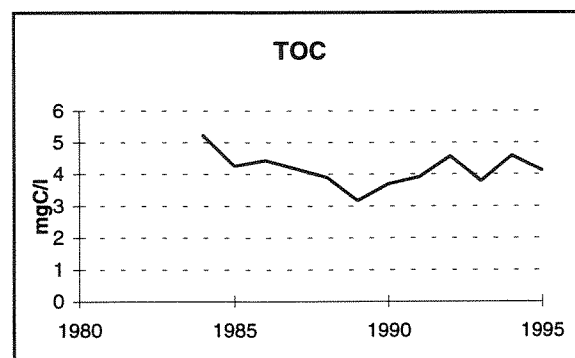
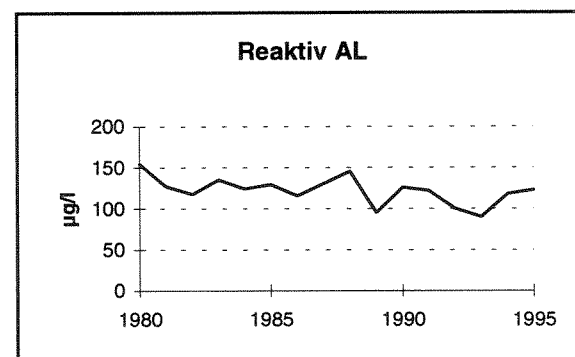
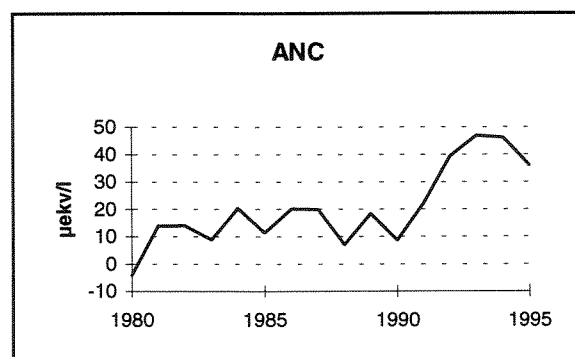
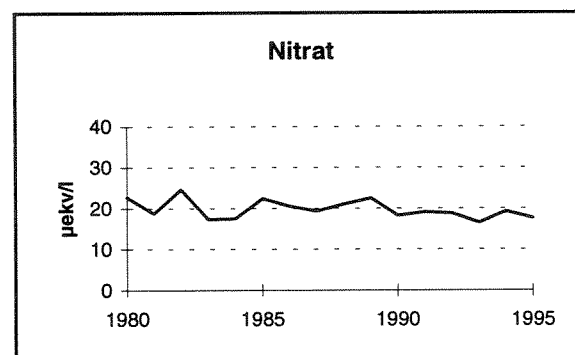
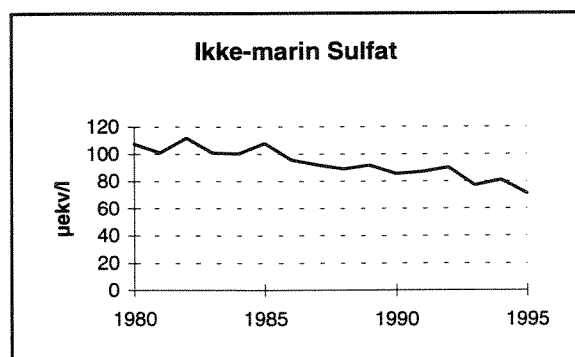
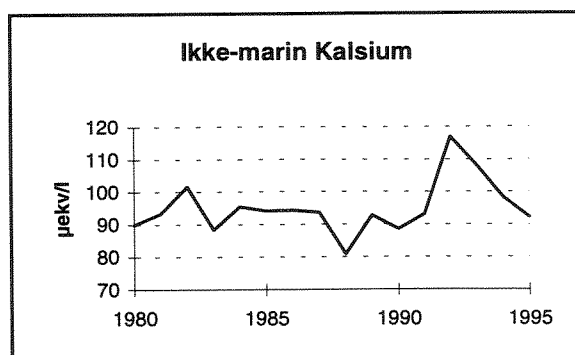
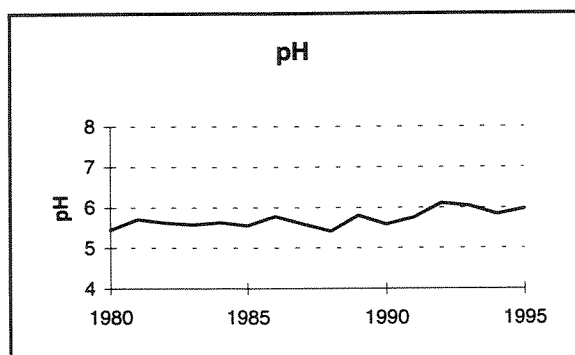
Kárvatn (KAE01)

Ár	Vann mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µekvl	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC µg C/l	Tot-N µg N/l	NH ₄ µg N/l	H ⁺ µekvl	ANC µekvl	ECM* µekvl	ESO ₄ * µekvl	ENa* µekvl	
80	1362	5.93	0.39	0.14	1.05	0.15	1.8	0.0	32	19.8	22						1	12	20	11	3	
81	1716	5.96	0.46	0.20	1.50	0.14	2.7	0.0	12	15.2	25						1	11	22	13	1	
82	1437	6.02	0.44	0.17	1.14	0.12	1.8	0.8	17	24.6	21						1	20	24	11	6	
83	2245	6.05	0.40	0.16	1.00	0.10	1.7	0.6	12	14.3	14						1	18	22	7	2	
84	1679	6.01	0.43	0.18	1.34	0.12	2.1	0.7	12	12.6	17	17	1				1	22	23	9	7	
85	1736																					
86	1683	6.10	0.40	0.13	0.83	0.12	1.2	0.9	14	12.2	20	18	3	1.3			1	16	22	14	6	
87	1962	6.12	0.43	0.17	1.13	0.12	1.9	0.8	15	13.7	21	15	6	1.1	10		1	17	23	12	3	
88	2154	6.06	0.39	0.15	0.93	0.11	1.4	0.7	15	17.1	19	13	6	1.1	6		1	19	23	11	6	
89	2123	5.99	0.46	0.21	1.48	0.13	2.8	0.8	12	12.8	16	12	4	0.7			1	10	22	9	-4	
90	2131	6.05	0.38	0.16	1.16	0.11	2.0	0.8	18	8.6	16	11	4	0.8			1	11	19	10	1	
91	1687	6.16	0.42	0.15	1.00	0.12	1.6	0.6	13	18.4	20	17	3	1.1			1	20	23	9	4	
92	2231	5.98	0.41	0.18	1.32	0.12	2.5	0.8	14	10.8	19	15	4	0.9			1	10	19	9	-3	
93	1845	6.04	0.43	0.16	1.21	0.11	1.9	0.7	18	13.4	18	17	2	0.9			1	20	22	9	6	
94	1534	6.14	0.39	0.13	1.02	0.14	1.4	0.6	18	18.4	23	20	3	1.1			1	23	21	9	9	
95	2261	6.12	0.39	0.16	1.13	0.12	2.0	0.7	16	16.6	18	17	1	0.8			1	14	20	8	2	

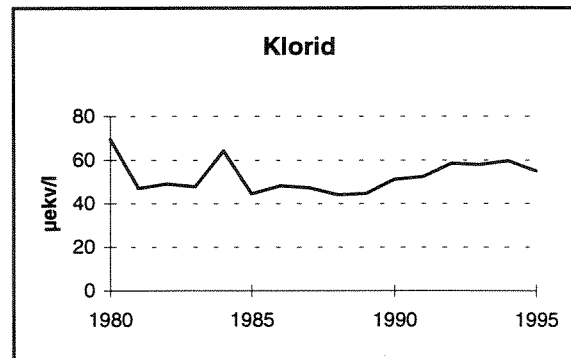
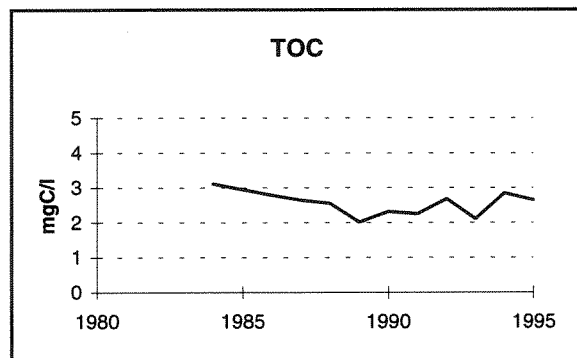
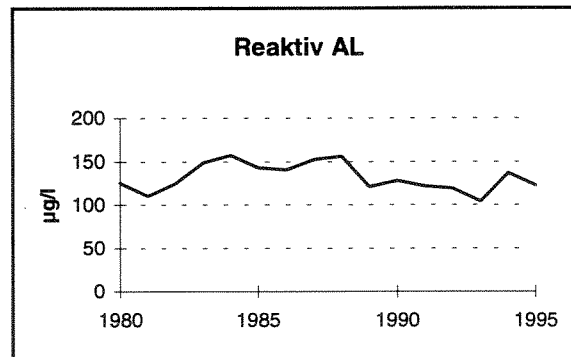
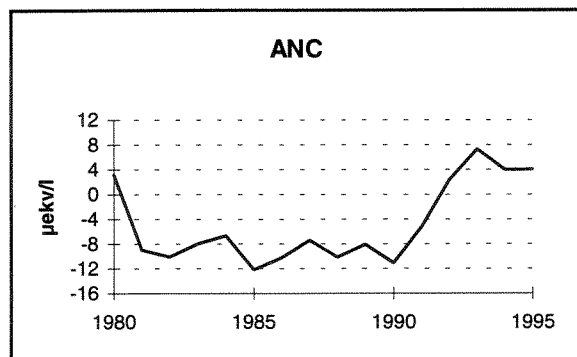
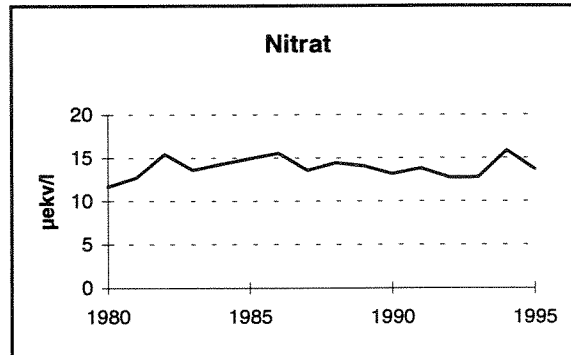
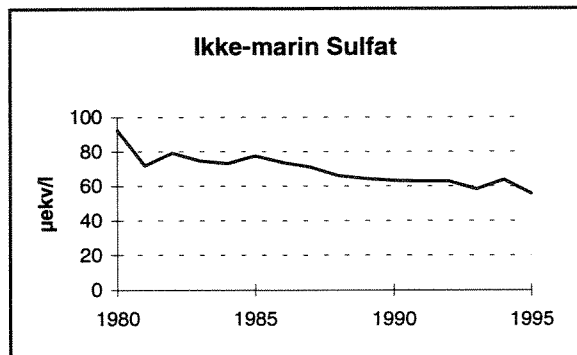
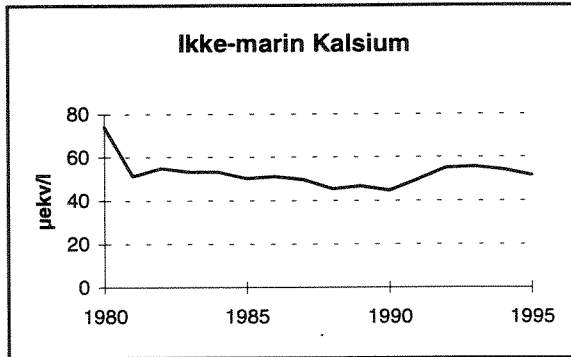
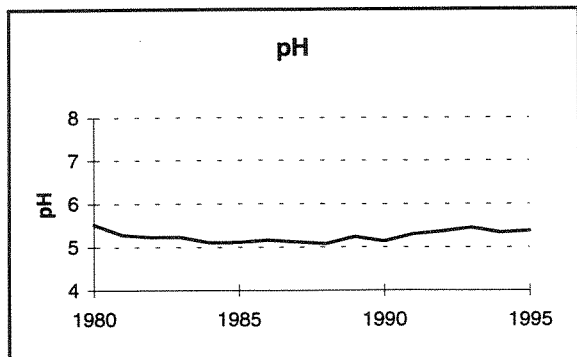
Dalelva (DALELV)

