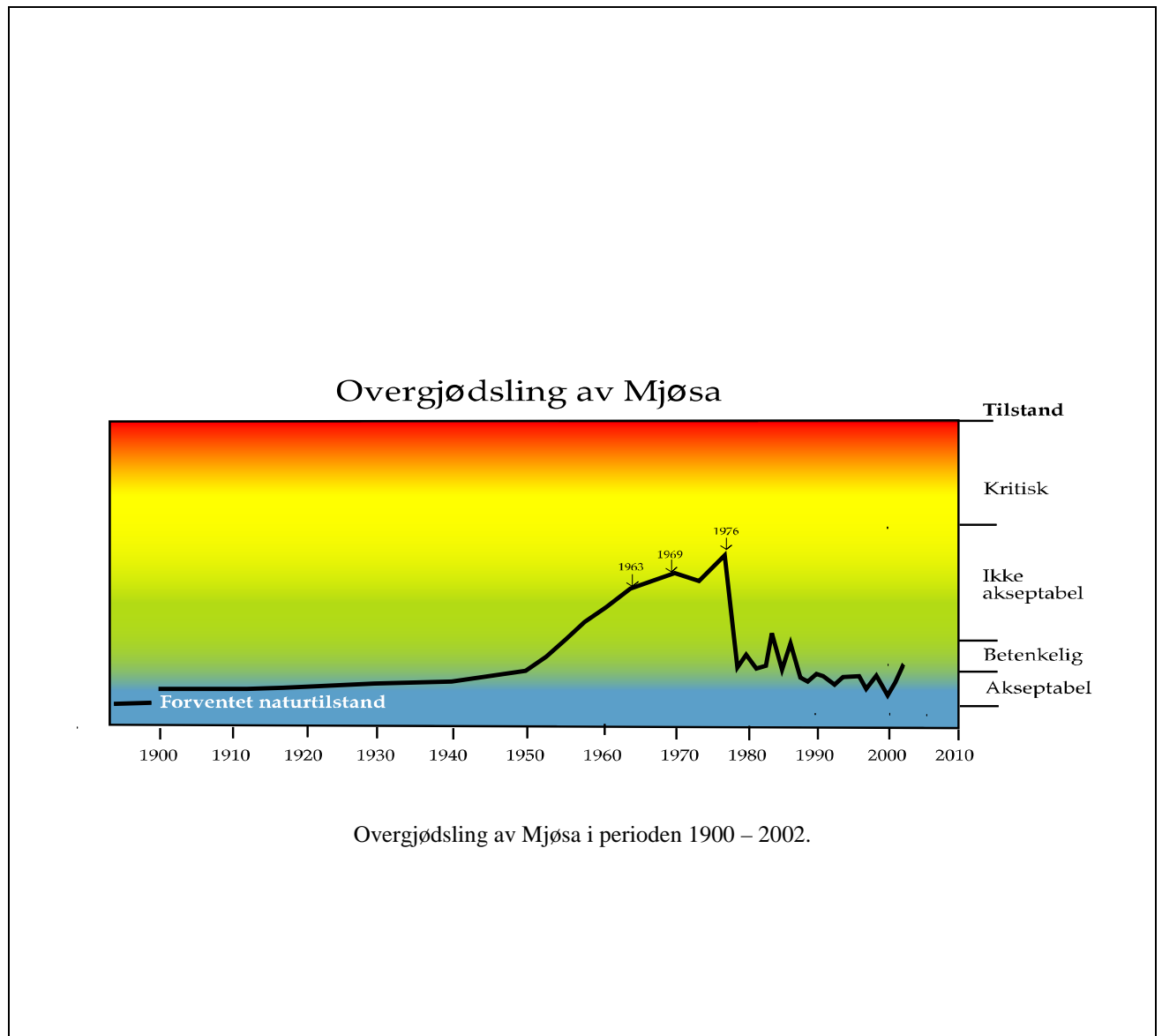


Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver

Samlerapport for 2001 og 2002



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Samlerapport for 2001 og 2002.	Løpenr. (for bestilling) 4816-2004	Dato Mars 2004
	Prosjektnr. Undernr. 0 - 21047 0 - 21969	Sider Pris 166
Forfatter(e) Gösta Kjellberg	Fagområde Vassdrag	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oppland, Hedmark og Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Styringsgruppa for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver /ved Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen.	Oppdragsreferanse Thor A. Nordhagen
---	---

Mjøsas frie vannmasser hadde god økologisk status i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål på våren og forsommeren både i 2001 og 2002. I august og utover høsten var det likevel sjenerende og uønsket stor forekomst av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Algemengden har p.g.a. dette økt i de siste to år og hadde særlig i 2002 en biomasse og biodiversitet som ikke var i samsvar med ønsket miljøkvalitetsmål. Dvs at Mjøsa fortsatt er inne i en ustabil økologisk tilstand der små belastningsøkninger og/eller klimatiske variasjoner kan bidra til markerte forandringer av planteplanktonet. Situasjonen i 2001 og særlig 2002 er eksempel på dette. Fosforkonsentrasjonene var likevel lave og i nært samsvar med satte miljøkvalitetsmål. En hygienisk/bakteriologisk undersøkelse etter en lengre periode med tørt vær i september viste at store deler av Mjøsa da var lite påvirket av fersk fekal forurensning.

Det ble i 2001 og 2002 foretatt biologiske feltobservasjoner i Gausa, Moelva, Hunnselva og Vikselva. Det var næringsalter og tilførsel av jordpartikkler som påvirket elvene mest. Videre var nedre del av Hunnselva i 2002 påvirket av noen form for giftutslipp. På enkelte strekninger var Gausa, Hunnselva og Moelva også påvirket av lettredbrytbart organisk stoff. Flere mindre innsjøer i nedslagsfeltene er overgjødslet og nå i ferd med å gro igjen.

Skal vi nå og på sikt kunne opprettholde god økologisk status i Mjøsa og tilløpselver er det viktig å forsette arbeidet med å begrense tilførsler av forurensninger. I rapporten er det gitt forslag til tiltak som kan bidra til å sikre en varig god vannkvalitet og god biologisk status i Mjøsa med tilløpselver.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Forurensningsovervåking	1. Pollution monitoring
2. Mjøsa	2. Lake Mjøsa
3. Eutrofiering	3. Eutrophication
4. Kjemiske og biologiske forhold	4. Water chemistry and biology

Gösta Kjellberg
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim
Forskningsleder
ISBN 82-577-4496-4

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa med tilløpselver

Samlerapport for 2001 og 2002

Saksbehandler: Gösta Kjellberg

**Medarbeidere: Pål Brettum
Eirik Fjeld
Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim
Tone Jøran Oredalen
Sigurd Rognerud**

Forord

Fra og med 1996 er overvåkingen av Mjøsa et interkommunalt ansvarsområde, og det er kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, Fylkeskommunene i Oppland og Hedmark samt Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB) som finansierer og administrerer undersøkelsene. Økonomisk bidrag kommer også fra SFT i forbindelse med prosjektet "Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma". I 2001 og 2002 har "Styringsgruppa for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver" administrert prosjektet. Einar Kulsvehagen ved Gjøvik kommune og Thor Anders Nordhagen ved Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen har vært kontaktpersoner for "gruppa".

Rapporten er en årsrapport/datarapport for 2001 og 2002. Undersøkelsene er utført i henhold til undersøkelsesprogram gitt i kontrakt med "Styringsgruppa" av den 4. januar 2002 (undersøkelsen i 2001) og den 12. september 2002 (undersøkelsen i 2002).

Undersøkelsene er utført av NIVAs Østlandsavdeling med bistand fra Fylkesmannens miljøvernavdelinger i Oppland og Hedmark, NIVAs hovedkontor i Oslo samt næringsmiddelkontrollaboratoriene på Gjøvik, Lillehammer og Hamar. Gösta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling har vært ansvarlig for gjennomføring av prosjektet.

De kjemiske prøver fra Mjøsa og fra Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva og Svartelva unntatt analyse av klorofyll ble analysert ved LabNett AS i Hamar. Analysene av klorofyll ble utført av NIVAs laboratorium i Oslo. Prøvetaking i Gausa og Gudbrandsdalslågen ble utført av Næringsmiddeltilsynet for Sør - Gudbrandsdal (NTSG) og prøvetaking og analyse av prøvene fra Lena og Hunnselva ble utført av Næringsmiddeltilsynet for Gjøvik, Vestre Toten og Østre Toten (NoMGT) i Gjøvik. LabNett AS og Mjøslab IKS lokaliserte i Hamar og i Gjøvik har utført de hygienisk/bakteriologiske analysene fra prøver fra den synoptiske undersøkelsen i Mjøsa i 2002.

Vannføringsdata fra Gudbrandsdalslågen, Gausa, Lena, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva er levert av hydrolog Knut Schult ved NVE.

Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og Tone Jøran Oredalen (NIVA, Oslo) har foretatt beregningene av primærproduksjonen. Jarl Eivind Løvik ved NIVAs Østlandsavdelingen har sammenstillt krepsdyrplankton og beregnet elvetransport av næringsalter. Eirik Fjeld (NIVA, Oslo) har bearbeidet foreliggende "Mjøsdatab" og utført de statistiske beregninger og produsert de fleste "trendfigurer". Prøveinnsamling, øvrig bearbeidelse, vurdering av innsamlet materiale samt rapportskrivning er utført av Gösta Kjellberg, Jarl Eivind Løvik, Mette-Gun Nordheim og Sigurd Rognerud ved NIVAs Østlandsavdelingen.

Øyvind Holmen, Bjørn Boye og Arnfinn Mangerud har ved enkelte tilfeller assistert ved prøvetakingen på Mjøsa.

Kvalitetssikring av rapporten er utført av Anne Lyche Solheim.

Prosjektlederen vil takke alle for et godt samarbeid.
Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
1. INNLEDNING	11
1.1 Bakgrunn	11
1.2 Problemstilling	11
1.3 Miljøkvalitetsmål	11
1.4 Målsetting for ”Mjøsovervåkingen”	12
1.5 Områdebeskrivelse	12
2. MATERIALE OG METODER	13
2.1 Undersøkelser i Mjøsa	13
2.2 Undersøkelser i elver	17
3. RESULTATER OG DISKUSJON	21
3.1 Mjøsa	21
3.1.1 Vanntemperatur og islegging	21
3.1.2 Siktedyp og visuell vannfarge.	23
3.1.3 Generell vannkjemi	24
3.1.4 Fosfor	32
3.1.5 Nitrogen	40
3.1.6 Planteplankton	51
3.1.7 Primærproduksjon	67
3.1.8 Krepserplankton	72
3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold	80
3.2 Tilløpselver	88
3.2.1 Hydrologiske forhold	88
3.2.2 Næringssaltkonsentrasjoner og næringssalttransport	88
3.2.3 Biologiske feltobservasjoner i Gausa	96
3.2.4 Biologiske feltobservasjoner i Moelvavassdraget	101
3.2.5 Biologiske feltobservasjoner i Hunnselva	106
3.2.6 Biologiske feltobservasjoner i Vikselva	114
4. LITTERATUR	119
5. VEDLEGG	125
Vedlegg A. Generell informasjon om Mjøsa	125
Vedlegg B. Rådata for Mjøsa i 2002	128
Vedlegg C. Planteplankton og dyreplankton i noen innsjøer	148
Vedlegg D. Rådata for tilløpselvene og transportmålinger	153
6. APPENDIX Forurensningsgrad og klasseinndeling	160

Sammendrag

Vannkvaliteten og de biologiske forhold i Mjøsa's frie vannmasser har regelmessig blitt overvåket siden 1972. I perioden 1972 - 1995 var det hovedsakelig staten ved SFT som finansierte og administrerte "Mjøsuundersøkelsen". Fra og med 1996 ble overvåkingen av Mjøsa med nedbørfelt et interkommunalt ansvarsområde, og det er kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, Fylkeskommunene i Hedmark og Oppland samt Glommens og Laagens Brukseierforening som administrerer undersøkelsen. Disse sammen med SFT finansierer "Mjøsuundersøkelsen". Det er nedsatt en styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver. F.o.m. 2003 er det "Vassdragsforbundet for Mjøsa og tilløpselver" som er ansvarlig for videre undersøkelser i vassdraget.

Nasjonalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at innsjøen skal være en lavproduktiv (oligotrof) klarvannsjø i så nært samsvar som mulig med naturgitt produksjonspotensiale og biodiversitet. Videre skal en opprettholde en god økologisk status som mest mulig tjener alle verne- og brukerinteresser. At Mjøsa skal være en god drikkevannskilde samt være et godt leveområde (biotop) for storaure og ishavsimigranter setter også krav til en god miljøkvalitet.

For å kunne bevare god økologisk status i Mjøsa og tilløpselver i fremtiden må vannkvalitet og biologiske forhold regelmessig overvåkes slik at tiltak kan gjøres hvis det viser seg nødvendig. I Mjøsa legges det derfor særlig vekt på å følge utviklingen av konsentrasjoner av næringssalter, utvikling av planteplankton, produksjon av planteplankton og forekomst av fekal forurensning i de frie vannmassene. I tilløpselvene vurderes økologisk status med hensyn til overgjødning, organisk belastning, forsuring og eventuelle akutteffekter av miljøgifter. Årlig transport og middelkonsentrasjon av næringssalter i de 6 største tilløpselvene måles og beregnes for å få et mål på endringer over tid i tilførselene av næringssalter fra nedbørfeltet.

Undersøkelser av miljøgifter og konsekvenser av disse blir foretatt ved egne undersøkelsesprogrammer i forbindelse med "Statlig program for forurensningsovervåking", som finansieres og administreres av statelige etater (MD, SFT og Mattilsynet).

I 2001 og 2002 var det god økologisk status i Mjøsas frie vannmasser på våren og forsommeren. I august og ut over høsten var det sjenerende og uønsket stor forekomst av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata*, og den økologiske status var da mindre god. Dette gjaldt spesielt 2002 da det var større biomasse av *Tabellaria* og algen forekom i store mengder over en lengre tidsperiode jevnført med forholdene i 2001. Mengden planteplankton har økt i de siste to år og hadde i 2002 en biomasse og biodiversitet som ikke var i samsvar med ønsket miljøkvalitetsmål.

Fosforkonsentrasjonene var likevel lave og i nært samsvar med satte miljøkvalitetsmål.

Vi har for tiden ikke noen god forklaring på hvorfor det til tider blir så stor forekomst av *Tabellaria* til tross for at vi har lave konsentrasjoner av fosfor.

En hygienisk/bakteriologisk undersøkelse i september 2002 viste at store deler av Mjøsa da var lite påvirket av fersk fekal forurensning. Forekomsten av ferske tarmbakterier var stort sett i samsvar med fastsatte nasjonale og interkommunale miljøkvalitetsmål. En viktig årsak til de gode forholdene var at prøvene ble tatt i en periode med tørt vær.

Tilløpselvene Lena, Hunnselva og Svartelva er fortsatt de mest forurensede. I disse elvene må økologisk status på enkelte strekninger fortsatt karakteriseres som moderat og vannkvaliteten generelt sett som betenkelig. Elvene var mer belastet i 2002 sammenlignet med forholdene i

2001. I 2002 var det også større transport av fosfor fra disse elvene, mens det var redusert transport i Gudbrandsdalslågen, Gausa og Flagstadelva.

Økologisk status i Mjøsa og i enkelte tilløpselver må derfor fortsatt karakteriseres som betenkelig. Mjøsa er fortsatt inne i en ustabil økologisk tilstand der små belastningsøkninger og/eller klimatiske variasjoner kan bidra til markerte biologiske forandringer. De markerte oppblomstringene av kiselalgen *Tabellaria* i 2001 og særlig i 2002 er eksempel på dette. Enkelte strekninger i tilløpselvene er fortsatt forurenset eller blir til tider forurenset. Eksempel på dette var at Hunnselva på strekningen fra Raufoss til utløpet i Mjøsa i 2002 høyst sannsynlig var påvirket av et eller flere giftutslipp.

I det følgende vil vi gi en mer detaljert oversikt over hvordan situasjonen var i 2001 og 2002 ved de ulike deler av Mjøsa, samt i Gausa, Moelva, Hunnselva og Vikselva der forurensningssituasjonen ble nærmere kartlagt og økologisk status vurdert ut fra biologiske feltobservasjoner.

Sommeren 2001 var relativt kald, vindrik og solfattig, noe som førte til moderat vanntemperatur i Mjøsas overflatelag. Ved hovedstasjon (Skreia) oversteg ikke vanntemperaturen 16 °C. Sommeren 2002 var derimot spesielt varm og solrik, noe som førte til høye vanntemperaturer i Mjøsas øvre vannlag. Varmest var det i august da vi registrerte en vanntemperatur på 20,2 °C i vannoverflaten ved hovedstasjonen.

Siktedypet i Mjøsa er i hovedsak avhengig av mengde planteplankton og brepartikler. I regnrrike perioder og ved våravsmeltingen har også humusstoffer og erosjonsmateriale fra jordbruksområder (særlig jordpartikler) betydning. I 2001 og 2002 var middelverdien av siktedypet i sommerperioden nær 7 m respektive 6 m ved Brøttum og i Furnesfjorden og ved Kise nær 7 m. I Mjøsas sentrale del (Skreia) var middelverdien 9 meter i 2001 og 7,3 meter i 2002. Morskogen hadde i 2001 en middelverdi på nær 9 meter. Dette indikerer akseptable forhold i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål dvs at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) ikke bør være mindre enn 6 – 7 meter. Forslag til nytt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at siktedypet i innsjøens sentrale hovedmasser skal være > 8 meter.

I 2001 og 2002 var middelkonsentrasjon av totalfosfor ($\mu\text{g tot-P/l}$) på senvinteren (mars/april) fra syd til nord (Morskogen, Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 2,7-2,7-4,2-3,4-3,7 respektive 2,8-2,7-3,3-3,4 (I 2002 ble det ikke tatt prøver ved Morskogen). Dette var konsentrasjoner tilsvarende "Meget god" tilstand ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann, og var innenfor satte miljøkvalitetsmål for Mjøsa, som tilsier at konsentrasjonen av fosfor på senvinteren ikke bør overstige 5 $\mu\text{g tot-P/l}$. Variasjonsbredde i sjiktet 0 - 10 meter var i vekstsesongen 2001 fra 3,7 - 12,4 $\mu\text{g tot-P/l}$ og i 2002 fra 2,3 - 7,9 $\mu\text{g tot-P/l}$. De høyeste konsentrasjoner ble registrert ved Brøttum i 2001. Generelt sett var det små regionale forskjeller og betydelig mindre forskjeller enn det var før Mjøsaksjonen. Konsentrasjonen i de to år tilsvarte "Meget god" til "God" tilstand ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann, og var innenfor eller noe høyere enn satte miljøkvalitetsmål. Miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag i sommersesongen ikke bør overstige nivået 5,5-6,5 $\mu\text{g tot-P/l}$ i innsjøens sentrale (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre parti (Morskogen). Flompåvirkningen fra "Lågen" gjør at vi i den nordre del av Mjøsa av naturgitte årsaker til tider kan få høyere fosforkonsentrasjoner og store år til år variasjoner. Det er derfor lite hensiktsmessig med noe konkret miljømål for fosforkonsentrasjonen i denne del av innsjøen.

På senvinteren (mars/april) i 2001 og 2002 var middelkonsentrasjon av totalnitrogen (tot-N $\mu\text{g/l}$) fra syd til nord (Morskogen, Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 528, 523, 535, 518, 424 respektive 495, 517, 473, 361 (I 2002 ble det ikke tatt prøver ved Morskogen). Variasjonsbredde i sjiktet 0 - 10 meter var i vekstsesongen 2001 fra 208 - 595

$\mu\text{g tot-N/l}$ og i 2002 fra 146 - 572 $\mu\text{g tot-N/l}$. Det var betraktelig lavere konsentrasjoner med verdier som ikke vesentlig oversteg 350 $\mu\text{g tot-N/l}$ i den nordlige delen av Mjøsa. Dette som resultat av innvirkning av mer nitrogenfattig vann fra Gudbrandsdalslågen i forbindelse med snø- og breavsmelting. Konsentrasjonene i Mjøsas sentrale deler og i den søndre del var klart høyere enn de naturgitte og må i hovedsak tilskrives avrenning fra de betydelige jordbruksområdene i innsjøens nærednbørfelt. I motsetning til fosfor så har det vært en konsentrasjonsøkning fra før Mjøsaksjonen og fram til slutten av 80-åra. Heretter har det skjedd en stabilisering av innholdet av nitrogen. Konsentrasjonene faller i tilstandsklasse III, "Mindre god" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Det har ikke blitt satt noe miljøkvalitetsmål for nitrogenkonsentrasjonen, men det er ønskelig at den på sikt blir redusert.

Årsakene til disse ulike tidstrendene for fosfor og nitrogen er at de viktigste fosforkildene etterhvert er redusert som følge av rensetiltak og restriksjoner, mens slike tiltak i svært liten grad har hatt noen effekt på arealavrenning fra dyrket mark, som er den viktigste nitrogenkilden.

Fosforkonsentrasjonen og tilførselen av fosfor er viktig for den mengde planteplankton som utvikles. Mengden av planteplankton i overvåkingen måles både som klorofyll og biomasse. Biomassen blir beregnet via tellinger i mikroskop. Prøvene tas som blandprøve fra sjiktet 0-10 meter i vegetasjonsperioden. I 2001 og 2002 var middelkonsentrasjon av klorofyll ($\mu\text{g tot. kl. a/l}$) og biomasse (g våtvekt/m^3) fra syd til nord (Morskogen, Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 2,4-2,2-3,0-3,1- 2,5 og 0,39-0,37-0,82-0,70- 0,30 respektive 3,4-3,9-3,5-2,6 og 0,77-0,90-0,87-0,35 (I 2002 ble det ikke tatt prøver ved Morskogen). Dette viser at det var området ved Gjøvik og Furnesfjorden som i snitt hadde de høyeste konsentrasjonene av planteplankton. Høyest maksimalverdier nær 2,0 gram våtvekt per m^3 var det ved Gjøvik og i Furnesfjorden. Størst biomasse ble registrert i Furnesfjorden den 13. august 2001 med 2,1 gram våtvekt per m^3 . Før Mjøsaksjonen ble det registrert svært høye verdier med biomasser på opp til 6.50 gram våtvekt per m^3 i Mjøsas sentrale parti. I de siste fem år var algemengden i de frie vannmasser i Mjøsas nordre del i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål, mens algebiomassen var noe høyere enn satte miljøkvalitetsmål i de to siste år i øvrige deler av innsjøen. Satte miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at midlere biomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 gram våtvekt pr. m^3 og at maksimal biomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m^3 . Det er likevel ønskelig at maksimal biomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m^3 .

Arts sammensetning av planteplanktonet er viktig for de fleste brukerinteresser. I 2001 og 2002 besto planteplanktonsamfunnet på våren og sommeren hovedsakelig av småvokste arter (s.k. "monader") som var gunstig mat for dyreplanktonet og som ikke innebar bruksmessige problemer. Fra og med august ble det likevel i begge år en markert oppblomstring av den storvokste kiselalgen *Tabellaria*. Algen skapte særlig i 2002 problemer ved å feste seg på fiskegarn og at vannfilter i private inntak for drikkevann ble tettet til. De kommunale vannverkene var også noe berørt. Det var liten forekomst av blågrønnalger (cyanobakterier), men *Anabaena* var i perioder til sjenanse på enkelte badeplasser. I perioden før Mjøsaksjonen dominerte storvokste og stavformete kiselalger samt blågrønnalger, mens blågrønnalgene nå har liten mengdemessig betydning som en følge av rensetiltakene. Perioder med markert vannblomst av blågrønnalgen *Anabaena* forekommer likevel. Noe vannblomst av denne slekten (s.k. "reintvannsblomst") kan også skje i innsjøer som ikke er overgjødset. Forekomsten av storvokste og potensielt problemskapende kiselalger som *Asterionella*, *Tabellaria* og *Fragilaria* har også blitt markert redusert.