Ár	Vann mm	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	Alk µekvl	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	TOC µg C/l	Tot-N µg N/l	NH ₄ µg N/l	H ⁺ µekvl	ANC µekvl	ECM* µekvl	ESO ₄ * µekvl	ENa* µekvl
89	378	5.66	1.46	0.94	3.29	0.27	5.8	5.8	13	0.0	54	32	22	3.4			2	14	112	104	3
90	309	5.62	1.50	0.96	3.47	0.31	6.0	5.6	9	0.0	61	42	20	3.7			2	24	114	100	5
91	307	5.88	1.52	0.93	3.59	0.27	6.0	5.5	6	0.0	59	47	12	3.6			1	30	113	98	11
92	468	5.83	1.56	0.98	3.84	0.30	6.7	5.3	13	0.0	61	55	6	3.7			1	31	114	92	4
93	301	6.03	1.75	0.98	4.09	0.30	6.6	5.5	11	0.0	39	37	3	3.0			1	51	125	95	17
94	145	5.83	1.46	0.87	3.92	0.26	6.1	4.8	10	0.0	57	53	3	3.7			1	49	104	83	24
95	640	5.90	1.40	0.82	3.43	0.23	5.4	5.0	12	0.0	66	65	1	3.8			1	35	101	88	18

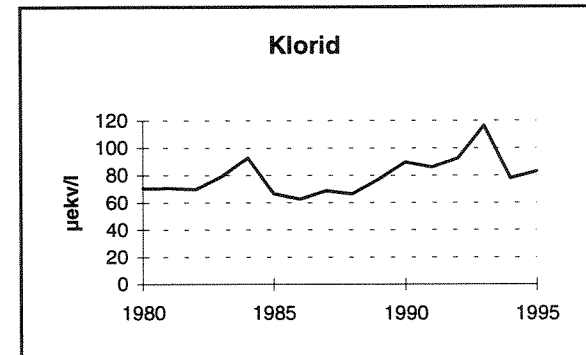
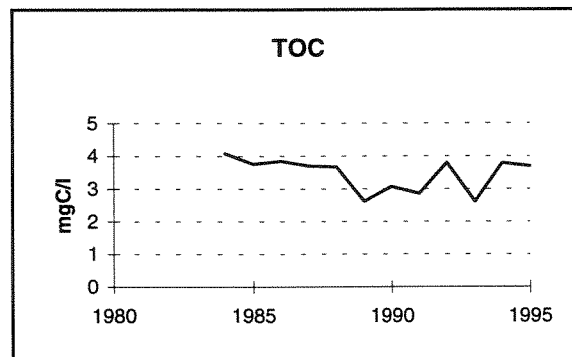
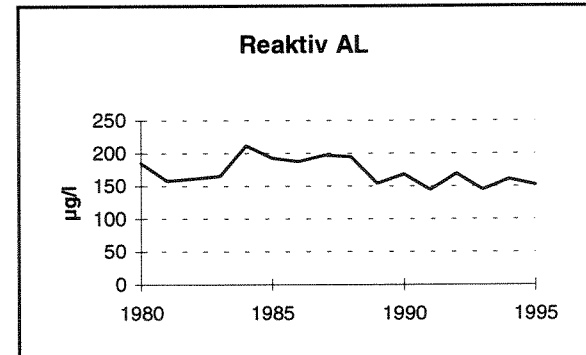
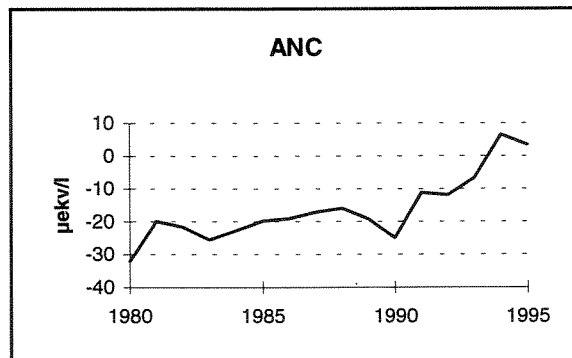
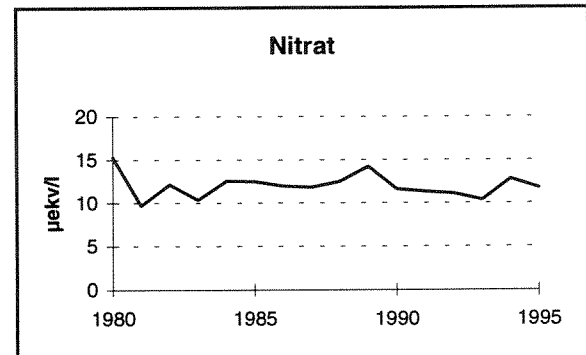
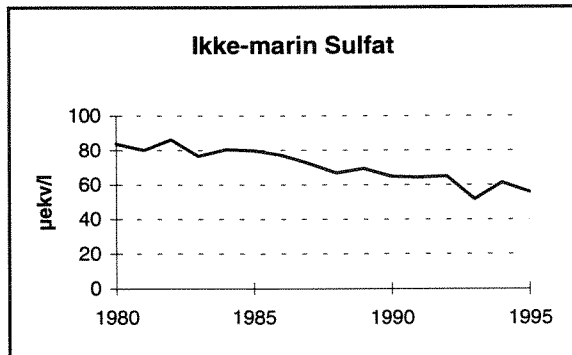
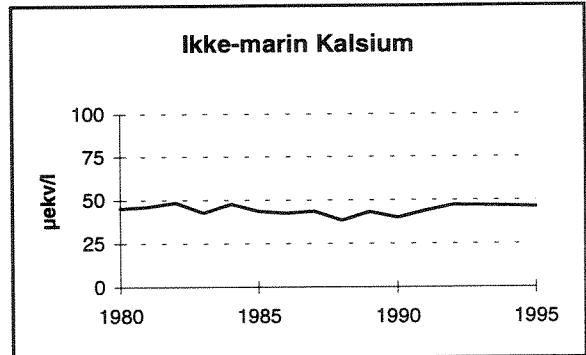
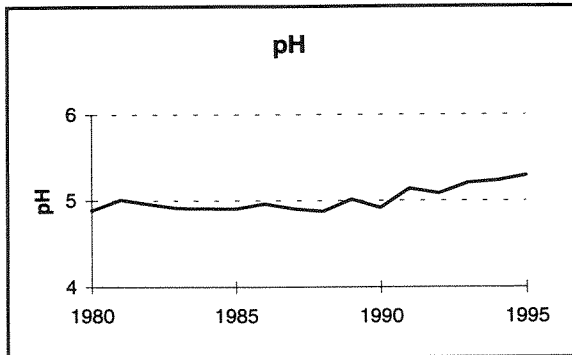
Årsmidler i 3.1 Gjerstadelva



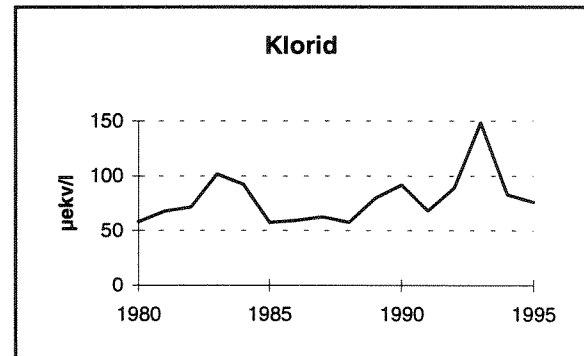
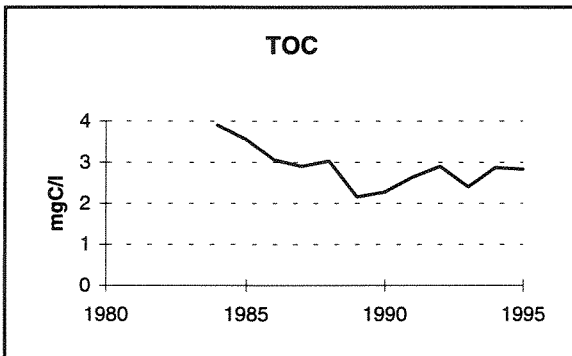
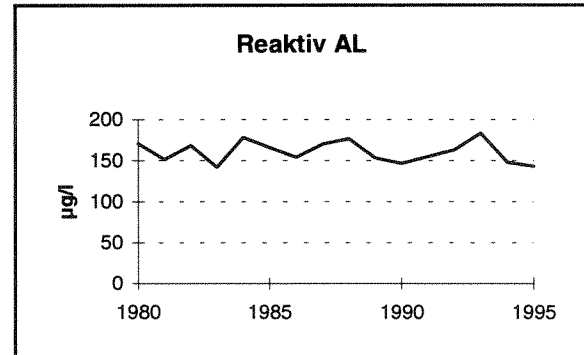
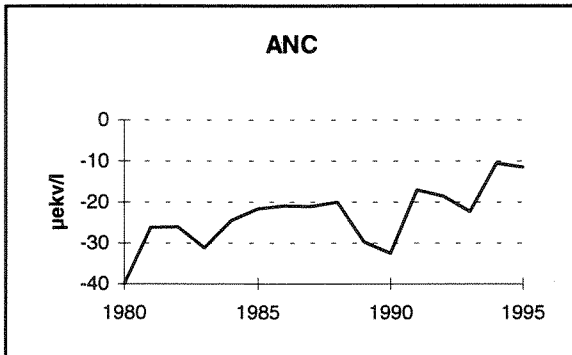
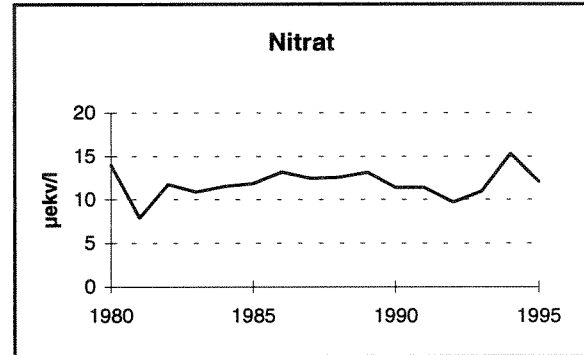
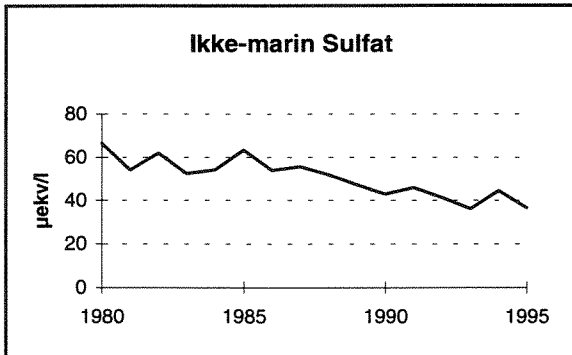
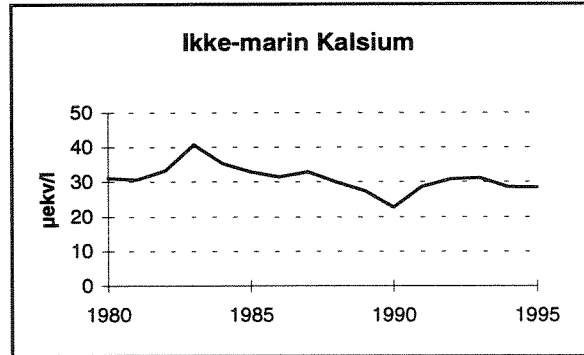
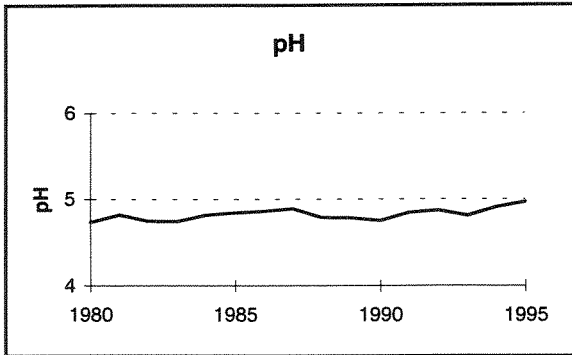
Årsmidler i 5.1 Nidelva



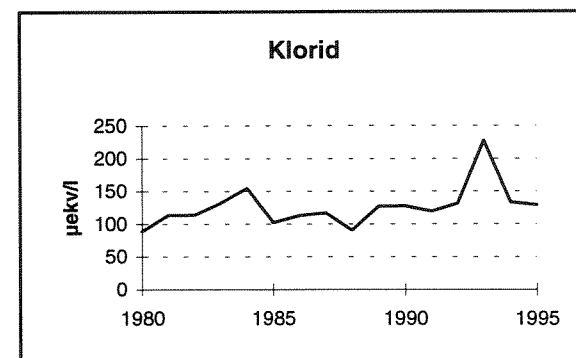
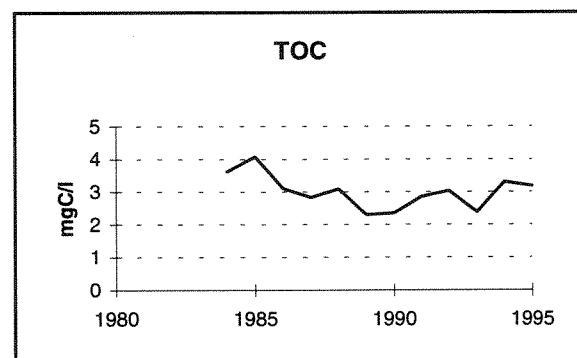
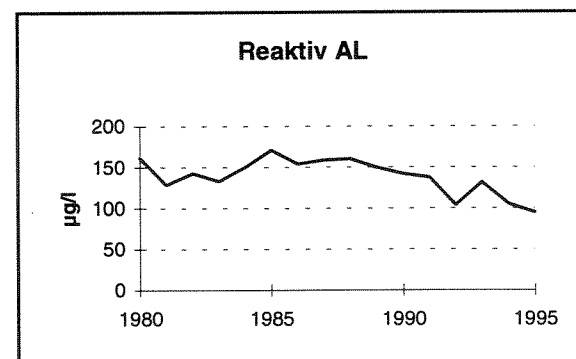
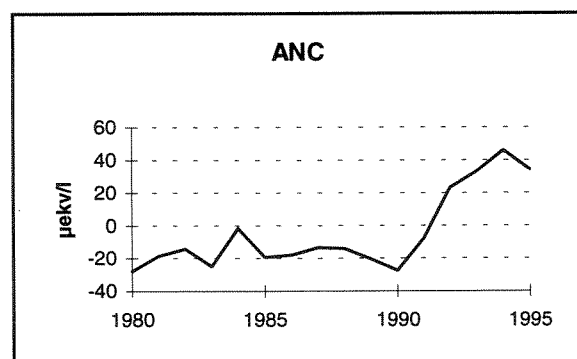
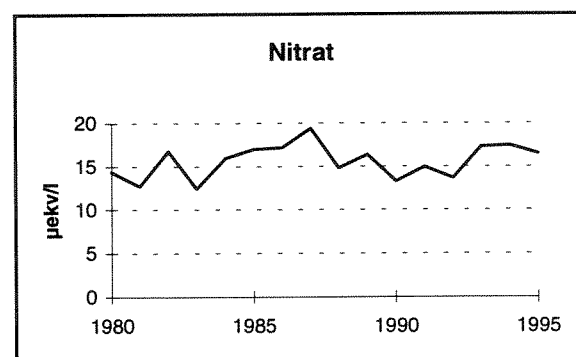
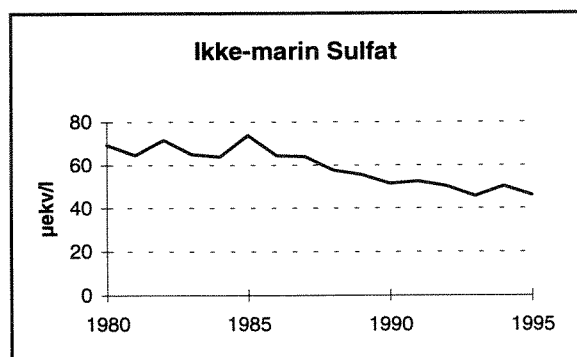
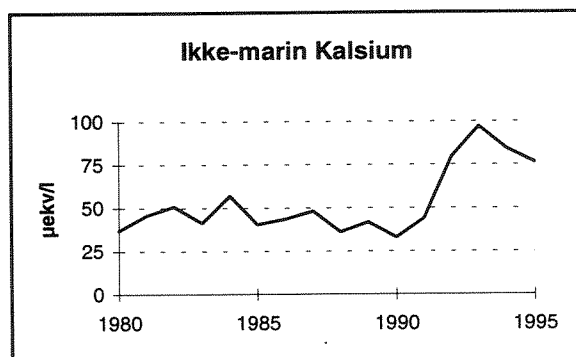
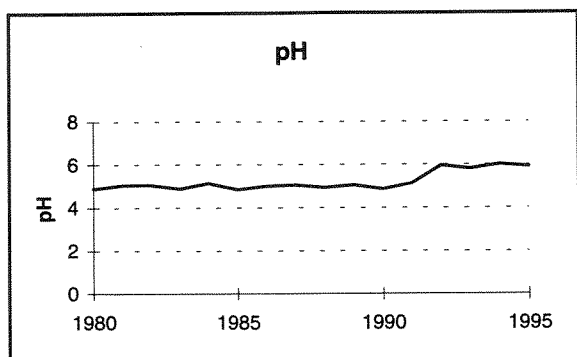
Årsmidler i 7.1 Tovdalselva



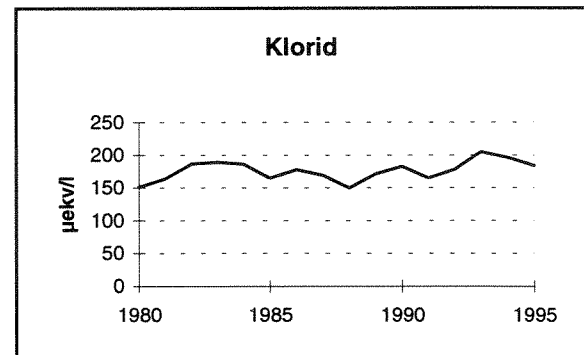
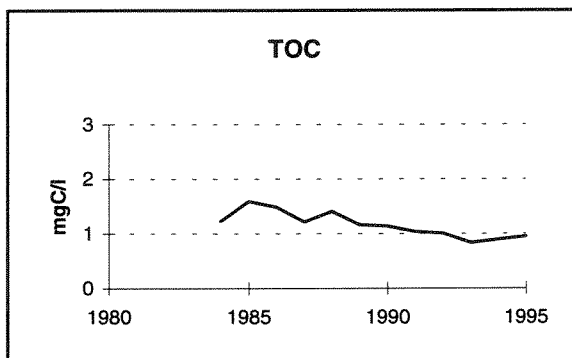
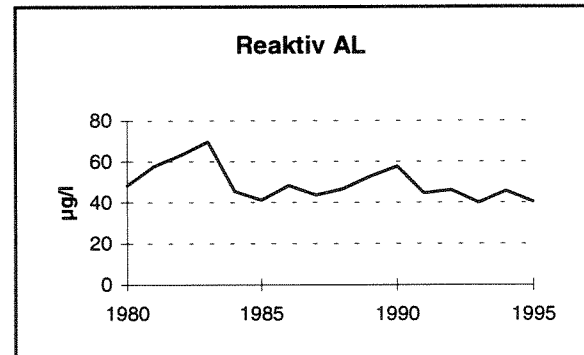
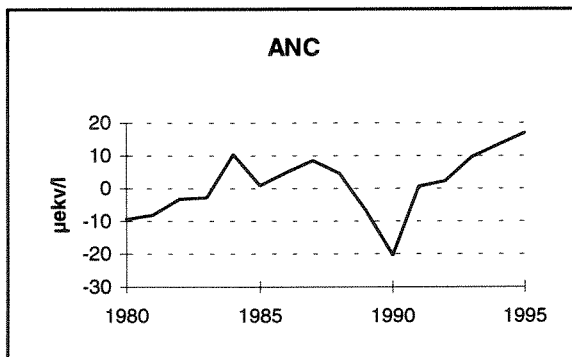
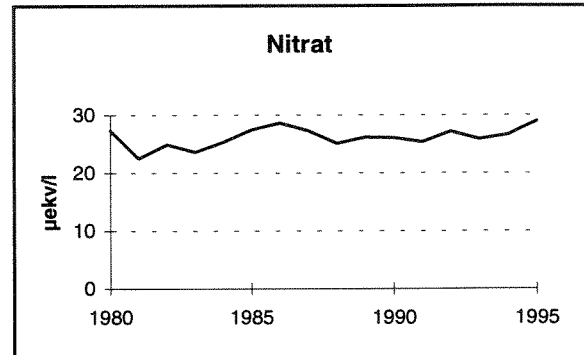
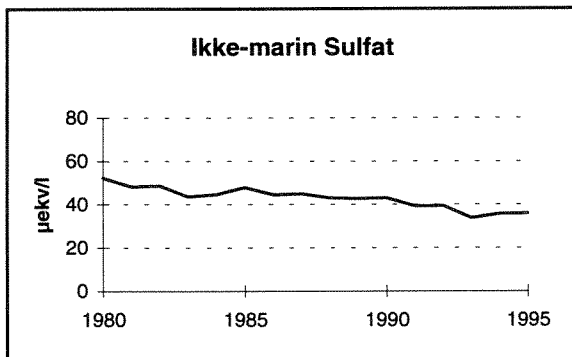
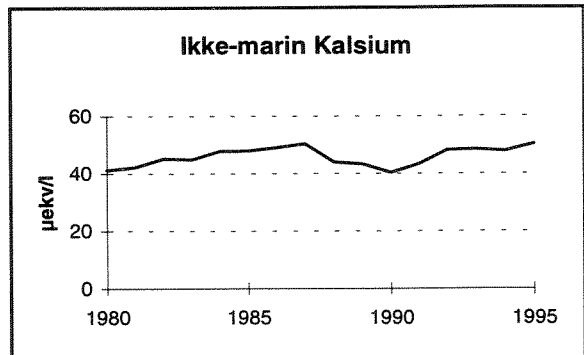
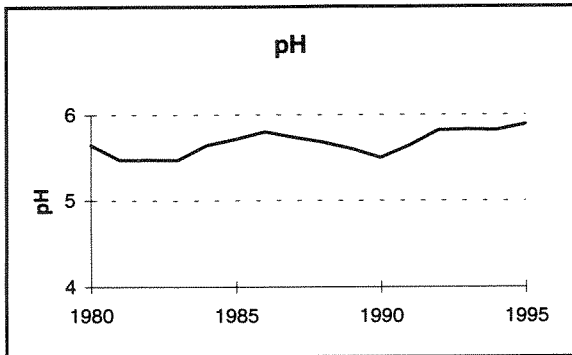
Årsmidler i 11.1 Mandalselva



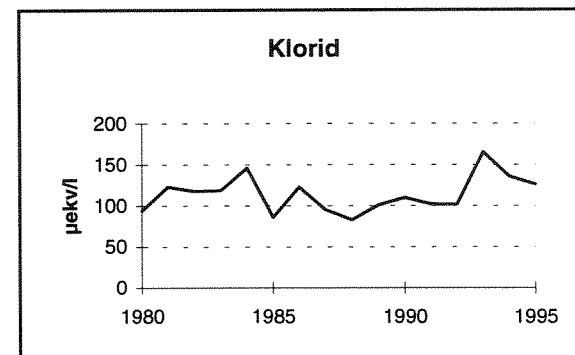
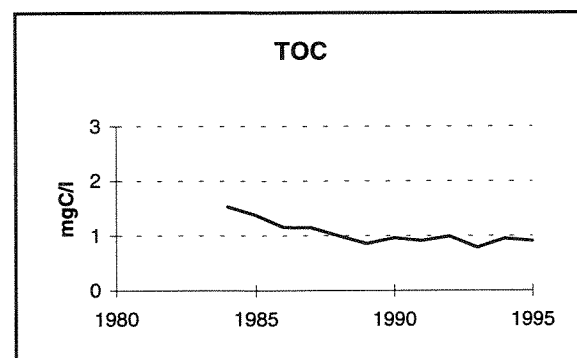
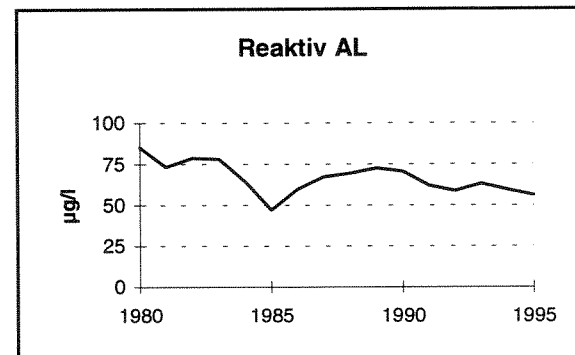
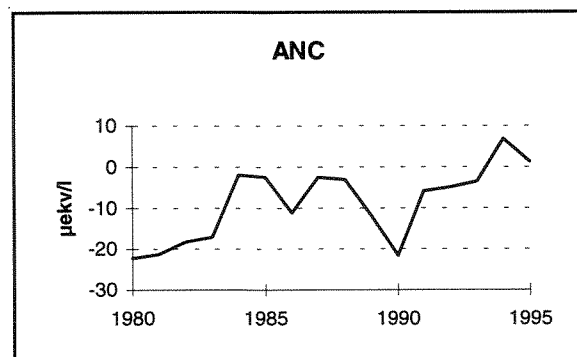
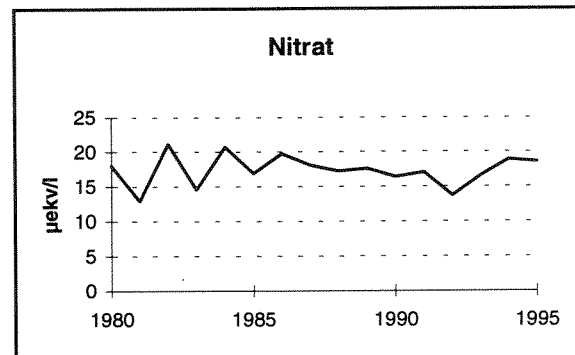
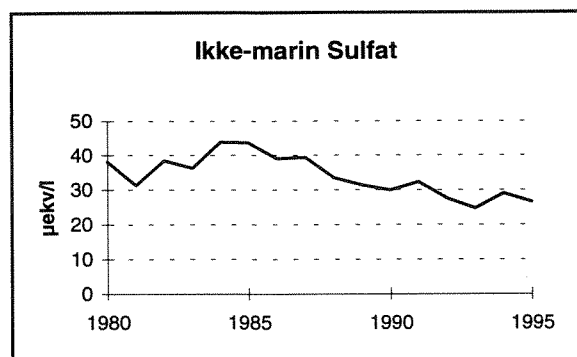
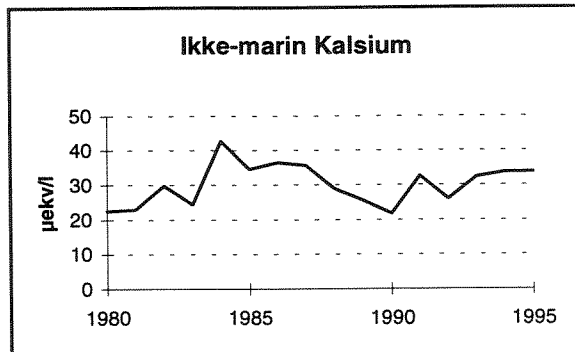
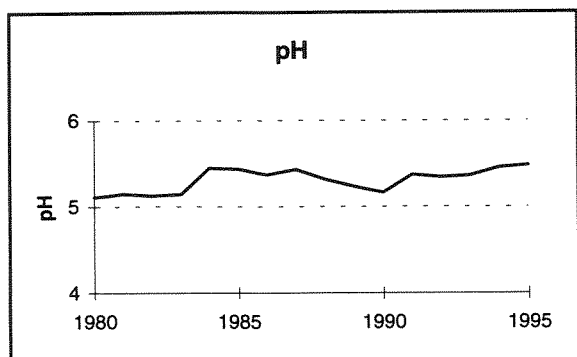
Årsmidler i 13.1 Lygna