Produksjonen av planteplankton var i sommerperioden i 2001 og 2002 lav og innenfor akseptabelt nivå med en målt dagsproduksjon som i 2001 varierte i området 25 - 282 $\text{mg karbon/m}^2/\text{dag}$ og med en beregnet årsproduksjon på ca. 22 gram karbon/m^2 , og i 2002 en dagsproduksjon i området 40 - 260 gram karbon/m^2 tilsvarende en beregnet årsproduksjon på

27 gram karbon/m². Dette var høyere produksjon jevnført med den produksjon som ble målt i 2000 da årsproduksjonen var en av de laveste som er beregnet for hele overvåkingsperioden. De ble da målt en produksjon på 15 gram karbon/m². Primærproduksjonen i de frie vannmasser har sunket til ca. 1/6 av de verdiene som ble registrert i årene like før Mjøsaksjonen. Maksimalt ble det da målt en dagsproduksjon på vel 2000 mg karbon /m² i Furnesfjorden.

I sommersesongen 2001 var det middels og i 2002 høy mengde (biomasse) av krepsdyrplankton i Mjøsas sentrale parti. Middel biomasse i perioden juni - oktober er beregnet til 0,9 respektive 1,3 gram tørrvekt/m². Biomassen har variert i området 0,8 - 1,3 gram tørrvekt/m² i de siste 12 årene, mens det var ca. 30 - 40 % høyere biomasse i perioden 1972-1990. Nedgangen i de senere årene skyldes sannsynligvis en kombinasjon av mindre mattilgang (reduert produksjon av planteplankton og bakterier) og økt beiteeffekt fra fisk, særlig lagesild. De viktigste endringene i artssammensetningen før og etter Mjøsaksjonen er at gelekrepser (*Holopedium gibberum*) har kommet tilbake etter en periode med fravær i den mest overgjødlete ("eutrofierte") perioden. Den er nå vanlig forekommende i de frie vannmasser med mengder på samme nivå som ble registrert under et år i perioden 1900-1901. Vi kan også nevne at det har blitt en økt forekomst av hoppekrepsen *Mesocyclops spp.* og vannloppen *Daphnia cristata*, mens forekomsten av hoppekrepsen *Cyclops lacustris* er noe redusert. Dette muligens som resultat av økt predasjon fra planktonspisende fisk. For øvrig har det vært små forandringer i krepsdyrplanktonets biodiversitet i undersøkelsesperioden.

Mysis (*Mysis relicta*) hadde i de frie vannmasser (sjiktet 0 - 120 meter) i 2001 middels stor bestand og i 2002 en rik bestand. Midlere antall individer i perioden mai - oktober er beregnet til 115 ind./m² respektive 210 ind./m² tilsvarende en biomasse på 0,15 respektive 0,25 gram tørrvekt/m². Dette er større forekomst enn i år 2000. Det var relativt stor forekomst av trollstidskreps (*Gammaracanthus loricatus*) i 2001, maksimalt 5 ind./m². I 2002 ble det ikke fanget noen trollstidskreps.

En bakteriologiske undersøkelsen ble utført over hele Mjøsa den 19. september i 2002. Denne viste at det meste av innsjøens øvre vannlag, i de frie vannmasser, da var lite påvirket av ferske tarmbakterier fra mennesker og/eller husdyr. Minst påvirket var den nordre og søndre del, samt den sentrale del inkl. området syd for Gjøvik. Området like ved Gjøvik og et større område ved Hamar, samt innerste del av Furnesfjorden var moderat påvirket. På bakgrunn av SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann så var hele Mjøsas frie vannmasser i første del av september godt egnet for bading og rekreasjon. Store deler av Mjøsa hadde også godt egnet råvann til drikkevannsproduksjon. De hygienisk/bakteriologiske forholdene som ble registrert i 2002 er de beste som er dokumentert i hele undersøkelsesperioden (1972-2002). De hygieniske/bakteriologiske forhold har blitt klart bedre enn de var før Mjøsaksjonen. Større utslipp av urensset kloakk vil likevel raskt kunne gi en økning av mengden tarmbakterier. Dette vil særlig kunne skje ved stor overløpsdrift i de kommunale avløpsanlegg i forbindelse med snøsmelting og mye nedbør. Forholdene den 14. august i 1985 er et godt eksempel på dette.

I 2001 og 2002 ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i Gausa, Moelva, Hunnselva og Vikselva.

Gausa: Selve Gausa var på strekningen nedstrøms Follebu til Gudbrandsdalslågen moderat overgjødlet og her var det stor forekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. Like nedenfor renseanlegget i Follebu var det også noe synlig heterotrof begroing (bl.a. bakterien *Sphaerotilus natans*) som resultat av økt tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff. Stor forekomst av fastsittende alger var det også i nederste del av Ånåa, Ulvåa, Neråa og bekken som kommer fra Finntjörnet. Utløpsbekken fra Veslesætervatnet, Vesleelva, nedre del av Auga og Brennombekken samt Jøra ved Forset og Øvre Svastum var noe overgjødlet, og her var det også økt forekomst av fastsittende alger. Forøvrig var Gausavassdraget lite

påvirket av forurensning. Seks småbekker i Østre Gausdal var likevel markert eller sterkt forurenset av boligkloakk og/eller utsig fra gjødselkjellere. Muligens var en bekk også påvirket av silopressaft.

Moelva: Selve Moelva (strekningen fra Næroset til Mjøsa) var markert forurenset av lettnedbrytbart organisk stoff i den aller nederste del. Her var det synlig heterotrof begroing ("lammehaler") og vond lukt. Der elva passerer tettstedet Moelv var den moderat overgjødslet, og her var det unaturlig stor forekomst av fastsittende alger. Hovedelva oppstrøms Moelv tettsted var lite til moderat påvirket av økt tilførsel av næringsalter. Tilrennende elver og større bekker var lite eller lite til moderat påvirket av forurensning. Unntak var øvre del av Haugsvebekken og en bekk som renner ut i nedre del av Mysuholta. Disse var tydelig forurenset av næringsalter og lettnedbrytbart organisk stoff. Videre var nedre del av Glebekken moderat overgjødslet.

Hunnselva: Det var næringsalter (spes. fosfor) som påvirket Hunnselva og tilrennende bekker mest. Einavann og elveløpet ned til Gjøvik var lite til moderat eller moderat overgjødslet. Dette var også situasjonen i tilløpsbekker der de passerte jordbruksområder og/eller boligområder. Tjern som Lygna, Sivestjernet, Buertjernet og Eikstadtjernet var moderat eller markert overgjødslet og her var det først og fremst økt forekomst av makrovegetasjon og igjengroing som skapte problemer. I Reinsvoll dammen var det stor og problemskapende forekomst av vannplanter (særlig vasspest). Utslipp fra Hunton Fiber AS har bidratt til at nederste delen av elva var markert forurenset av lettnedbrytbart organisk stoff. Lignende forhold var det også i elva like nedstrøms utslippet fra AL settefisk's oppdrettsanlegg på Reinsvoll og i nedre del av sidebekken Korta. Stort sett var forurensningssituasjonen i samsvar med de forhold som ble observert ved befaringen i 1997. Nytt for 2002 var at elva hadde blitt påvirket av noen form for giftutslipp som til dels hadde slått ut bunndyrene og redusert fiskeforekomsten på strekningen fra Raufoss og ned til utløpet i Mjøsa.

Vikselva: Det var næringsalter (spes. fosfor) samt tilførsel av erosjonsmateriale fra dyrket mark som påvirket Vikselva mest. Direkte forurensede elve- eller bekkestrekninger ble ikke påvist. Unntak var nedre del av Skjerbekken som var sterkt belastet med jernoker. Fosselva og nedre del av Nykjua var litt overgjødslet, mens Starelva og selve Vikselva kan betegnes som moderat overgjødslet. Melstjernet, Linderudsjøen og Viksdammen var markert overgjødslet og her var det stor forekomst av makrovegetasjon. Forurensningssituasjonen i elva var stort sett i samsvar med de forhold som ble observert ved befaringen i 1997. Forekomsten av vannplanter hadde likevel økt betraktelig i Starelva, i selve Vikselva og særlig i Linderudsjøen og Viksdammen sammenlignet med forholdene i 1997. Deler av Starelva, hele Linderudsjøen og store områder i Viksdammen er nå i ferd med å gro helt igjen av makrovegetasjon.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

Overvåkningsundersøkelsen har vist at det er mulig å oppnå nær akseptable forhold og tilnærmet naturgitt økologisk status i Mjøsa's frie vannmasser (se situasjonen i 1993, 1998 og 2000) og i de større tilløpselvene. En forutsetning for at dette skal kunne vedvare er at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense forurensningstilførselen såvel direkte til Mjøsa som til tilrennende bekker og elver. Her kan vi nevne at det er viktig å gjøre mest mulig med de forurensningskilder som teknisk, regulativt og økonomisk kan reduseres til tross for at de nå ikke har så stor andel i f. eks. fosforbudsjettet. En stor bidragsyter som arealavrenning fra dyrket mark kan også reduseres bl.a. ved miljøplaner på alle bruk, som nå blir etablert. Dette vil forhåpentligvis gi riktige gjødsling og redusert avrenning av forurensninger. Vi kan her nevne at Hedmark har blitt pilotfylke for miljøprogram i jordbruket.

Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra kommunale avløpsanlegg, samt ikke minst utsig og lekkasjer fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter og mindre tettsteder. Bl.a. bør separatanlegg med direkte utslipp, bare slamavskillere og/eller sandfilter oppgraderes til høyere standard. Videre er det ønskelig å knytte flere husstander til de kommunale nettene.

Jordbruket må stadig opprettholde overvåkenhet mot utslipp og gjennomføre tiltak for å ytterligere redusere direkteutslipp, dvs. akuttutslipp og lekkasjer fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg samt lekkasjer fra frittliggende deponier med husdyrgjødsel og uteforplasser. Videre er det nødvendig med tiltak og restriksjoner som mest mulig kan begrense lekkasje av næringssalter, sprøytemiddelrester og arealavrenning fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra elver og bekker enn at biologisk mangfold og forsvarlig fortykningsevne kan opprettholdes. Kantsonene langs vassdragene må også opprettholdes, eventuelt re-etableres.

Industrien må overholde sine konsesjonskrav ved bl.a. å øke driftsovervåking samt redusere faren for utslipp ved driftsuhell. Ved uhell må en raskt kunne foreta begrensende og avbøtende tiltak. Man bør også vurdere mulighetene før å kunne rydde opp i "gamle synder". Dette gjelder særlig for miljøgifter som er og vil bli prioritert av SFT.

Videre henvises til veiledningen "Miljømål for vannforekomstene. Hovedveiledning" som er utarbeidet av Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT) (1998).

Vi vil videre presisere at fortykningsevnen og den biologiske evnen til selvrensning i Mjøsa med tilløpselver må opprettholdes. Økning av "menneskelige aktiviteter" i innsjøens nedbørområde, dvs. fremtidig handlefrihet og etableringsmuligheter i Mjøsområdet vil ellers kunne redusere mulighetene til å opprettholde god økologisk status i Mjøsa. I den anledning er det spesielt viktig at ikke tilførselen av vann og breslam fra Gudbrandsdalslågen blir redusert i vegetasjonsperioden. Redusert vannføring i denne periode vil redusere vassdragets fortykningsevne i forhold til forurensninger.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Vannkvalitet og biologisk status i Mjøsa har årlig blitt overvåket siden 1972. I perioden 1972 - 1995 er det i hovedsak staten ved Statens forurensningstilsyn (SFT) som har finansiert og administrert "Mjøsundersøkelsene". Fra og med 1996 er overvåkingen av Mjøsa med nedbørfelt et interkommunalt ansvarsområde, og det er kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, Fylkeskommunene i Hedmark og Oppland samt Glommens og Laagens Brukseierforening med økonomisk bidrag fra staten (SFT) som nå finansierer og administrerer undersøkelsene. Det er i den anledning nedsatt en styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver. F.o.m. 2003 vil det nyetablerte "Vassdragsforbundet for Mjøsa og tilløpselver" ta over "Mjøsovervåkingen".