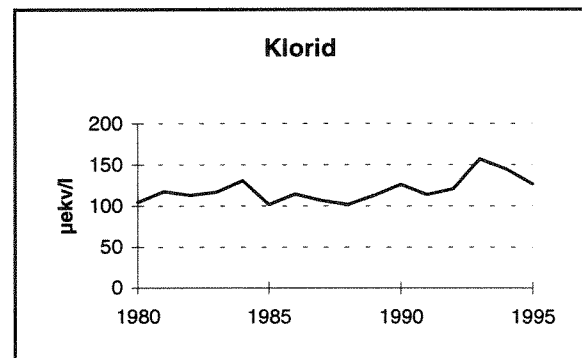
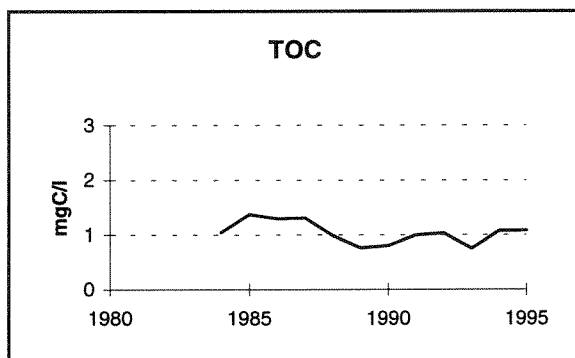
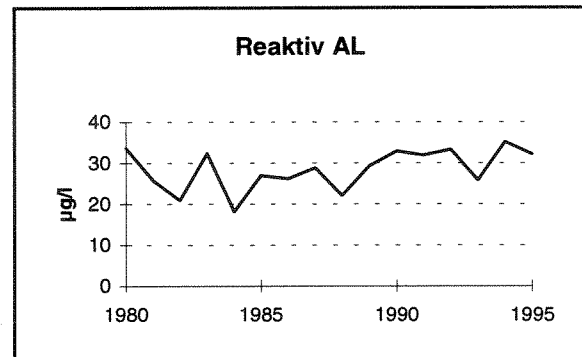
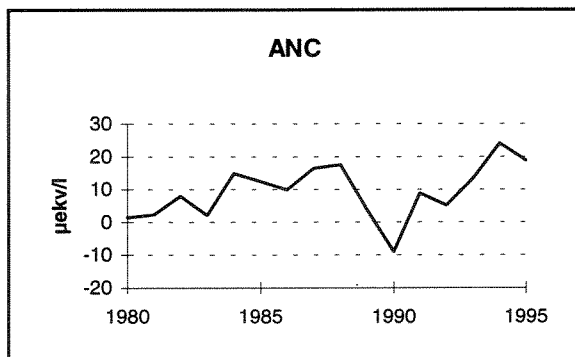
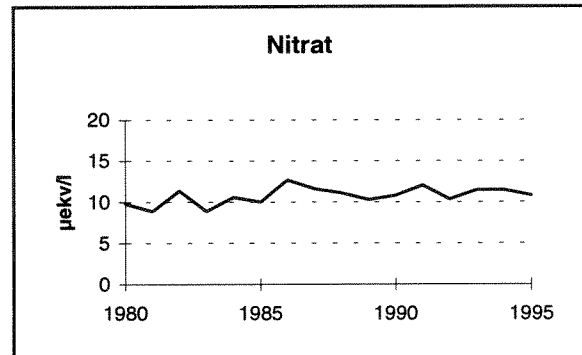
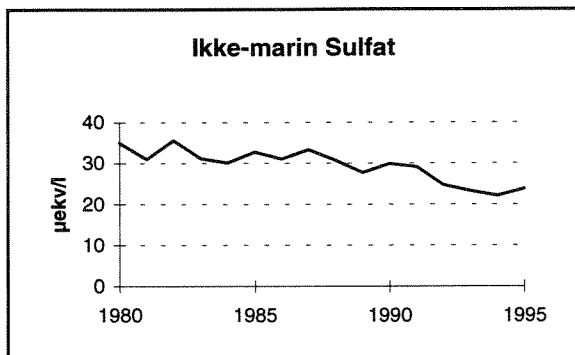
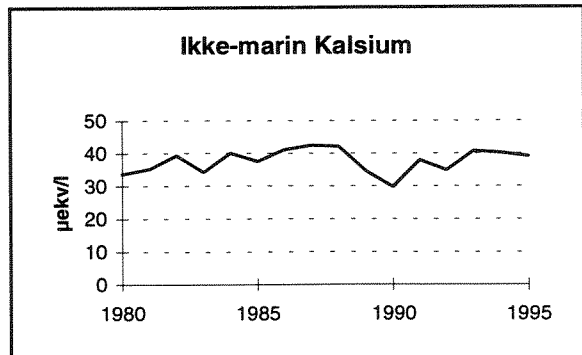
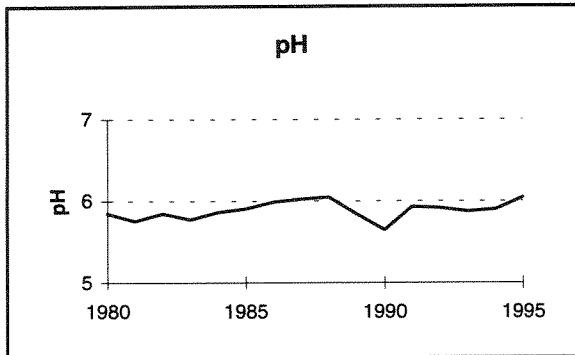
Årsmidler i 19.1 Bjerkreimselva



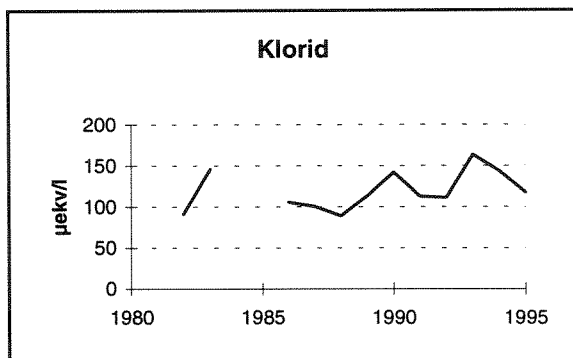
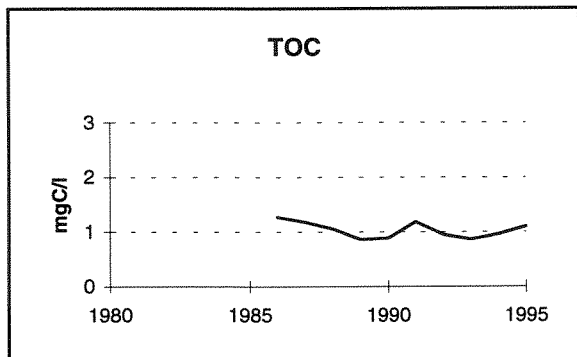
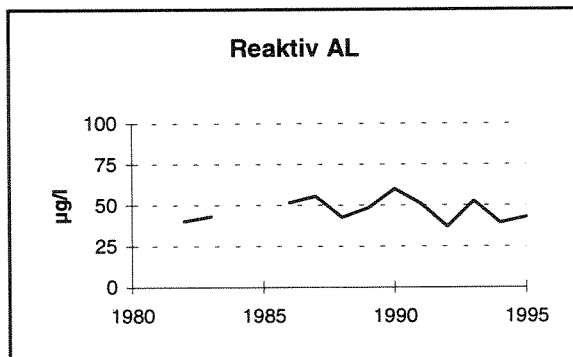
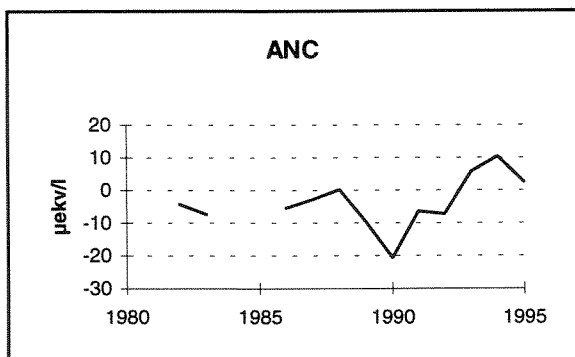
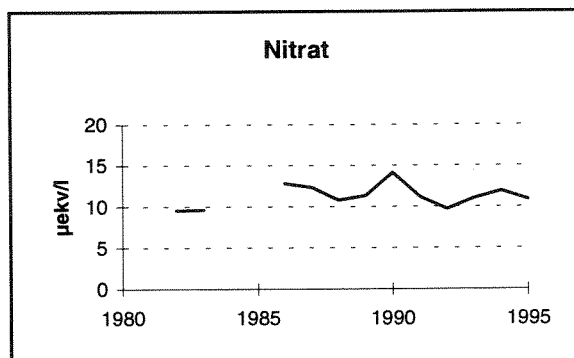
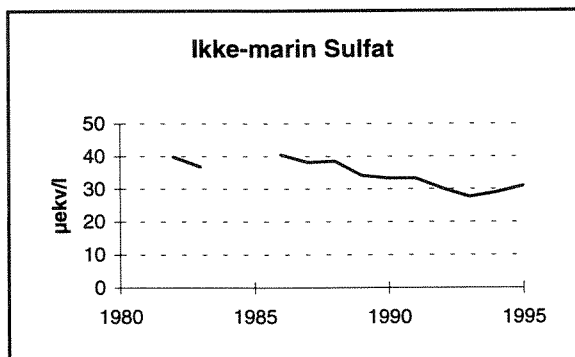
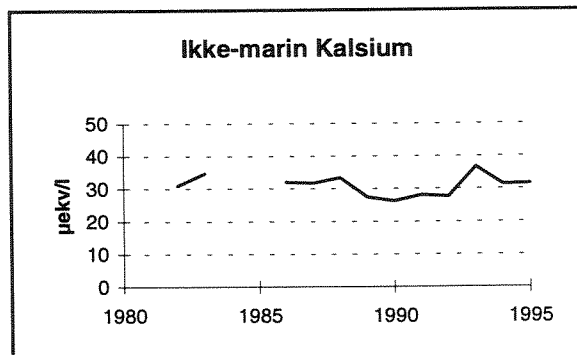
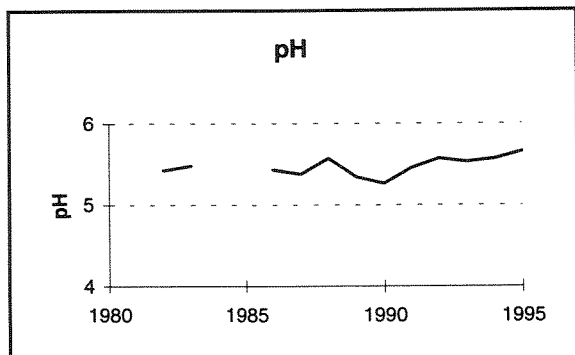
Årsmidler i 23.1 Dirdalselva



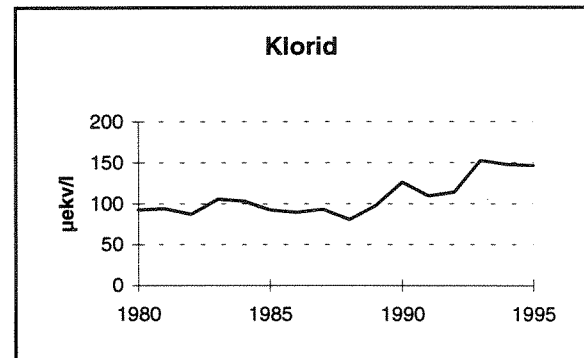
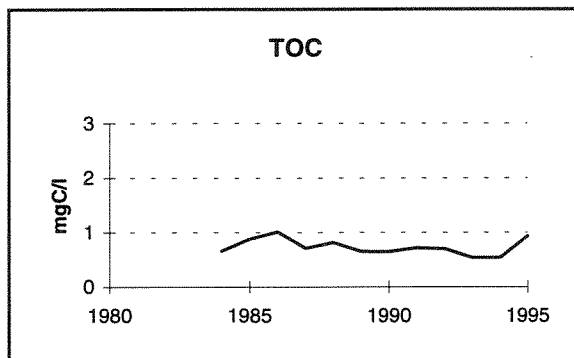
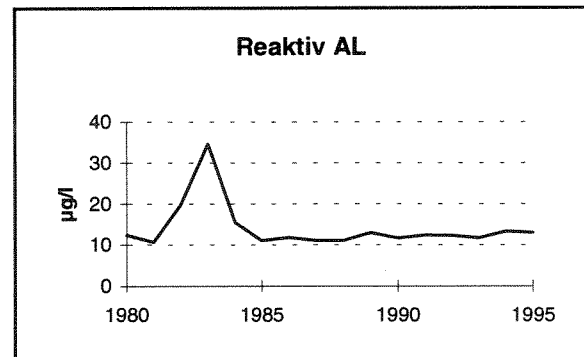
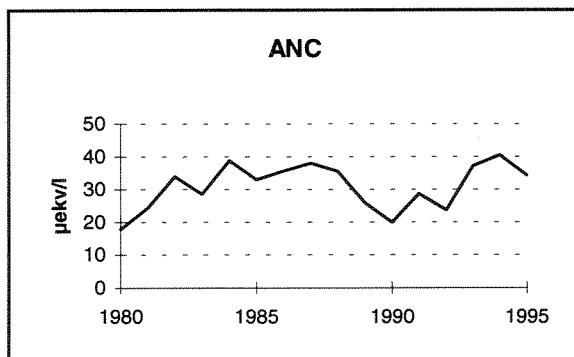
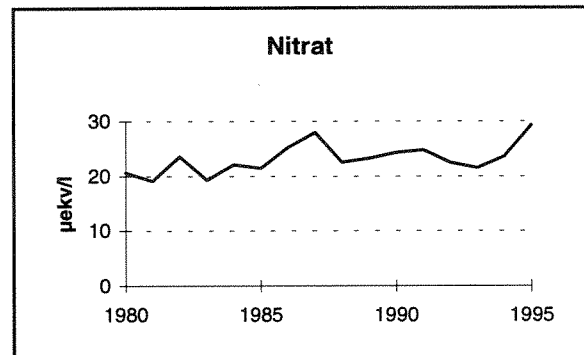
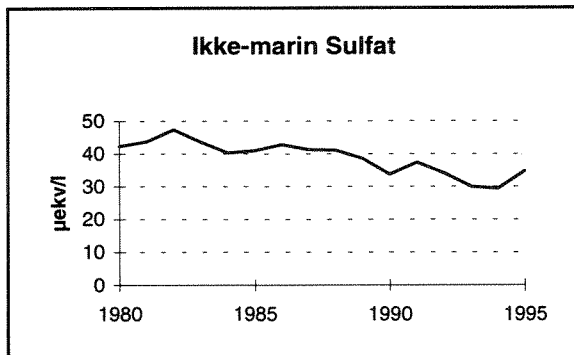
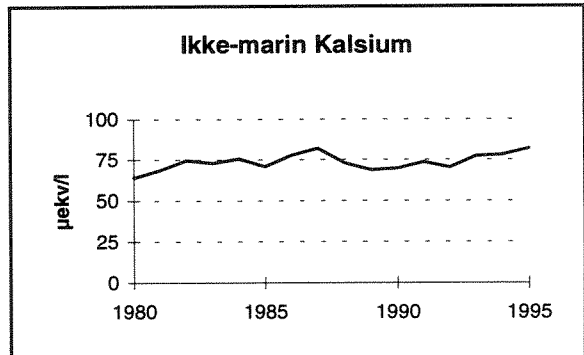
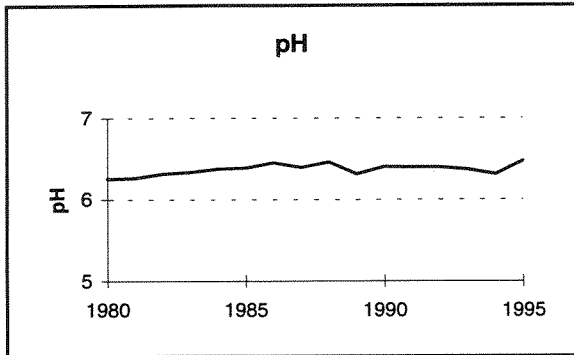
Årsmidler i 26.1 Ärdalselva



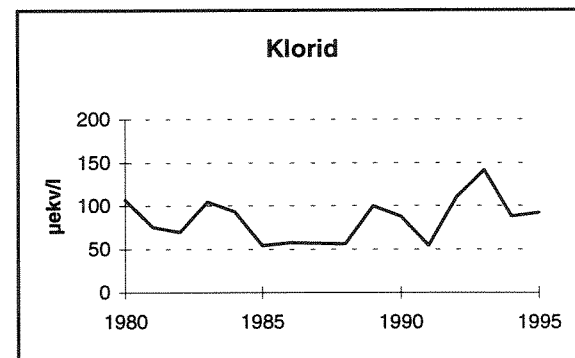
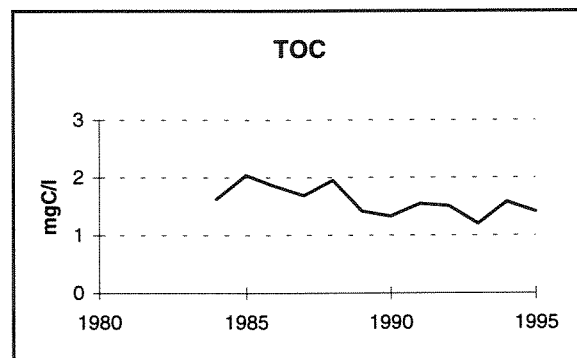
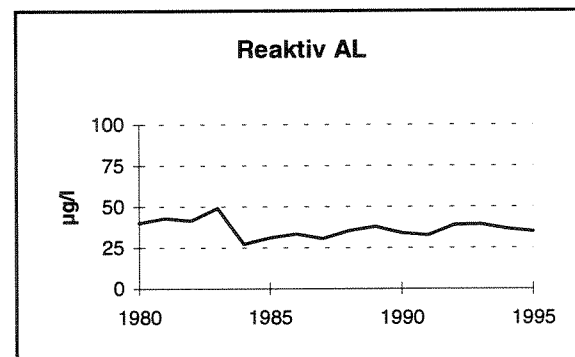
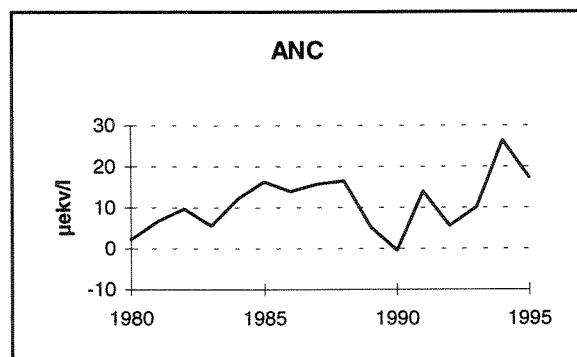
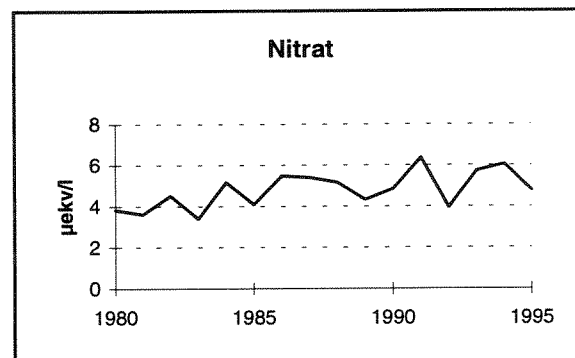
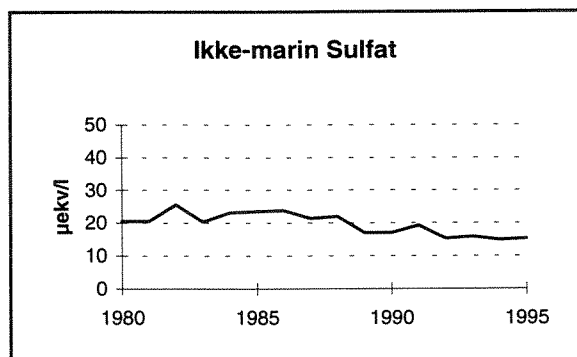
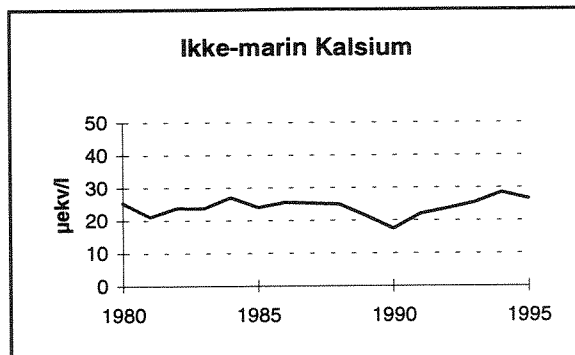
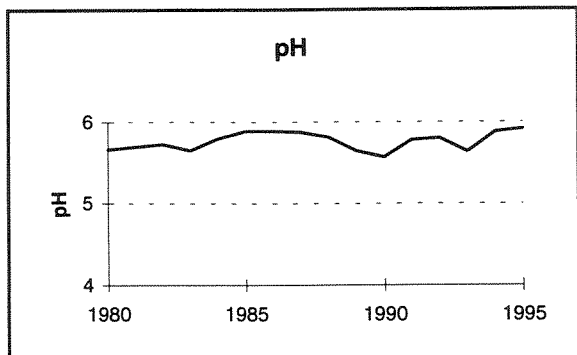
Årsmidler i 32.9 Vikedalselva