1.2 Problemstilling

Økologisk status i Mjøsa og langs enkelte strekninger og lokaliteter i tilløpselvene må fortsatt vurderes som betenkelig. Mjøsa er fortsatt er inne i en økologisk ustabil tilstand der små belastningsøkninger av særlig biologisk tilgjengelig fosfor og/eller redusert fortynningsevne og gunstige klimasituasjoner for algevekst raskt vil kunne skape sjenerende og problemskapende algevekst såvel i de fri vannmasser (planteplankton) som langs strendene (fastsittende alger). Stor forekomst av planteplankton i Mjøsa vil også forringe vannkvaliteten i vassdraget nedstrøms dvs. i Vorma og nedre Glåma inkl. Øyeren (se Lindstrøm et al. 1973, Kjellberg 2002). Større og tilfeldige utslipp av urensset kloakk vil raskt gi en markert øking av mengden tarmbakterier som eksempelvis i perioder med store regnmengder og stor snøsmelting da mye urensset kloakk kan gå i overløp. Dette betyr at fortynningskapasiteten/selvrensningsevnen i Mjøsa til tider fortsatt blir overskredet. Videre er enkelte bekke- og elvestrekninger samt innsjøer og tjern i tilrennende vassdrag til tider markert forurenset og/eller varig overgjødslet med bla. tap av naturgitt biodiversitet. Dette gjelder særlig i perioder med lav vannføring i kombinasjon med stort uttak av vann til jordvanning. Videre er flere mindre innsjøer og tjern i nedbørfeltet til Mjøsa fortsatt markert eller sterkt overgjødslet. Disse er som regel påvirket av intern gjødsling dvs. av "gamle synder" (se Kjellberg 1998, 2000 og 2001). Det er derfor behov for å ytterligere begrense forurensningstilførslene til selve Mjøsa og tilrennende vassdrag. Det er også nødvendig med fortløpende datagrunnlag for å kunne vurdere og følge effektene av de forurensningsbegrensende tiltak som nå har blitt og også i fremtiden vil bli utført i Mjøsas nedbørfelt. Videre vil en overvåking av Mjøsa og tilløpselver være en resultatkontroll på om gjennomføring av tiltak, utslipp og tilstand i vassdraget er i samsvar med fastsatte internasjonale (vanndirektivet), nasjonale, regionale og lokale miljøkvalitetsmål. De lokale og regionale miljøkvalitetsmål fastsettes ved kommunale planvedtak. Mjøsa er av Direktoratet for naturforvaltning (DN) vurdert som en lokalitet (A₄-lokalitet) med nasjonal verdi (DN 1999). EU's rammedirektiv for vann (WATECO, 2002) krever overvåking av alle større vannforekomster, herunder Mjøsa og Glommavassdraget.

Miljøgifter (tungmetaller (særlig kvikksølv) og organiske mikroforurensninger (s.k. "POPs")) skaper også problem i Mjøsa, men dette blir vurdert ved egne undersøkelser i forbindelse med Statelig program for forurensningsovervåking, og blir ikke behandlet her.

1.3 Miljøkvalitetsmål

Nasjonalt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at innsjøen skal være en lavproduktiv (oligotrof) klarvannsjø i så nært samsvar som mulig med naturgitt produksjonspotensiale og biodiversitet. Videre at en opprettholder en økologisk status som mest mulig tjener alle brukerinteresser. Drikkevannsinteressene og kravene til et godt egnet råvann, samt Mjøsa som leveområde

(biotop) for storaure og rike bestander av ishavsimigranter står sentralt. Naturgitt økologisk status må derfor så langt som mulig opprettholdes så vel i Mjøsa som i de tilrennende elvene.

Lokale myndigheter og Statens forurensningstilsyn (SFT) har i forbindelse med "Tiltakspakken for Mjøsa" (1990) formulert følgende nasjonale og interkommunale hovedmålsetting/miljøkvalitetsmål for i Mjøsa:

- Siktedypet i Mjøsas hovedvannmasser skal være 6-7 meter eller mer i den alt vesentligste tiden av året, og middelverdien av klorofyll a i vekstsesongen (juni-oktober) bør ikke overstige 1.8 mg pr. m^3 . Dvs. at algevekstproblemet i de fri vannmasser er løst fullt ut.
- Vannet skal bli bedre egnet som drikkevannskilde og tilfredsstillende de bakteriologiske krav til badevann, dvs. at antall termotolerante koliforme bakterier langs strendene ikke må overstige 100 T.K.B. pr. 100 ml.
- Innhold av miljøgifter og tilførsel av miljøgifter skal reduseres.
- Mjøsa skal være i tilfredsstillende økologisk balanse i samsvar med de naturgitte forhold.

"Styringsgruppen" for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver revurderer/utarbeider for tiden interkommunale miljøkvalitetsmål for Mjøsa og tilrennende elver. Det er bl.a. fastsatt lokalt krav til badevann som innebærer at antall termotolerante koliforme bakterier langs badestrendene ikke må overstige 50 T.K.B. pr. 100 ml. Videre vurderes strengere krav til siktedyp, der siktedypet i Mjøsa's sentrale hovedmasser skal være > 8 meter. Førøvrig henvises til de miljøkvalitetsmål som er gitt i NIVA-rapport løpenr. 1450 "Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring" (Kjellberg 1982). EU's Rammedirektiv (WATECO 2002) for vann krever god økologisk status i alle vannforekomster innen 2015. Det arbeides nå på nasjonalt og internasjonalt nivå med å konkretisere hva som menes med god økologisk status.

1.4 Målsetting for "Mjøs overvåkingen"

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med nedbørfelt er ifølge "styringsgruppa for overvåking av Mjøsa" f.o.m. 1996 følgende:

- Overvåkingen skal gi signaler om eventuelle endringer i kjemiske, hygienisk/bakteriologiske og biologiske sammenheng - "føre - var - prinsippet".
- Resultatene av de kjemiske og biologiske undersøkelser skal være såvidt representative at de kan inngå i en trendfremstilling over tid (kvalitetssikret).
- Overvåkingen skal gi grunnlag for spesifikk informasjon vedrørende utslipp av boligkloakk, utslipp fra landbruk, industri m.v. samt fjerntransporterte forurensninger (dvs. parametre som fosfor, nitrogen, organisk stoff, fekale bakterier m.v.).

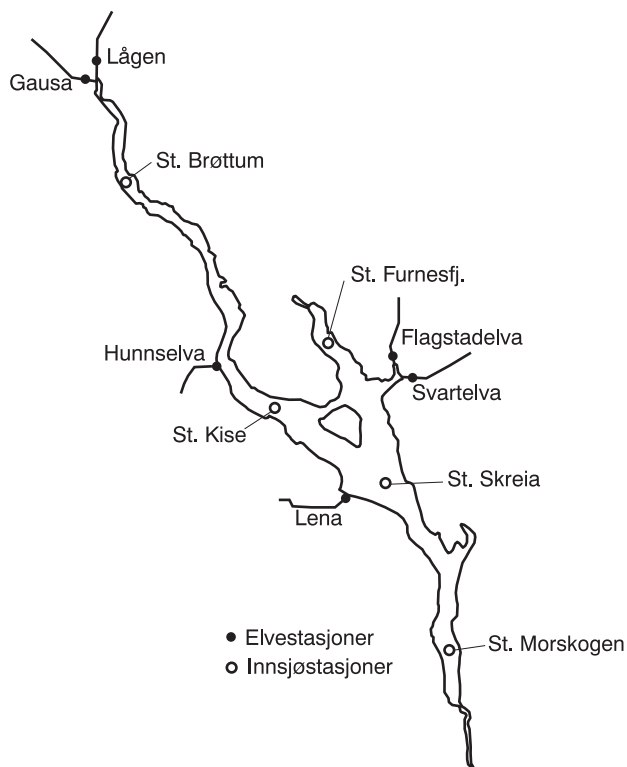
1.5 Områdebeskrivelse

Generell informasjon om Mjøsa med nedbørfelt er gitt i vedlegg A bak i rapporten. En mer utførlig områdebeskrivelse er gitt i NIVA-rapport løpenr. 1450, del B. "Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring" (Kjellberg 1982).

2. MATERIALE OG METODER

Undersøkelsene i 2001 og 2002 ble stort sett utført etter samme program som vi har benyttet ved de årlige undersøkelsene i perioden 1991-00, jfr. revidert arbeidsprogram for 1991 datert 25. januar 1991. Unntak er at det i 2001 ikke ble foretatt noen synoptisk undersøkelse av de hygienisk/bakteriologiske forhold i Mjøsa.

Vi har samlet inn kjemiske og biologiske prøver ved hovedstasjonen (st. Skreia) i Mjøsas sentrale parti samt i 2001 ved fire og i 2002 ved tre supplementstasjoner (st. Brøttum, st. Kise, st. Furnesfjorden og i 2001 også st. Morskogen). Videre har vi opprettet faste prøvetakingsstasjoner nær innløpet i Mjøsa i følgende tilløpselver: Lena, Hunnselva, Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva og Svartelva. Plasseringen av de ulike stasjoner er vist i figur 1. Tidligere målinger (Rognerud 1988) har vist at disse 6 tilløpselvene normalt står for 90-95 % av elvetransporten til Mjøsa når det gjelder bl.a. fosfor. Utover nevnte program tilkom i 2001 og 2002 biologiske feltobservasjoner i Gausa, Moelva, Hunnselva og Vikselva samt en hygienisk/bakteriologisk undersøkelse av Mjøsa's frie vannmasser den 19. september 2002. De prøvetakingsstasjoner som ble benyttet ved den bakteriologiske undersøkelsen er vist i figur 2 på side 18.



Figur 1. Prøvetakingsstasjoner for vannkjemiske og biologisk prøvetaking i Mjøsa og tilrennende større elver i 2001 og 2002. Ved st. Morskogen ble det bare tatt prøver i 2001.

2.1 Undersøkelser i Mjøsa

Fysisk - kjemiske undersøkelser.

Vannprøvene er tatt med en 2.5 liters Ruttner-henter og de kjemiske analysene har blitt utført etter Norsk standard.

Den 3. april 2001 respektive 5. april 2002 og i vårsirkulasjonen den 25. mai i begge år ble det tatt prøver fra 8 forskjellige dyp i en vertikalserie ved hovedstasjonen (st. Skreia). Disse prøver ble analysert for totalfosfor (Tot-P), total- nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO_3). Maiserien inkluderer også alkalitet, pH, fargetall, turbiditet, silisium, konduktivitet og totalt organisk karbon (TOC).

Ved st. Brøttum, st. Kise, st. Furnesfjorden og st. Morskogen ble det tatt prøver fra 5 forskjellige dyp i en vertikalserie. Her ble det tatt prøver den 18. mars (Brøttum, Furnesfjorden) og 4. april (Kise) 2001 respektive 18. mars (Brøttum) og 5. april 2002 samt i vårsirkulasjonen den 23. mai 2001 respektive 21. mai 2002. Prøvene fra disse stasjonene er analysert for totalfosfor (Tot-P), total- nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO₃).

Hensikten med dette analyseprogrammet er å fastslå "basiskonsentrasjonen" (mars/aprilserien) og "utgangskonsentrasjonen" (maiserien) av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i innsjøen. Særlig har "basiskonsentrasjonen" av fosfor og dens tidsmessige utvikling stor betydning for forståelsen av endringer i trofinivå over tid i Mjøsa (se kap.3.1.3.).