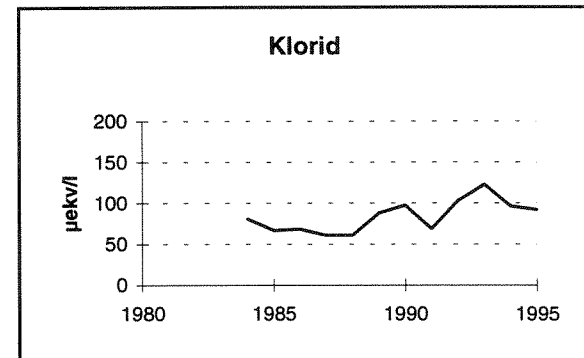
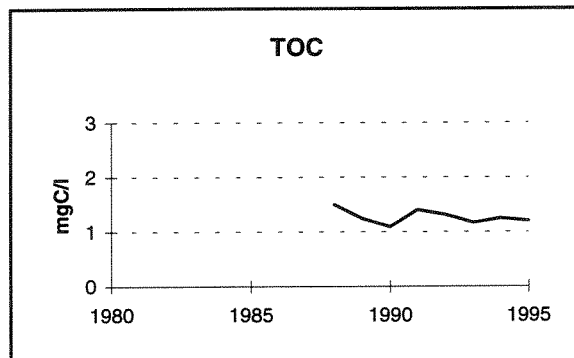
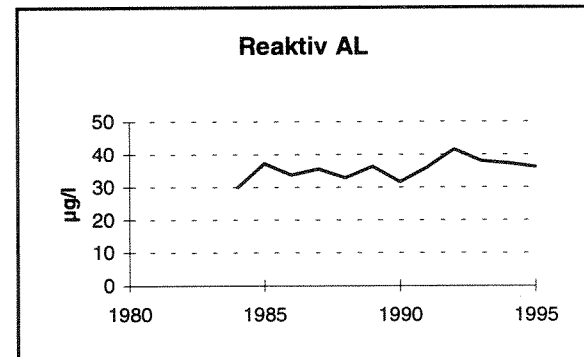
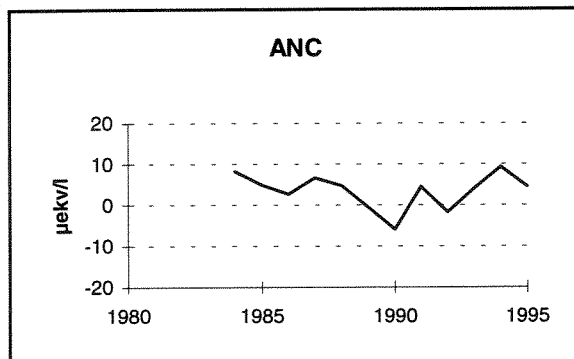
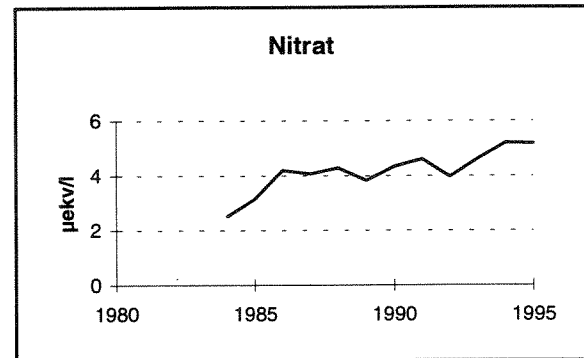
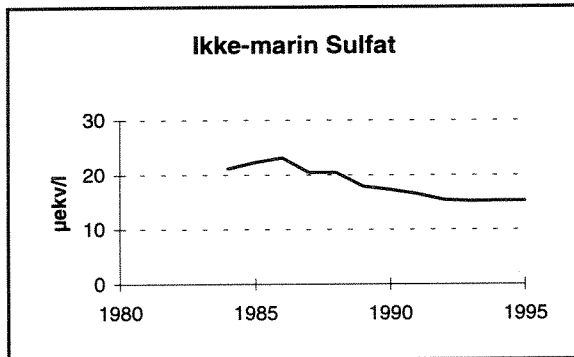
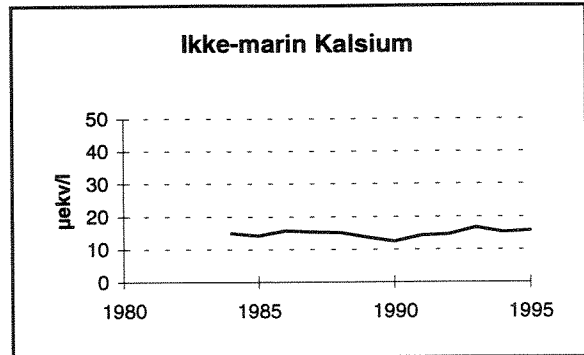
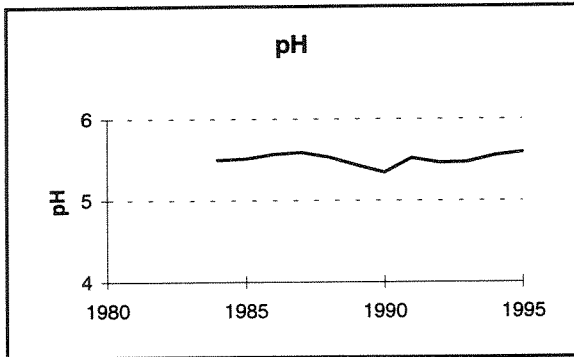
Årsmidler i 33.1 Etneelva



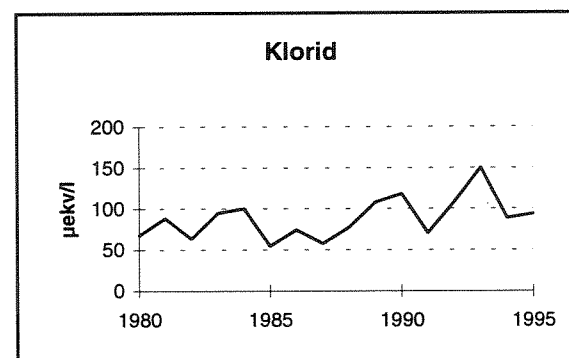
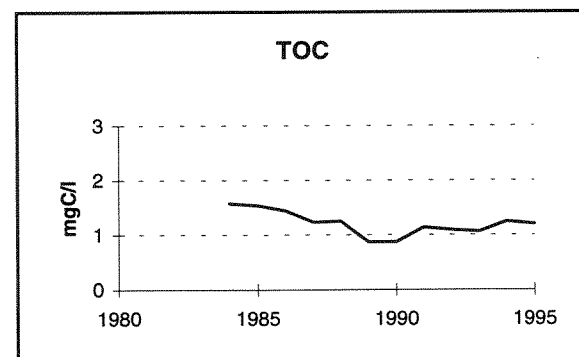
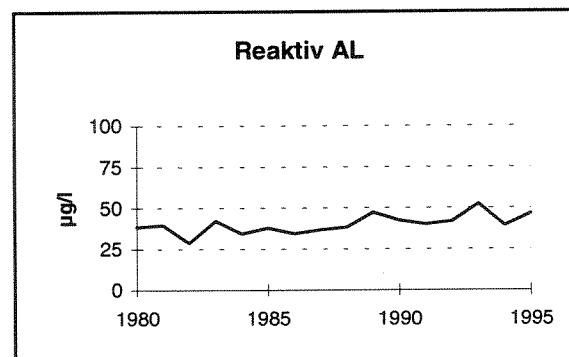
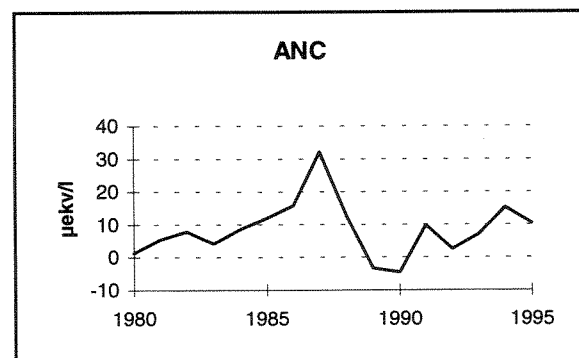
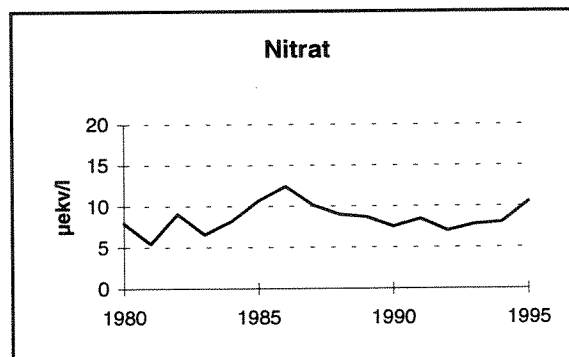
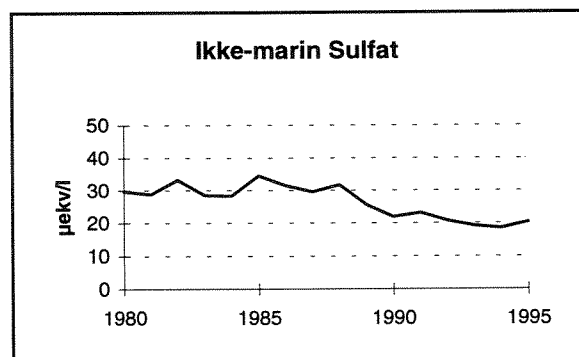
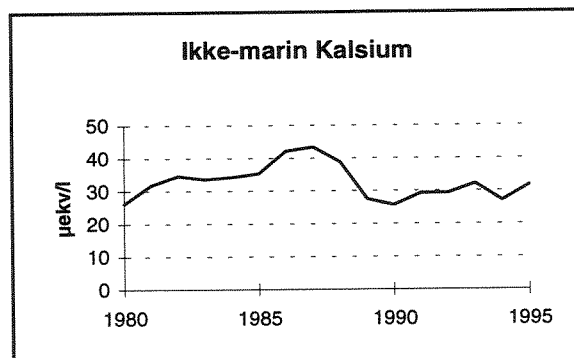
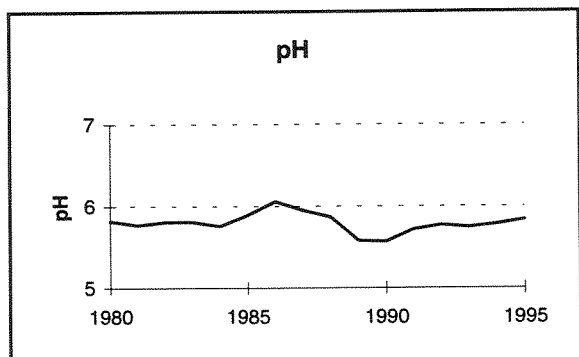
Årsmidler i 34.1 Nausta



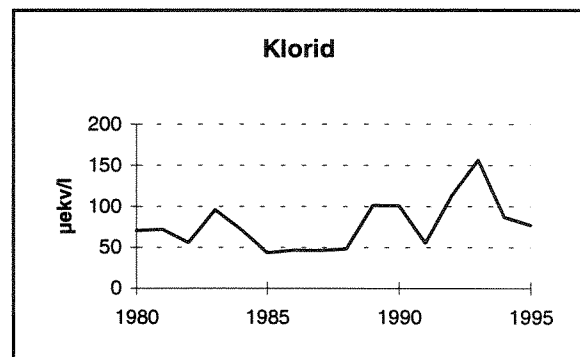
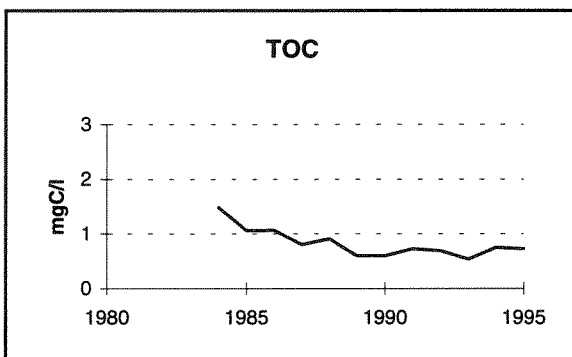
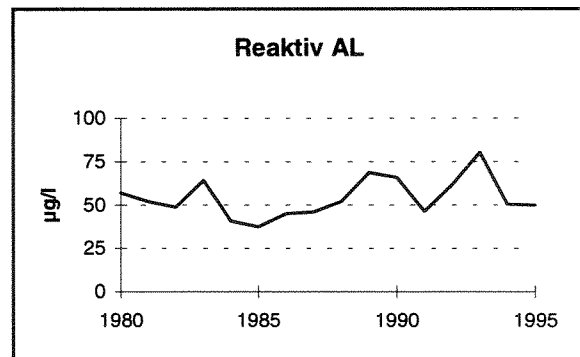
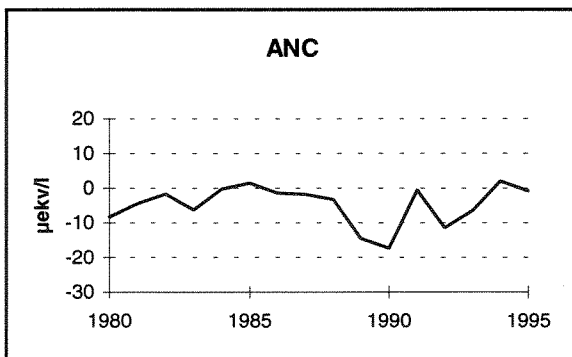
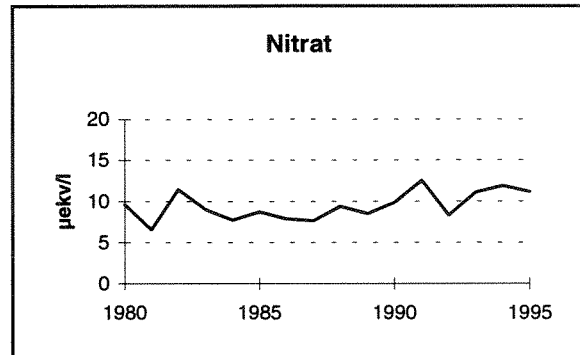
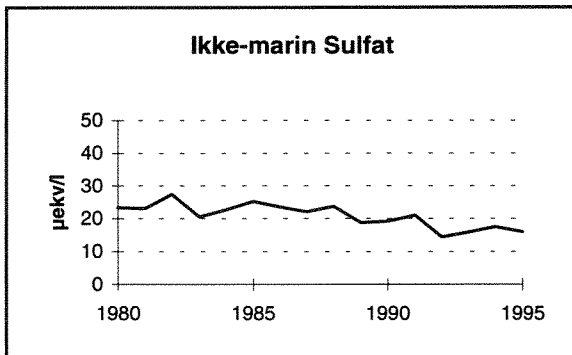
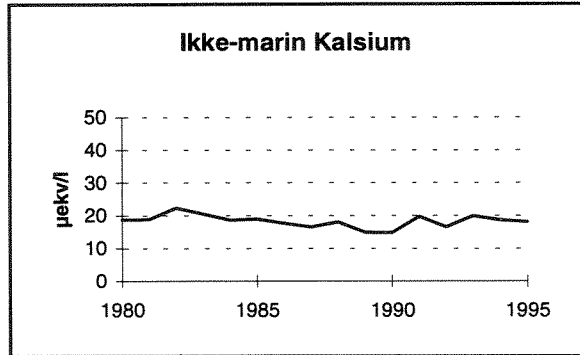
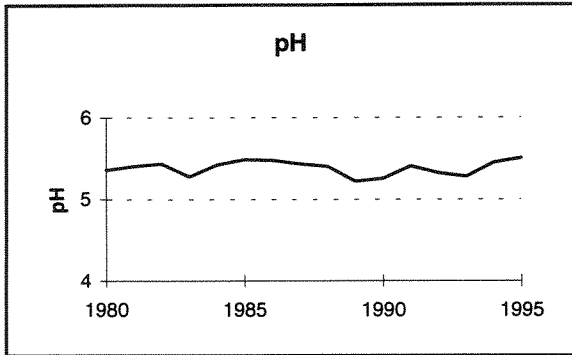
Ärsmidler i 34.5 Trodøla i Naustdal