I tidsrommet mai-oktober (dvs. i vekstsesongen) ble det ved hovedstasjonen (st. Skreia) samlet inn en blandprøve fra sjiktet 0-10 meter ved 11 tidspunkter. Følgende dager ble benyttet i 2001: 22. mai, 11. og 23. juni, 12. og 24. juli, 13. og 30. august, 11. og 25. september, 15. oktober samt 29. oktober og i 2002: 22. mai, 7. og 28. juni, 12. og 29. juli, 13. og 30. august, 17. og 26. september, 10. oktober samt 24. oktober. Disse prøver ble analysert for total klorofyll *a*-konsentrasjon, alkalitet, pH, silisium, konduktivitet, totalfosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO₃). Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie ned til 50 meters dyp) og siktedyp målt. Ved målingene av siktedyp er det brukt vannkikkert og en Secchi-skive med 30 cm diameter. Vannfarge sett mot sikteskiva ble også vurdert.

Ved st. Brøttum, og st. Morskogen ble det i tidsrommet mai-oktober i 2001 samlet inn prøver for analyse av næringssalter og klorofyll *a*-konsentrasjon hver måned (dvs. i alt 6 ganger). Følgende dager ble benyttet 23. mai, 24. juni, 25. juli, 31. august, 26. september og 10. oktober. I 2002 ble det tatt prøver fra st. Brøttum og følgende dager ble benyttet: 21. mai, 27. juni, 30. juli, 31. august, 27. september og 22. oktober. Prøvene ble tatt som blandprøver fra 0-10 meters sjiktet, og disse er analysert for total klorofyll *a*-konsentrasjon, totalfosfor (Tot-P) og totalnitrogen (Tot-N). Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie ned til 50 meters dyp) og siktedyp målt etter samme rutine som ved st. Skreia.

Ved st. Kise og st. Furnesfjorden ble det i tidsrommet mai – oktober samlet inn prøver ved 9 tidspunkter. I 2001 ble følgende dager benyttet: 23. mai, 24. juni, 12. og 25. juli, 13. og 31. august, 11. og 26. september samt 30. oktober og i 2002: 21. mai, 27. juni, 16. og 30. juli, 14. og 31. august, 18. og 27. september samt 22. oktober. Prøvene ble også her tatt som blandprøver fra 0-10 meters sjiktet, og disse er analysert for total klorofyll *a*-konsentrasjon, totalfosfor (Tot-P), totalnitrogen (Tot-N), total organisk karbon og kimtall. Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie ned til 50 meters dyp) og siktedyp målt etter samme rutine som ved st. Skreia.

Hensikten med analyseprogrammet i sommerperioden er å få et bilde av næringssaltene variasjonsmønster i de øvre vannmasser i vegetasjonsperioden. Total klorofyll *a*-analysene utføres som supplement til analysene av planteplanktonets biomasse. Dette for å kunne bruke SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann samt beregningsmodeller bl.a. for å kunne estimere årlig fosfortilførsel (se Rognerud et al. 1979). Målinger av alkalitet, pH og konduktivitet ved hovedstasjonen er nødvendig i forbindelse med målingene av primærproduksjon som blir utført med C₁₄-metoden. Målingene av TOC og kimtall har tilkommet i programmet f.o.m. 2001 for å kunne vurdere de nye utslippene fra Hoff Norske Potetindustrier BA's fabrikker på Gjøvik og Brumunddal.

Klassifisering av miljøkvalitet ut fra vannkvalitet, klorofyll *a*-konsentrasjon og siktedyp har blitt foretatt i henhold til SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand. Det har

ikke blitt utført målinger av vannkvaliteten i Mjøsa fra den tid innsjøen var lite påvirket av forurensning dvs. før 1950. Den opprinnelige naturtilstanden må derfor vurderes etter kvalifisert skjønn der vi bl.a. har benyttet oss av foreliggende resultater fra andre store dype norske innsjøer som bl.a. Tyrifjorden, Hurdalssjøen og Randsfjorden samt vurderingsnorm utarbeidet av Nürnberg (1996).

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton.

I vegetasjonsperioden (mai-oktober) ble det ved st. Skreia, st. Brøttum, st. Kise og st. Furnesfjorden og i 2001 også ved st. Morskogen samlet inn kvantitative planteplanktonprøver som blandprøver fra sjiktet 0-10 meter (vi har benyttet de samme blandprøver som det ble tatt kjemi fra). Ved hovedstasjonen (st. Skreia) har vi tatt prøver i alt 11 ganger, ved st. Brøttum og st. Morskogen i alt 6 ganger, og ved st. Kise og st. Furnesfjorden i alt 9 ganger. Ved hovedstasjonen ble det også utført målinger av primærproduksjon etter C_{14} -metoden (Stemann Nielsen 1963). Aktuelle prøvetakingsdager er gitt i kapittel "Fysisk - kjemiske undersøkelser". Prøvene er analysert for planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet) og biomasse (gram våtvekt pr. m^3). Produksjonsmålingene angir planteplanktonets dagsproduksjon og gir oss mulighet å estimere tilnærmet årlig primærproduksjon uttrykt som gram C pr. m^2 i de fri vannmasser.

Planteplanktonprøvene er konserverte med 4-5 dråper lugol (jodjodkalium) pr. 100 ml. prøve. Kvantifiseringen av mengden planteplankton ble utført med hjelp av sedimenteringskammer og omvendt mikroskop etter metodikk utarbeidet av Utermöhl (1958) og Olrik et al. (1998).

Hensikten med undersøkelsen av planteplanktonet er å få et årlig bilde av planteplanktonets størrelse (biomasse), artssammensetning (biodiversitet) og produksjonskapasitet. Dette er helt sentral informasjon ved vurdering av næringsstatus (trofigrad) og trofiutvikling i større innsjøer (Vollenweider et al. 1974). Næringsstatus og grad av overgjødning (eutrofiering) blir vurdert ut fra forekomst av planteplankton etter vurderingskriterier for innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Rosen (1981), Brettum (1989) samt Tikkanen og Willen (1992). Se også Willen (2000). Ved vurdering av trofigrad legges det vekt på planteplanktonets biomasse og forekomst av indikatorarter. Med indikatorarter mener vi arter som indikerer, dvs. angir eller kjennetegner vann av bestemte kvaliteter (for mer informasjon se Rosen (1981)). For vurdering av planteplanktonets biomasse se vedlegg C. Ved vurdering av planteplanktonets produksjonen (primærproduksjonen) benytter vi egne erfaringer fra norske innsjøer (se vedlegg C) samt vurderingsgrunnlag gitt av Vinberg (1961) og Rohde (1969).

Forurensningsgrad (i dette tilfelle grad av overgjødning) bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand. Tilnærmet naturtilstand er vurdert på bakgrunn av resultatene fra de undersøkelser av planteplanktonet som ble utført i Mjøsa rundt 1900 (Holmboe 1900, Huitfeldt-Kaas 1906, 1946) og sommeren i 1927 (Braarud et al. 1928). Vi regner da med at Mjøsa i denne tidsperiode hadde økologisk status i nært samsvar med naturtilstanden. Videre har vi også benyttet resultatene fra undersøkelser av forekomsten av kiselalger i sedimentprofiler som ble tatt i Mjøsa ved Feiring, Helgøya, Hamar, Gjøvik og Vingrom på 1970-tallet (Berge 1973, 1973, 1974, 1974 og 1976) samt erfaringer og registreringer av forekomsten av planteplankton i andre store dype norske og svenske innsjøer (Brettum 1989) (se også vedlegg C). Informasjon fra eldre personer som bor eller har hytter like ved Mjøsa samt særlig fra personer som i lang tid har fisket med garn i Mjøsa har også vært av stor verdi (Kjellberg 1982).

Krepsdyrplankton.

I perioden mai - oktober (i vegetasjonsperioden) ble det 2001 og 2002 ved hovedstasjonen (St. Skreia) samlet inn kvantitativt materiale av krepsdyrplankton ved hjelp av en Schindlerfelle som tar 25 liter (Schindler 1969). Fellens innhold ble filtrert gjennom en håv

med maskestørrelse 50 µm. I alt ble det hvert år tatt prøver ved 11 tidspunkter. I 2001 ble følgende dager benyttet: 22. mai, 11. og 23. juni, 12. og 24. juli, 13. og 30. august, 11. og 25. september, samt 15. og 29. oktober, og i 2002: 22. mai, 7. og 28. juni, 12. og 29. juli, 13. og 30. august, 17. og 26. september, samt 10. og 24. oktober. Det ble ved hver prøvetaking tatt enkeltprøver fra følgende 9 dyp: 0.5, 2, 5, 8, 12, 16, 20, 30, og 50 meter. Data over forekomst av mysis (*Mysis relicta*) ble samtidig samlet inn via vertikale håvtrekk med en planktonhåv (s.k. *Mysis*-håv) med 200 µm duk og med en åpningsdiameter på 1 m. Videre ble det også tatt vertikale trekk med en "vanlig" dyreplanktonhåv (s.k. zooplanktonhåv) med 60 µm duk og med en åpningsdiameter på 30 cm. Trekkene er tatt fra 120 meters dyp og opp til innsjøoverflaten.

Prøvene, som ble tatt med Schindlerfelle, er konservert med 4-5 dråper lugol (jodjodkalium) pr. 100 ml. prøve. Bearbeidelsen av det kvantitative materialet har foregått med et stereomikroskop og telleslede (counting slide) beskrevet av Elgmork (1959). Prøvene, som ble tatt med håvene, er konservert i 4% formalin. Materiale fra håvtrekkene har vi benyttet til artsbestemmelser, lengdemålinger samt til å vurdere forekomsten av mysis og trollistidskrepes (*Gammaracanthus loricatus*).

Vurderinger av mengden av krepesdyrplankton blir gjort etter kriterier utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA og forekomsten av mysis og trollistidskrepes etter vurderingskriterier utarbeidet av Gösta Kjellberg ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Kriteriene for krepesdyr og mysis er gitt i tabell 10 og 11 i kapittel "Krepesdyrplankton" i denne rapport. Se også vedlegg C. I 1899 til 1901 samt i mars og mai 1928 utførte Huitfeldt-Kaas (1946) undersøkelser av dyreplanktonet i Mjøsa. Antatt naturgitt forekomst av krepesdyrplankton og mysis er angitt ut fra resultatene fra disse registreringene.

Beitepresset på krepesdyrplanktonet fra fisk i Mjøsas frie vannmasser er vurdert etter vurderingssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Kriteriene for beitepresset er gitt i tabell 12 i kapittel "Krepesdyrplankton" i denne rapport. Se også vedlegg C. Systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggberende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* *Daphnia* er styrende art der de forekommer og materialet bør bli samlet inn i perioden august -september. Økt predasjonspress fra fisk gir redusert individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter.

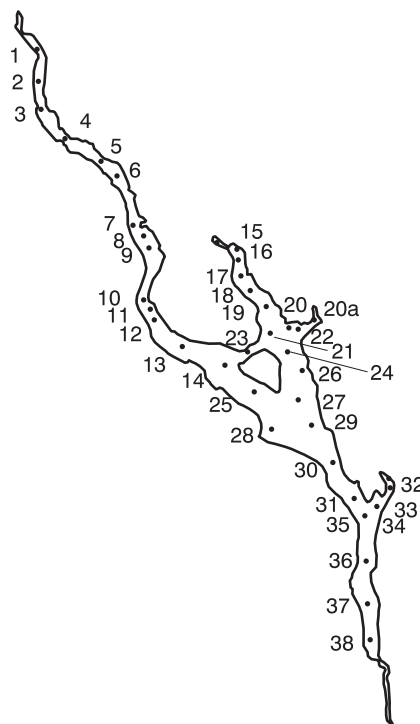
Kunnskap om krepesdyrene og forekomst av istidsinnvandrene (hjuldyret *Notolca caudata* og krepesdyrene *Cyclops lacustris*, *Mysis relicta*, *Gammaracanthus loricatus*, *Pallasea quadricornis* og *Limnocalanus macrurus*) gir oss mulighet til å vurdere eventuelle forandringer i beitepress fra planktonspisende fisk samt å vurdere den økologiske status i Mjøsas frie vannmasser. Dette er viktig med tanke på å mest mulig kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold, selvrensningsevnen gjennom beitepress fra dyreplankton på planteplankton, produksjonsstruktur og produksjonsnivå. Her kan vi også nevne at fiskene hornulke (*Myoxocephalus quadricornis*) og krøkle (*Osmerus eperlanus*) betegnes som istidsinnvandrere/immigranter. Videre at Mjøsa er den innsjøen i Norge som har størst forekomst av disse artene både når det gjelder artsantall og ikke minst antall individer og biomasse. Mjøsa er videre den eneste innsjøen i Norge som har stor forekomst av hoppekrepesen *Cyclops lacustris* og hornulke.

Fekale indikatorbakterier.

Det ble utført en regional undersøkelse av forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og kimtall i Mjøsas frie vannmasser den 19. september 2002. Vi har brukt de samme prøvetakingslokaliteter som ved tidligere hygienisk/bakteriologiske undersøkelser. Prøvetakingsstasjonenes plassering i innsjøen er vist i figur 2. I alt har vi benyttet 39 lokaliteter fordelt over hele innsjøen. Ved hver stasjon, unntatt stasjonene 15, 20a, 23 og 32 som ligger i områdene med dyp mindre enn 30 meter, ble det tatt vannprøver fra 1, 15 og 30

meters dyp. Ved lokalitet 20a ble det samlet inn vannprøver fra 0,5 meter og ved lokalitetene 15, 23 og 32 fra såvel 1 som 15 meters dyp. Vannprøver ble fordelt mellom næringsmiddelkontrolllaboratoriene på Gjøvik og Hamar og er analysert for innhold av termotolerante koliforme (44 °C) bakterier (T.K.B.), koliforme (37 °C) bakterier (K.B.) og totalantall bakterier (kimtall). Ved analysene er det benyttet Norsk Standard 4751. Ved undersøkelse for koliforme bakterier er membranfiltermetoden benyttet, og ved undersøkelse for kimtall er platespredningsmetoden benyttet. Laboratoriet på Gjøvik har analysert prøvene fra stasjonene 20 - 38 fra midtre og søndre del av Mjøsa, og laboratoriet på Hamar har analysert prøvene fra stasjonene 1 - 19 fra nordre del av innsjøen inklusive Furnesfjorden. Ved bedømmelse av påvirkningsgrad har vi brukt en vurderingsnorm som vi har tilpasset Mjøsa (store innsjøer) (Holtan 1972, Kjellberg et al. 1988). Disse vurderingskriterier er noe strengere enn den som er gitt for koliforme bakterier av SFT i "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). Årsaken til dette er at store innsjøer har stor fortynnings- evne og derfor også bør vurderes strengere i forbindelse med fekal forurensning i de frie vannmasser.

Gjentatt kontroll av de bakteriologisk/hygieniske forhold i Mjøsas frie vannmasser vil bl.a. gi informasjon om eventuell økt fekal forurensning dvs. utslipp av boligkloakk og/eller utsig av husdyrgjødsel på et tidlig tidspunkt, da forekomst av termotolerante koliforme bakterier er en meget følsom og sikker parameter i denne forbindelse. Videre vil resultatene gi informasjon om innsjøens egnethet som råvannskilde for drikkevann, prosessvann og jordvanning samt som lokalitet for friluftsbad og rekreasjon.



Figur 2. Plassering av stasjoner som ble benyttet ved den hygienisk/ bakteriologiske undersøkelsen i Mjøsa's frie vannmasser den 19 september i 2002.

2.2 Undersøkelser i elver

Transportberegninger av fosfor og nitrogen.

I 2001 og 2002 ble det tatt prøver for analyse av totalfosfor (Tot-P) og totalnitrogen (Tot-N) i utløpet av Lena, Hunnselva, ved 29 tidspunkter i og Gudbrandsdalslågen, Gausa, Hunnselva, Lena, Flagstadelva og Svartelva. Vi har tatt hensyn til perioder med økende og høy vannføring med hyppigere prøvetakingsfrekvens, samt mindre prøveuttak i tørkeperioder og perioder med mer stabil lavvannføring som om vinteren. I alt ble det i 2001 tatt ut 26 til 28 prøver fra de ulike elver, mens det i 2002 ble tatt ut 27 til 29 prøver. Prøvetaking og analyse av prøvene fra Gausa og Gudbrandsdalslågen er utført av LabNett AS på Lillehammer,

prøvetaking og analyse av prøvene fra Lena og Hunnselva av Mjøslabb IKS på Gjøvik, og prøvetaking og analyse av prøvene fra Flagstadelva og Svartelva av LabNett AS på Hamar. Disse laboratorier er akkreditert.

Vannføringsmåling blir utført av NVE (Lena, Flagstadelva og Svartelva) og Glommen og Laagens Brukseierforening (Gudbrandsdalslågen og Gausa). NVE estimerer vannføringen i Hunnselva ut fra målt vannføring i Lena og Vismunda. NVE leverer beregnet vannføring og vannføringsdiagrammer fra alle elvene til NIVA. Den årlige stofftransporten har vi beregnet som produktet av årlig totalvannføring og midlere vannføringsveide konsentrasjoner målt på prøvetakingstidspunktene.

Fosfortransporten i tilløpselvene sommerstid spiller en stor rolle for algeutviklingen i Mjøsa og utviklingen i elvenes fosfortransport og middelkonsentrasjon vil ifølge Rognerud (1988) være nøkkelen til forklaring på den fremtidige utviklingen av planteplanktonmengder i Mjøsas vannmasser.

Transportberegningene (se figur 35 og 36) og registrering av konsentrasjoner av næringsalter (se figur 37) i de større tilrennende elver vil gi svar på hvilke delområder/nedbørfelter som til enhver tid belaster Mjøsa mest og hvilke elvene som fortsatt er mest belastet av forurensninger. Videre vil vi kontinuerlig kunne registrere effekten av samfunnsutviklingen i nedbørfeltene til disse vassdragene samt resultatene av de forurensningsbegrensende tiltakene som er og kontinuerlig vil bli gjennomført. Effekten av enkelte nye tiltak vil også kunne bli aktuelle å vurdere.

Biologiske feltobservasjoner.

I 2001 ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i Gausa og Moelva. Befaringen av Gausa ble foretatt den 12. og 13. november ved lav vannføring og befaringen av Moelva den 27. og 28. september ved middels høy vannføring. I 2002 ble det foretatt lignende undersøkelser i Hunnselva og Vikselva. Befaringen av Hunnselva ble foretatt 23. august samt 5. og 6. september ved middels høy vannføring og befaringen i Vikselva 8. og 9. august også ved middels vannføring. Elver og bekker i nedbørområdet til Mjøsa hadde særlig i 2001 men til dels også i 2002 forholdsvis høy vannføring og stor fortykningsevne i store deler av sommerperioden. Undersøkelsene i Gausa, Moelva, og til dels også i Hunnselva og Vikselva ga derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike biologiske observasjoner foreskriver (se nedenfor).

Vi har benyttet samme metodikk som vi har brukt ved tidligere gjennomførte biologiske feltobservasjoner (tidligere benevnt som generelle biologiske befaringer) i Mjøsas tilløpselver (se appendix og Kjellberg 1993). Metoden gir bare en tilnærmet og mer generell vurdering av vassdragets økologisk status, men gir likevel god informasjon om forurensningsgrad, omfang og kilder. Fordelene med de biologiske feltobservasjonene er at lange elve-/bekkestrekninger kan undersøkes på kort tid til en rimelig kostnad. Videre viser som regel floraens og faunens produksjonsstruktur dvs. kvantitative og kvalitative sammensetning et mer nyansert bilde av biodiversitet, produksjonskapasitet og forurensningspåvirkning enn hva som fremkommer bare ved analyse av vannkjemien. Den biologiske responsen på forurensninger (masseutvikling av makrovegetasjon og alger, stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing, vond lukt, artsforskyvning innenfor bunndyr- og fiskepopulasjonene, fiskedød, tap av naturgitt biologisk mangfold osv.) har dessuten størst interesse da den er synlig, og praktisk gjør seg gjeldende for folk flest.

Ved befaringene av elvene og bekkene bedømmer vi biologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet ut fra feltobservasjoner av makrovegetasjon, begroingsorganismer (begroingsalger, vannmoser, sopp, bakterier og ciliater) og bunndyr (makroinvertebrater). Vi legger særlig vekt på forekomst evt. fravær av s.k. ”indikator”-organismer, dvs.

rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme ovenfor forurensningstilførsler eller andre menneskelige påvirkninger. Avvik fra naturtilstanden (lite påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand er viktige kriterier når påvirknings- og forurensningsgrad samt økologisk status skal vurderes. Med forventet naturtilstand menes den biologisk status (miljøkvalitetstilstand) en ville ha hatt i vassdraget om det ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. Vannets utseende, skumdannelse, forekomst av oljefilm, lukt osv. tillegges også vekt. Dersom avviket er stort og det biologiske mangfoldet er klart redusert betegnes vassdraget som forurenset. Der avviket er lite bruker vi benevnningen påvirket. Er høyere biologisk liv utslått betegnes vassdraget som totalskadet. Et stort antall lokaliteter undersøkes og der det er nødvendig for å stedfeste større forurensningskilder gjennomgås hele elve-/bekkestrekninger. Ved behov tas prøver av begroingsorganismer og makroinvertebrater for videre analyse i laboratoriet. For mer informasjon henvises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt appendix bak i rapporten.

For at resultatene skal bli oversiktlige og praktisk anvendbare benyttes fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se appendix) for å karakterisere forurensningsgrad og biologisk status (Kjellberg et al. 1985). Disse klasser er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland, 1992 og Andersen et al. 1997). SFT's klasse IV og V er i vårt system sammenslått til en klasse: klasse IV (rød markering). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av biologiske forhold og påvirknings- og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell giftpåvirkning og skadeeffekter av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold samt hygieniske og estetiske aspekter. Videre vurderer vi også biologiske effekter av andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i vassdraget.

De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres på et fargekart. Klassifiseringssystemets klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig forurensningspåvirkning på det biologiske liv ikke kan dokumenteres. Klasse II angir elve- og bekkestrekninger som er noe forurensningspåvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitte forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet på disse lokaliteter og en markert økt forekomst av mer tolerante arter. Klasse III og IV angir lokaliteter som er tydelig forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse elve- og bekkestrekninger har som regel synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og her foreligger også som regel sjenerende lukt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset.

Overgangssonene klasse I-II osv. benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse som skal velges for å karakterisere lokaliteten. For videre informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt appendix bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel tilstand dvs. om selvrensningsevnen/tålegrensen er overskredet eller ikke i de ulike vassdragstypene i Mjøsas nedbørsområde gjelder:

Lokalitetstype	Målsetting = Akseptabel tilstand
Småbekker som renner gjennom jordbruksområder, og/eller områder med spredt bosetting	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre
Bekker som renner gjennom tettbygde strøk som boligfelter og minitettsteder	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre
Bekker i skogsområder (s.k. "skogsbekker") som er lite påvirket av forurensninger	Overgangssone I-II (blå-grønn markering) eller bedre
Hovedvassdraget i større elver	Overgangssone I-II (blå-grønn markering) eller bedre

Dvs. at klasse I (blå markering) og som regel klasse I-II (blågrønn markering) og i enkelte tilfeller klasse II (grønn markering), som tilsvarer god eller moderat økologisk status, blir vurdert som akseptabel tilstand i bekker som får tilførsel fra bolig- og/eller jordbruksområder, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli opprettholdt i disse bekker, og at vi aksepterer at vi i enkelte bekker kan få en økt produksjonskapasitet i form av økt forekomst av makrovegetasjon og til tider markert økt forekomst av fastsittende alger samt økt forekomst av makrobunndyr og fisk. Videre at en unngår direkte forurensede bekkestrekninger med sjenerende lukt p.g.a. forråtnelsesprosesser med synlig forekomst av heterotrofe organismer (s.k. "lammehaler" og lignende). Bekkene vil da kunne opprettholde biologiske forhold som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt av folk flest oppfattes som reine. I skogs- og fjellbekker samt i elvene der fortykningsevnen dvs. selvrensingskapasiteten er større settes det strengere krav. Her bedømmes forurensningsklasse II og klassene over som ikke akseptabel tilstand dvs. at disse lokaliteter skal ha god økologisk status.