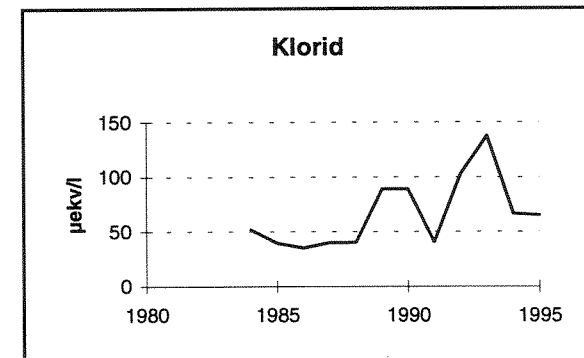
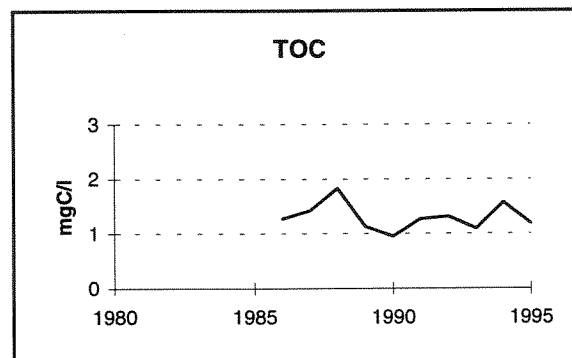
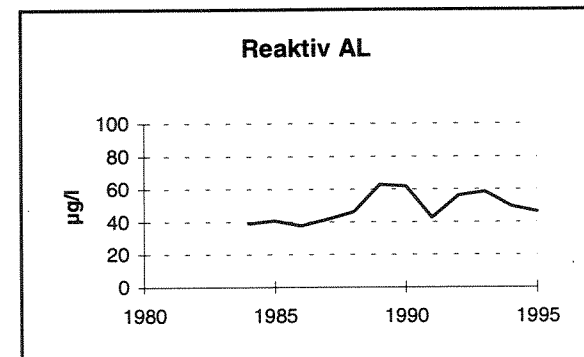
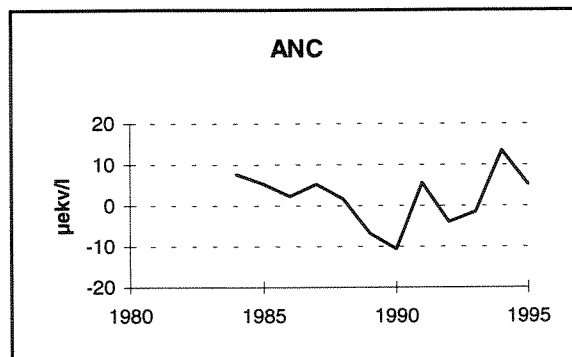
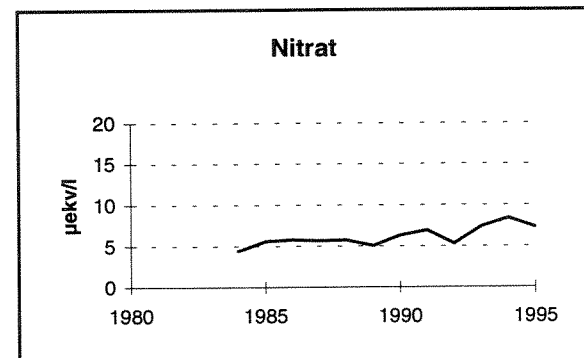
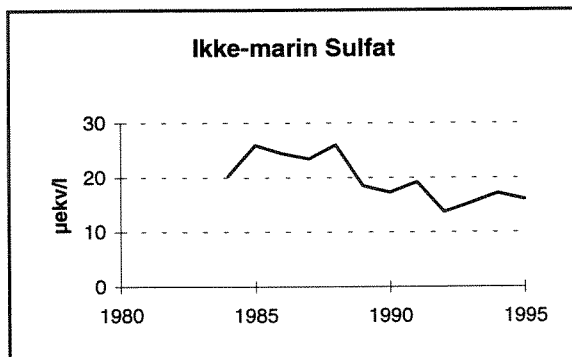
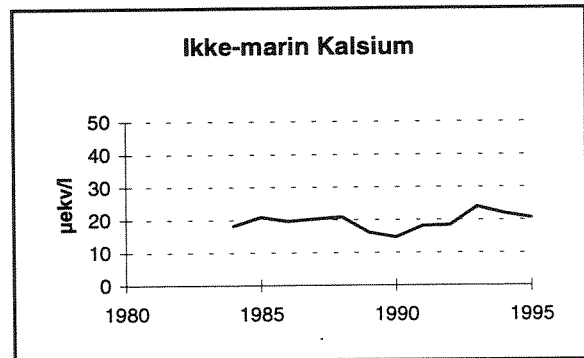
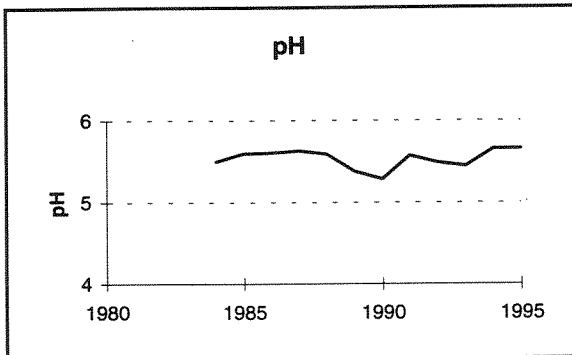
Årsmidler i 45.1 Ekso



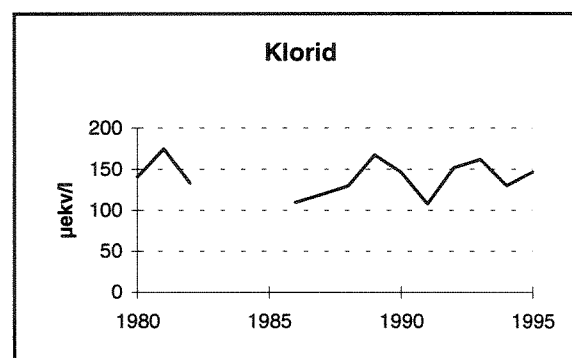
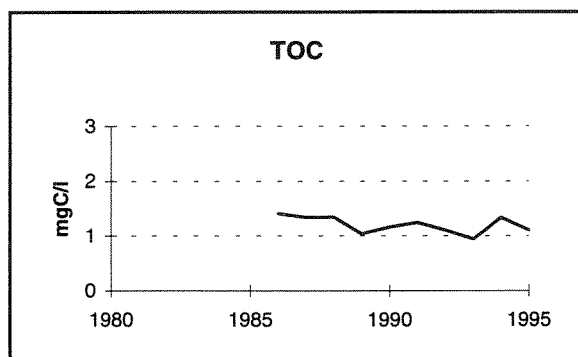
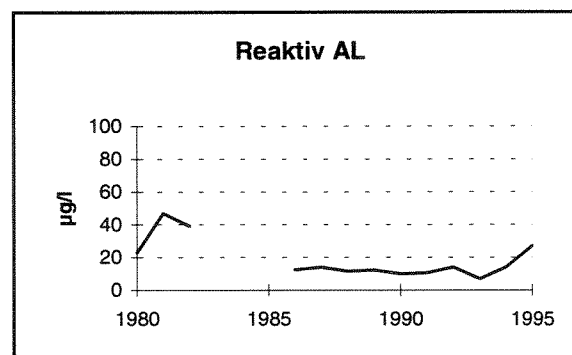
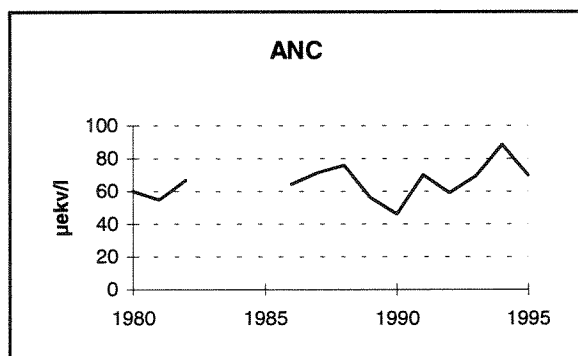
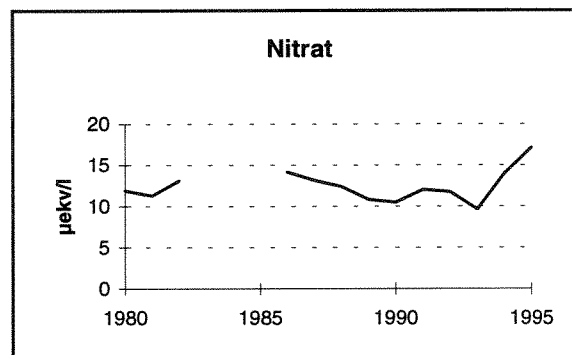
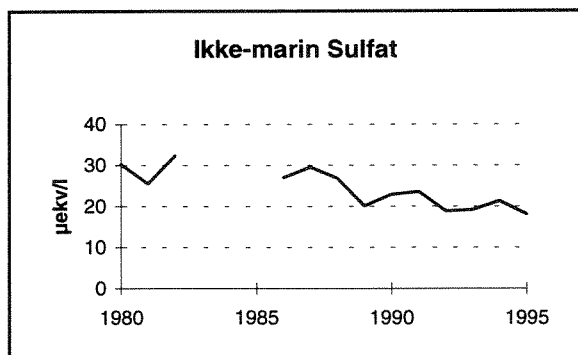
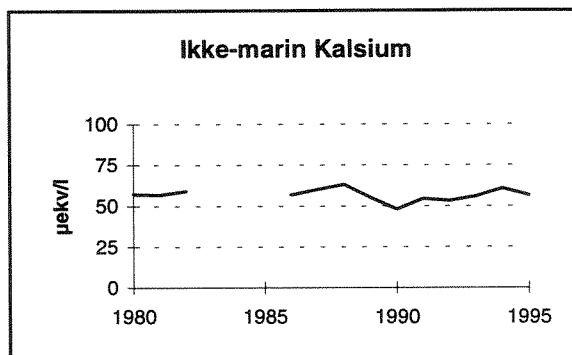
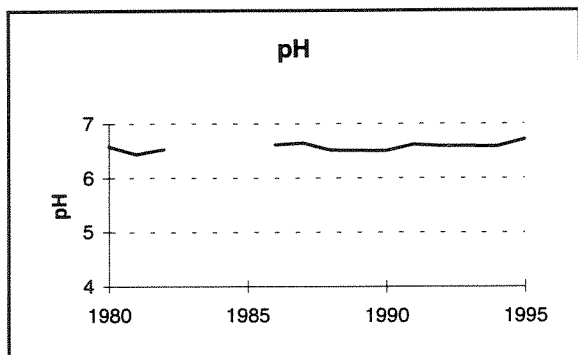
Årsmidler i 46.1 Moelva