Gjentatte biologiske feltobservasjoner i de større tilløpselvene til Mjøsa vil gi oss kunnskap om økologisk status, forurensningssituasjon og forurensningsutviklingen og kunne synliggjøre lokale forurensningskilder i disse vassdrag. Videre vil resultatene fra befaringsene være en kontroll på om fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål kan opprettholdes eller nås. EU's rammedirektiv for forvaltning av vannressursene, som ble vedtatt i desember 2000 krever god økologisk status i alle vannforekomster innen 2015 (med enkelte unntak), og vill stille krav til overvåking og kontroll av miljøkvalitet (økologisk status) når det blir implementert.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Mjøsa

Data fra de meteorologiske observasjoner ved Kise forsøksstasjon på Nes er for 2001 gitt i NIVA rapport løpenr. 4527-2002 (Kjellberg 2003) og data for 2002 er gitt i tabell I i vedlegg B.

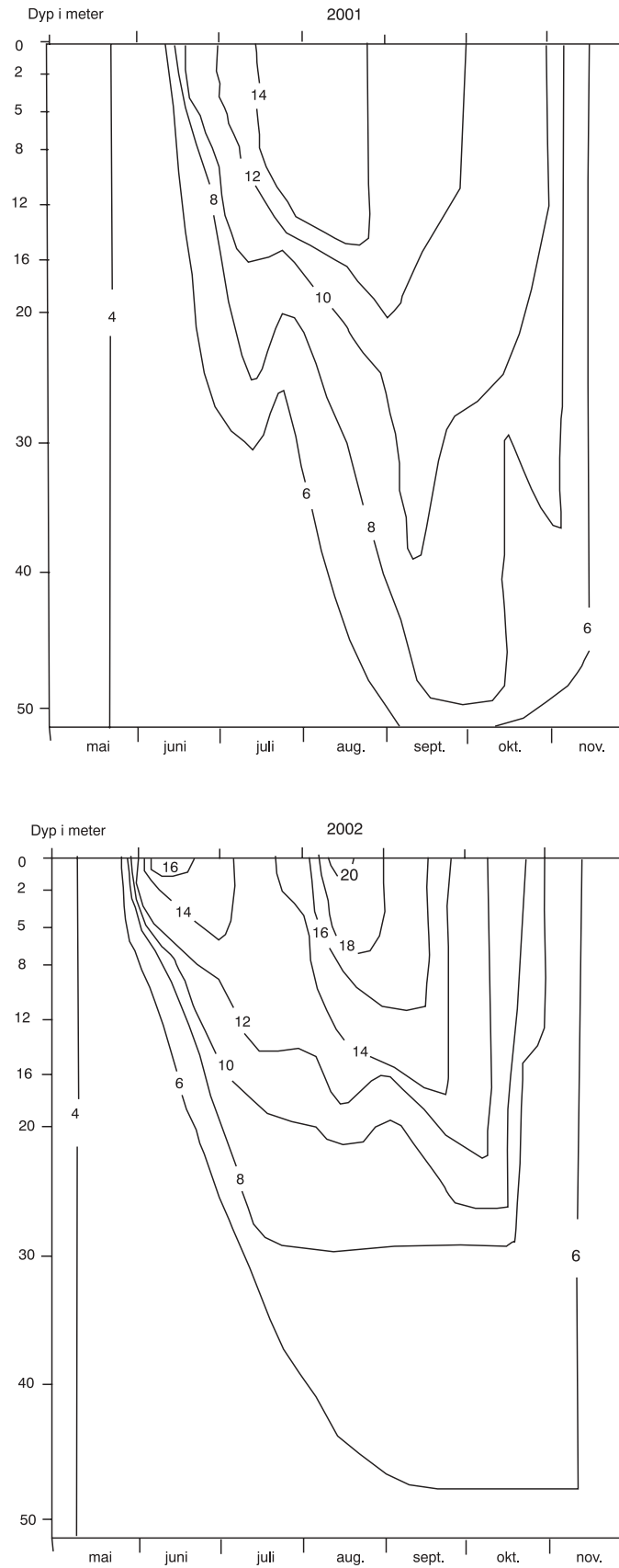
3.1.1 Vanntemperatur og islegging

Rådata for de vanntemperaturer vi har registrert ved stasjon Morskogen, Skreia, Brøttum, Kise og Furnesfjorden i 2001 er gitt i NIVA rapport løpenr. 4527-2002 (Kjellberg 2003), og rådata for 2002 er gitt i tabell II i vedlegg B. Isotermdiagram for stasjon Skreia (hovedstasjonen) i de to år er vist i figur 3 i teksten.

2001: Vinteren 2000/2001 var Mjøsas nordre del ned til Gjøvik og indre del av Furnesfjorden islagt. En kald, vindrik og solfattig forsommer førte til sein oppvarming av vannmassene og det var først i midten av juli overflatetemperaturen oversteg 14 °C i Mjøsas sentrale del (st. Skreia). Også ettersommeren hadde en stort sett kald værtype, som bidrog til at vanntemperaturen i Mjøsa ble relativt lav i hele vegetasjonsperioden. Det ble heller ikke etablert noe markert sprangsjikt. Generelt sett så bedømmer vi vanntemperaturen i Mjøsas øvre vannmasser i sommeren 2001 som middels høy. Høyest vanntemperatur (19,6 °C) ble registret i midten av juli ved stasjon Furnesfjorden og de laveste i Mjøsas søndre parti (st. Morskogen) der vi ikke registrerte vanntemperaturer over 14,5 °C.

2002: Vinteren 2001/2002 var Mjøsas nordre og sentrale del islagt, og det var også i en kortere periode en hel del is i den søndre del. Både vår, forsommer og seinsommer var solrike og varme. Dette førte bl.a. til rask oppvarming av de øvre vannlag og allerede i begynnelsen av juli registrerte vi overflatetemperaturer på vel 16 °C i Mjøsas sentrale parti og i august noterte vi vanntemperaturer på over 20 °C ved samtlige stasjoner unntatt st. Brøttum i Mjøsas nordre del. Høyest vanntemperatur (23,5 °C) ble registret i Furnesfjorden den 14. august.

Den høyeste vanntemperatur som er blitt registrert ved hovedstasjonen (st. Skreia) i forbindelse med Mjøsuundersøkelsene er 21,5 °C, som ble målt den 3. august i 1982. Forøvrig kan vi nevne at den høyeste vanntemperatur vi har registrert i Mjøsas fri vannmasser er 23,6 °C, som ble målt i Furnesfjorden den 3. august i 1982. Somrene i 1975, 1976, 1982, 1997 og 2002 har i perioder hatt spesielt høy vanntemperatur, mens somrene i 1973, 1979, 1981, 1988, 1993, 1996 og 2000 kan betegnes som kalde. I 1993 oversteg f. eks. vanntemperaturen ved stasjon Skreia ikke 14 °C. Det er i somrer med få soltimer og mye vind vi får lav vanntemperatur i Mjøsa, mens perioder med mange soltimer og stille vær gir mulighet for høy vanntemperatur og godt badevann.



Figur 3. Isothermdiagram for Mjøsa (stasjon Skreia) sommeren 2001 og 2002. Sommeren 2001 var kald og vindrikk, mens sommeren 2002 var uvanlig varm.

3.1.2 Siktedyp og visuell vannfarge.

Rådata for siktedyp ved Morskogen, Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum i 2001 er gitt i NIVA-rapport løpenummer 4527-2002 (Kjellberg 2003), og rådata for de fire stasjonene som ble benyttet i 2002, er gitt i tabell IV i vedlegg B. Resultatene er vist i figur 4 og 5. Figur 6 viser tidsutviklingen for siktedypet ved hovedstasjonen (Skreia) og stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen i perioden 1972 – 2002.

Fastsatt nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at siktedypet i innsjøens søndre og sentrale deler skal være 6-7 meter eller mer i den vesentligste tiden av året. Dette tilsvarer tilstandsklasse "Meget god" i SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. I Mjøsas nordre del ned mot Gjøvik har vi som regel betydelige naturgitte variasjoner i siktedypet i løpet av året og også store naturlige variasjoner fra år til år p.g.a. flomaktiviteten og tilførselen av bre-, humus- og erosjons materiale i/fra særlig Gudbrandsdalslågen men også fra Gausa. Siktedypet kan derfor variere i området <1 til 12 meter ved stasjon Brøttum (se figur 5). Det er derfor ikke hensiktsmessig å fastsette noe konkret miljømål for siktedypet i denne del av innsjøen. For tiden vurderer "Vassdragsforbundet for Mjøsa og tilløpselver" om en skal ha 8 meter eller mer som miljøkvalitetsmål isteden for 6-7 meter i innsjøens søndre og sentrale deler.

I vegetasjonsperioden i 2001 og 2002 var det i hovedsak forekomsten av planteplankton og uttransport av brepartikler fra Gudbrandsdalslågen som hadde betydning for siktedypet. I våravsmeltingen og i forbindelse med store nedbørmengder hadde også tilførsel av humus, jord- og leirpartikler fra de større tilløpselvene betydning for siktedypet. Størst reduksjon av siktedypet var det i den nordre del og i Furnesfjorden. Her registrerte vi i perioden mai - oktober siktedyp ned til 2,9 respektive 3,2 meter.

I Mjøsas søndre (st. Morskogen) og sentrale del (st. Skreia og Kise) var siktedypet både i 2001 og 2002 akseptabelt eller nær akseptabelt med siktedyp som den meste av tiden oversteg 6 meter. Størst siktedyp ble i begge år registrert ved hovedstasjonen Skreia i slutten av mai med 14,4 meter i 2001 og 11,4 meter i 2002. I Mjøsas nordre del var det i juni og juli i 2002 relativt lavt siktedyp med verdier på 4 - 5 meter. Årsaken til dette var at det særlig i juli var høyt partikkelinnhold (høy turbiditet) i vannmassene p.g.a. stor flomaktivitet i Gudbrandsdalslågen og Gausa. På forsommeren (juni - juli) var det i hovedsak humus samt breslam-, leir- og jordpartikler som påvirket sikten i vannmassene. Relativt sett lav forekomst av planteplankton bidrog likevel til at størstedelen av Mjøsa generelt sett hadde akseptabelt siktedyp dette året til tross for stort partikkelinnhold.

Generelt sett så har Mjøsa fått mye klarere vann og økt siktedyp jevnført med forholdene før og like etter Mjøsaksjonen (se figur 6). Hovedårsaken til dette er at mengden planteplankton har blitt kraftig redusert. Siktedypet ligger nå nær fastsatt miljøkvalitetsmål. Det største siktedyp vi har registrert i Mjøsa i den tid "Mjøsundersøkelsene" har pågått er 17,5 meter, som ble målt våren 1999 i innsjøens søndre del (st. Morskogen). Vi kan videre nevne at klart vann er en viktig faktor før at Mjøsa skal være en god biotop for storaure og godt egnet til drikkevannsproduksjon.

Vannfargen vurdert mot sikteskiven varierte i 2001 og 2002 fra grønn til gullig grønn. Videre var det tydelig blakking av vannet p.g.a. breslam-, leir- og jordpartikler i de perioder det var stor flomaktivitet i tilløpselvene. Vannet i Furnesfjorden var også noe farget av humusforbindelser (brunfarget) på våren og forsommeren. Noen markert farging av vannet p.g.a. stor forekomst av planteplankton ble ikke registrert i de to årene, til tross for at det i perioder var større oppblomstringer av planteplankton (kiselalger). I tiden før Mjøsaksjonen og utover 1980-årene var Mjøs vannet markert farget av planktonalger (gullig grønn eller gullig brun) i mesteparten av vegetasjonsperioden. I de senere år har dette bare skjedd i perioder med markerte oppblomstringer av kiselalger som f.eks. i 1994, 1996 og 1999 (se

figur B i vedlegg C). Vannfargen vurdert mot Secchi-skiven bør i Mjøsa være grønn eventuelt grågrønn (om det er mye breslam).