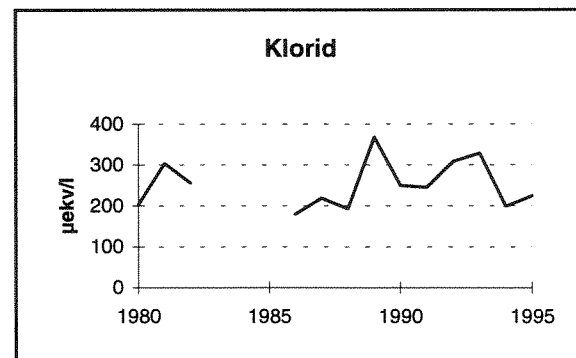
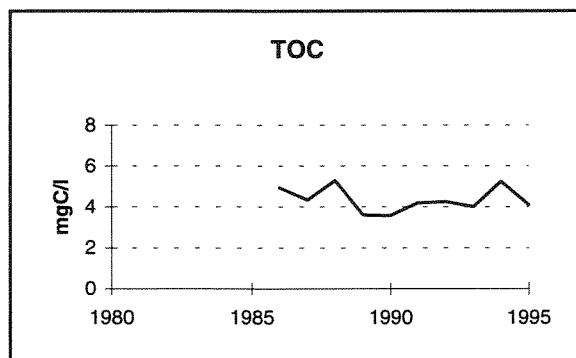
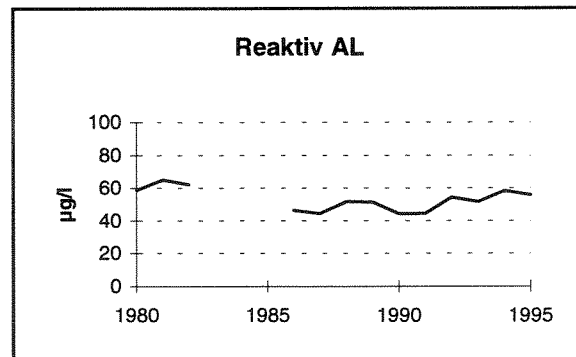
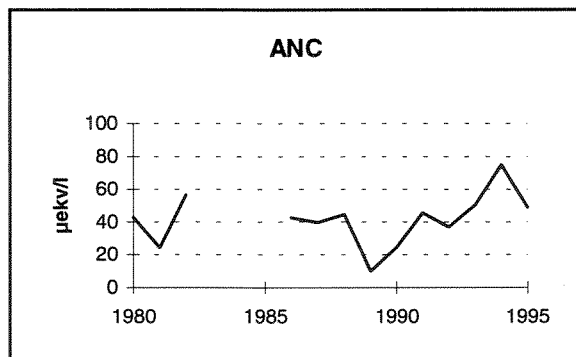
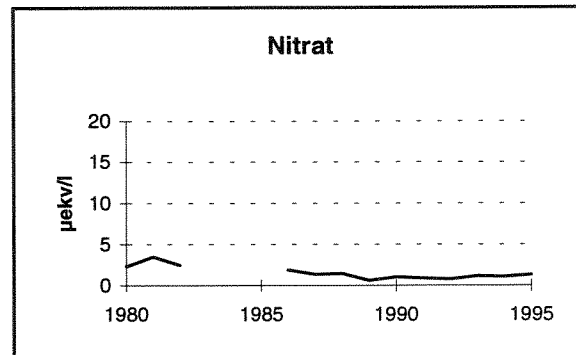
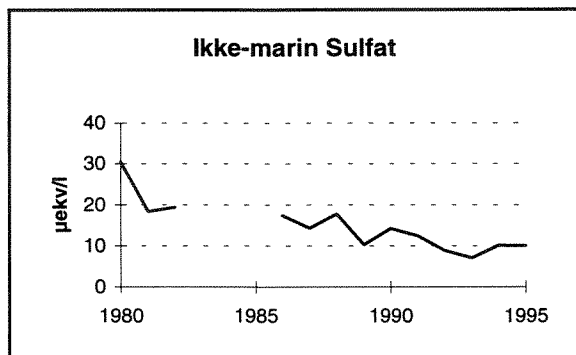
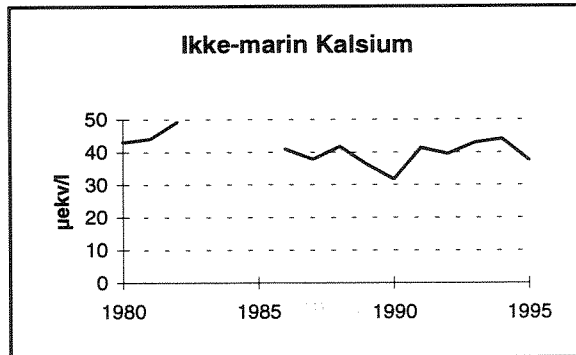
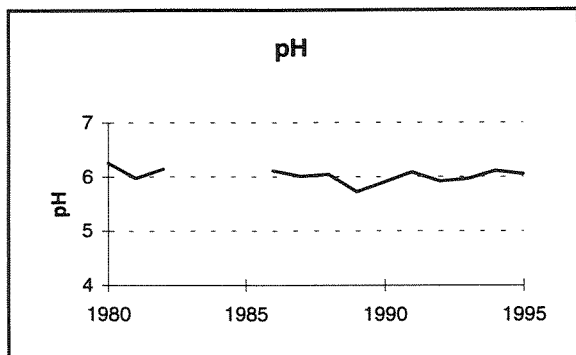
Årsmidler i 57.3 Gaula



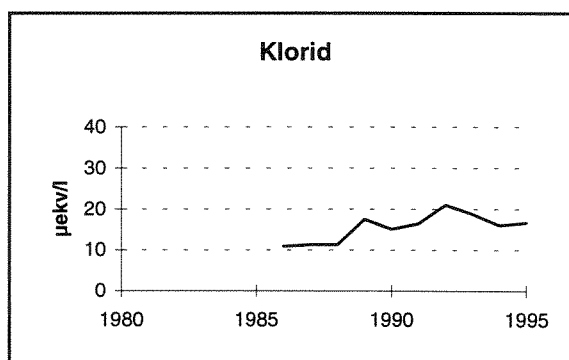
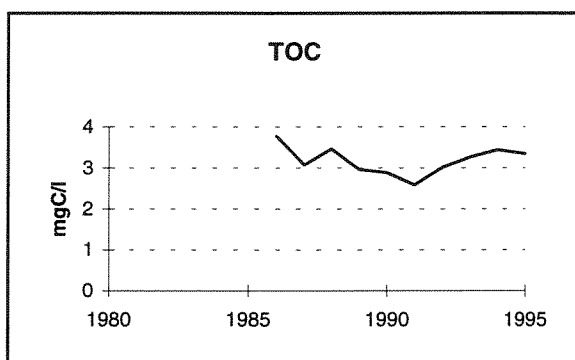
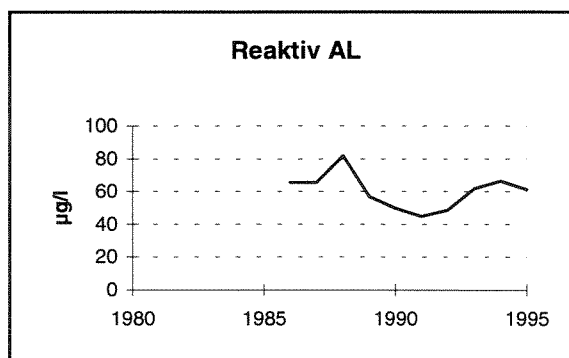
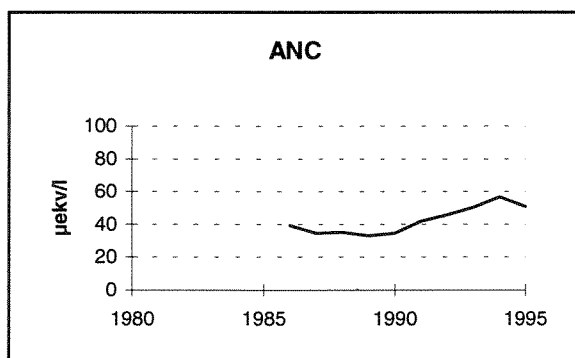
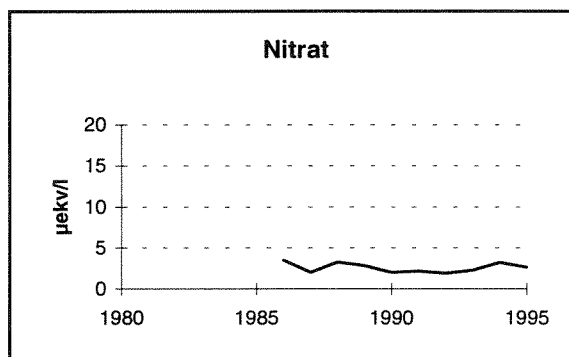
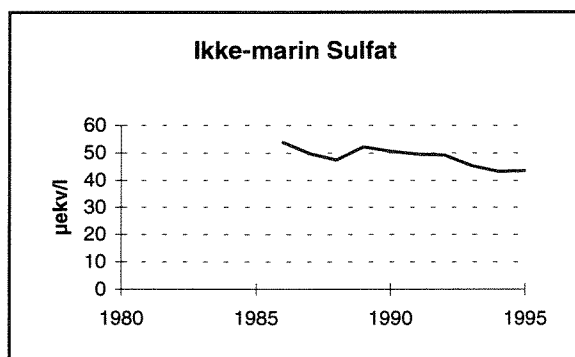
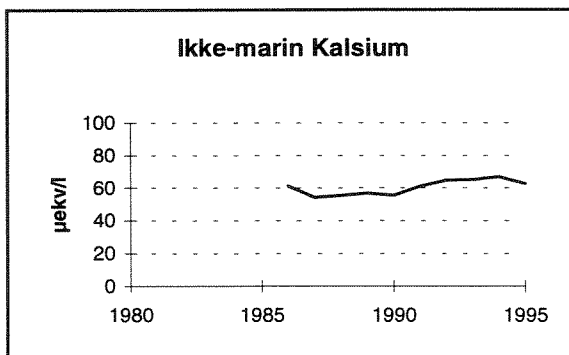
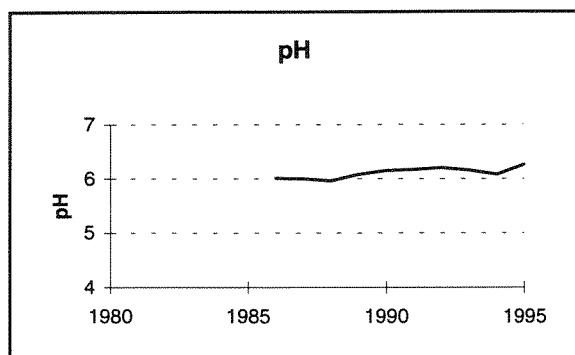
Årsmidler i 65.1 Ørstaelva



Årsmidler i 77.2 Øyensåa



Årsmidler i 90.1 Aurdøla



Vedlegg B. Beregning av indeks for bunndyr

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.

Art/gruppe	Forsuringsverdi

Snegl (Gastropoda)	
Marflo (<i>Gammarus</i>)*	
Skjoldkreps (<i>Lepidurus</i>)*	1
Døgnfluer:	
<i>Baetis</i> spp.	
<i>Caenis horaria</i>	

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.	0.5
<i>Leuctra fusca</i>	
Vårfluer:	
<i>Apatania</i> spp.	
<i>Hydropsyche</i> spp.	
<i>Philopotamus montanus</i>	
<i>Lepidostoma hirtum</i>	
<i>Itytrichia lamellaris</i>	
<i>Glossosoma</i> sp.	

Småmuslinger	0.25

Ingen registrering av ovenfornevnte arter/grupper	0

Dersom en lokalitet inneholder rimelige mengder av en eller flere av de artene som gir verdien 1, vil vi karakterisere området som lite påvirket, uavhengig av andre registreringer. Ved sporadiske forekomster reduseres verdien til 0.5, moderat forsuringegrad.

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 moderat forsuringsskadet. Hvis også alle 0.5 verdi-artene mangler, karakteriseres området som tydelig påvirket.

I mange tilfeller blir det også undersøkt lokaliteter som egner seg for småmuslinger (*Pisidium*). 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 betydelig skadet. 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 sterkt forsuringsskadet, verdi 0.

Vassdragets forsuringsverdi beregnes som middelveien av enkeltlokalitetene.

Deltagende institusjoner :
"Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør"

Statens forurensingstilsyn

Pb. 8001 Dep.
0032 Oslo

Direktoratet for Naturforvaltning

Tungslletta 2
7005 Trondheim

Norsk institutt for luftforskning

Pb. 100
2007 Kjeller

Norsk institutt for vannforskning

Pb. 173 Kjelsås
0411 Oslo

Norsk institutt for naturforskning

Tungslletta 2
7005 Trondheim

Institutt for Zoologi, Universitetet i Bergen

Allgt. 41
5007 Bergen



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3544-96

ISBN 82-577-3091-2