3.1.3 Generell vannkjemi

Med generell vannkjemi mener vi vannkvalitetsparametere som saltinnhold (ledningsevne/konduktivitet), partikkelinnhold (turbiditet), fargetall, innhold av organisk karbon (TOC), pH, alkalitet og konsentrasjon av silisium.

Rådata for pH, alkalitet, konduktivitet, fargetall, TOC, turbiditet og silisiumkonsentrasjon ved st. Skreia i vårsirkulasjonsperioden og i vegetasjonsperioden ved stasjon Skreia, Kise og Furnesfjorden i 2001 er gitt i NIVA-rapport løpenummer 4527-2002 (Kjellberg 2003), og lignende rådata for 2002 er gitt i tabell III og IV i vedlegg B. Variasjonsmønsteret for pH, alkalitet, TOC og konsentrasjon av silisium i de øvre vannmasser i vegetasjonsperioden er vist i figur 7 og 8 i teksten.

Den generelle vannkjemien i Mjøsas sentrale del (st. Skreia) i vårsirkulasjonen i 2001 og 2002 hadde nær de samme konsentrasjoner og sammensetning som vi har registrert under vårsirkulasjonen i perioden 1966 - 2000. Det har således ikke skjedd større endringer i den generelle vannkvaliteten i Mjøsas sentrale del i løpet av den tiden det foreligger slike målinger. År til år variasjoner i de øvre vannlag i sommerperioden forekommer likevel for enkelte av parametrene som resultat av varierende flomaktivitet i tilløpselvene og da særlig i Gudbrandsdalslågen. Størst naturgitt år til år variasjon foreligger derfor i Mjøsas nordre del, og i år med stor vanntilførsel fra "Lågen"-vassdraget får vi noe høyere fargetall, turbiditet og innhold av organisk karbon samt lavere saltinnhold (konduktivitet) jevnført med situasjonen i et tilnærmet "normalår". I 2001 og 2002, som vi kan betegne som år med nær normalt stor vanntilførsel og til dels også normal flomaktivitet, var parametre som TOC, fargetall, turbiditet og pH stort sett i samsvar med tilstandsklasse I, "Meget god" i henhold til SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann (Andersen et al. 1997), og vannet i Mjøsa var til tross for til tids stor partikkeltilførsel godt egnet for de fleste brukerformål. Nedenfor skal vi gi mer detaljert informasjon om registreringene av de ulike parametre i 2001 og 2002.

Alkalitet og pH.

I vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 registrerte vi ved stasjon Skreia pH nær nøytralt-punktet ($\text{pH} = 7$) med verdier i området 7,10 – 7,28. Middelverdi fra en vertikalserie fra overflaten til bunn har vi i de to år beregnet til pH 7,23 respektive pH 7,10. Mjøsvannet er derfor praktisk talt nøytralt. Vanligvis finner vi de laveste pH-verdier i Mjøsas nordre del og de høyeste i Furnesfjorden. Markerte pH-svingninger i de øvre vannlag, som resultat av høy - produksjon av planteplankton, ble ikke registrert ved stasjon Skreia i vekstsesongen i de to årene. pH varierte i området 7,00 - 7,56 (se figur 7). Høyest pH ble registrert i midten av september i 2001. Vi må tilbake til somrene i begynnelsen og midten av 1970 tallet for å finne perioder da primærproduksjonen i Mjøsa's frie vannmasser i stor grad påvirket pH-forholdene i overflatevannet. Det ble da ved flere tilfeller registrert $\text{pH} > 9,00$ i Mjøsas sentrale del inkl. Furnesfjorden. Den høyeste pH-verdien vi har registrert i de frie vannmasser i den tidsperioden "Mjøsundersøkelsene" har pågått, er pH 9,72, som ble målt i Furnesfjorden den 22. juni i 1973. Moderate pH-svingninger ($\text{pH} > 8,00$), forårsaket av produksjon av planteplankton, ble sist registrert i juli i 1980. Heretter har vi bare kunnet registrere små pH-økninger i forbindelse med planteplanktonproduksjonen. Når planteproduksjonen (fotosynteseaktiviteten) er stor bruker algene til tider så store mengder CO_2 og HCO_3^- at CO_2 - HCO_3^- - CO_3 -systemet forskyves så det blir større andel HCO_3^- og CO_3^{2-} . Når algene bruker HCO_3^- og CO_3^{2-} avgis også OH^- -ioner. Herved øker pH og vi får en karakteristisk pH variasjon over døgnet med de høyeste verdiene på dagen når det er størst primærproduksjon og de laveste på natten. Det var som regel ved totiden på ettermiddagen vi i tidsperioden før Mjøsaksjonen registrert de høyeste pH-verdiene.

Verdiene for alkalitet varierte i vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 ved stasjon Skreia i området 0,210 - 0,226 mekv/l og vi har beregnet middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 0,220 mekv/l i begge år. Alkaliteten i de øvre vannlag i sommerperioden ved stasjon Skreia i de to årene viste små variasjoner med verdier i området 0,200 - 0,240 mekv/l (se figur 7). Mjøsvannet er således godt buffret mot tilførsel av surt vann, og det er ikke risiko for at Mjøsa skal påføres skader p.g.a. tilførsel av surt vann. De vassdrag som renner til Mjøsa er også godt buffret og direkte skadeeffekter av forsuring med bl.a. tap av fiskepopulasjoner har bare blitt påvist i øvre del av Skulhuselva, Svartelva og Flagstadelva. Enkelte andre områder må likevel betegnes som følsomme.

Konduktivitet.

Ledningsevnen (proporsjonal med saltholdigheten) varierte i vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 ved stasjon Skreia i området 4,0- 4,6 mS/m. Vi har i 2001 og 2002 beregnet middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 4,1 respektive 4,5 mS/m. Gudbrandsdalslågen tilfører Mjøsa saltfattig smeltevann på sommeren, og dette gjør at den nordre del av innsjøen da har vann med lavere ledningsevne jevnført med de sentrale deler og den søndre del. Dette gjelder særlig de øvre vannlag. Det foreligger også klare naturgitte år til år variasjoner som resultat av forskjellig flomaktivitet i de ulike år. I den nordre del av innsjøen (Mjøsa nord for Gjøvik) ligger som regel konduktiviteten i de øvre vannlag om sommeren i området 2,00 - 3,50 mS/m, mens øvrige deler av Mjøsa har mer stabilt saltinnhold med en konduktivitet nær 4,00 mS/m. Størst saltinnhold finner vi som oftest i Furnesfjorden med til tider verdier > 4,00 mS/m. Variasjonsbredde for de mineralsaltene som har størst betydning for saltinnholdet i Mjøsa (de s.k. hovedkomponenter) ble målt i vårsirkulasjonsperioden ved hovedstasjonen (stasjon Skreia) i perioden 1966 - 1976 og for kationene også i 2003 (se tabell 1 nedenfor (for mer informasjon se Holtan et al. 1977)). Mjøsa kan betegnes som et bikarbonatvann med kalsium som dominerende kation og hydrogenkarbonat som dominerende anion. Generelt sett har Mjøsa i likhet med de fleste større norske innsjøer vann med relativt lavt innhold av salter og herved også relativt lav konsentrasjon av kalsium.

Tabell 1. Konsentrasjoner av mineralsalter (s.k. hovedkomponenter) i Mjøsa i tidsrommet 1966 - 1976 og da det gjelder kationer også i 2003. Prøvene er tatt ved hovedstasjonen (st. Skreia) under vårsirkulasjonen og er angitt som middelveier fra en vertikalserie fra overflaten til bunn for de ulike år.

		1966 – 1976	2003
Parameter		Variasjonsbredde	Variasjonsbredde
Kalsium	mg Ca/l	4.68 – 5.76	4,78 – 5,27
Magnesium	mg Mg/l	0.65 – 0.86	0,64 – 0,70
Natrium	mg Na/l	0.88 – 1.24	0,95 – 1,01
Kalium	mg K/l	0.54 – 0.72	0,47 – 0,57
Hydrogenkarbonat	mg HCO ₃ /l	13.0 – 18.5	-
Sulfat	mg SO ₄ /l	4.5 – 7.4	-
Klorid	mg Cl/l	1.0 – 1.7	-

Holtan et al. (1977) har beregnet saltbalansen for Mjøsa. I en tilnærmet "normal"-situasjon tilføres Mjøsa årlig ca. 46.000 tonn kalsium, 6.000 tonn magnesium, 12.000 tonn natrium, 7.000 kalium, 120.000 tonn hydrogenkarbonat, 50.000 tonn sulfat og 15.000 tonn klorid. Totalt blir dette ca. 255.000 tonn løste mineralsalter, hvorav Gudbrandsdalslågen bidrar med nær 60 %. Samtidig bortføres ca. 246.000 tonn via Vorma. I alt deponeres således ca. 10.000 tonn (ca. 4 % av tilførselen) mineralsalter årlig i Mjøsa.

Fargetall.

Vannet i Mjøsa var klart og lite påvirket av humus og/eller partikler i vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 og vi registrerte ved hovedstasjonen (st. Skreia) fargetall i området 11 - 13 mg Pt/l. Vi har beregnet middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 11 mg Pt/l i 2001 og til 12 mg Pt/l i 2002. Normalt har fargetallet for Mjøs vannet i sommerperioden variert i området 7 - 20 mg Pt/l. De høyeste fargetallene har vi som regel registrert i de øvre vannlagene i Furnesfjorden og i Mjøs nordre del og da i forbindelse med flomaktivitet i Gausa/Lågen resp. Svartelva, Flagstadelva og Brumunda. Under storflommen i 1995 registrerte vi fargetall i området 30 - 60 mg Pt/l i de øvre vannlag i Mjøs nordre del. De dypere vannlag (> 100 meter) har som regel hatt stabil vannfarge med fargetall omkring 10 mg Pt/l hele året.

Organisk karbon.

Innholdet av organisk karbon (TOC) var lavt i vårsirkulasjonsperioden og vi registrerte i 2001 og 2002 ved st. Skreia konsentrasjoner i området 1,7 - 2,1 mg TOC/l. Middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn har vi i 2001 og 2002 beregnet til 2,0 respektive 1,8 mg TOC/l. Konsentrasjonen av TOC i de øvre vannlagene i sommerperioden ved stasjon Kise og stasjon Furnesfjorden i de to årene viste moderate variasjoner med verdier i området 1,2 - 3,0 mg TOC/l tilsvarende "Meget god" eller "God" tilstand ifølge SFT's Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) (se figur 8). Hoveddelen av det organiske karbonet tilføres Mjøsa fra naturgitte kilder (humus) via tilløpselvene og størst tilførsel er det i flomperioder og særlig når det er høy vannføring i Gudbrandsdalslågen. Videre tilkommer TOC som forurensning fra flere menneskelige kilder. Holtan et al. (1977) har beregnet årlig transport av organisk partikulært materiale (seston) til Mjøsa i 1976. Mjøsa ble da tilført ca. 13.400 tonn seston, hvorav ca. 11.600 tonn (ca. 87 %) kom via tilløpselvene. TOC har blitt målt siden 1994 og da bare under vårsirkulasjonen ved hovedstasjonen (st. Skreia). Vi mangler derfor mer generell viten om innholdet av total organisk karbon i Mjøsa regionalt, vertikalt og i ulike årstider. Fra og med 2001, som her rapportert; blir TOC også målt i de øvre vannlagene i sommerperioden ved stasjon Kise og Furnesfjorden.

Turbiditet.

I vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 hadde vannet i Mjøs ved st. Skreia relativt sett lavt partikkelinnhold og vi registrerte turbiditetstall i området 0,20 - 0,36 FTU ved hovedstasjonen (st. Skreia). Vi har beregnet middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 0,27 FTU i 2001 og til 0,24 FTU i 2002. En viss påvirkning av brepartikler kunne likevel spores ved at vannet var klart grønnfarget.

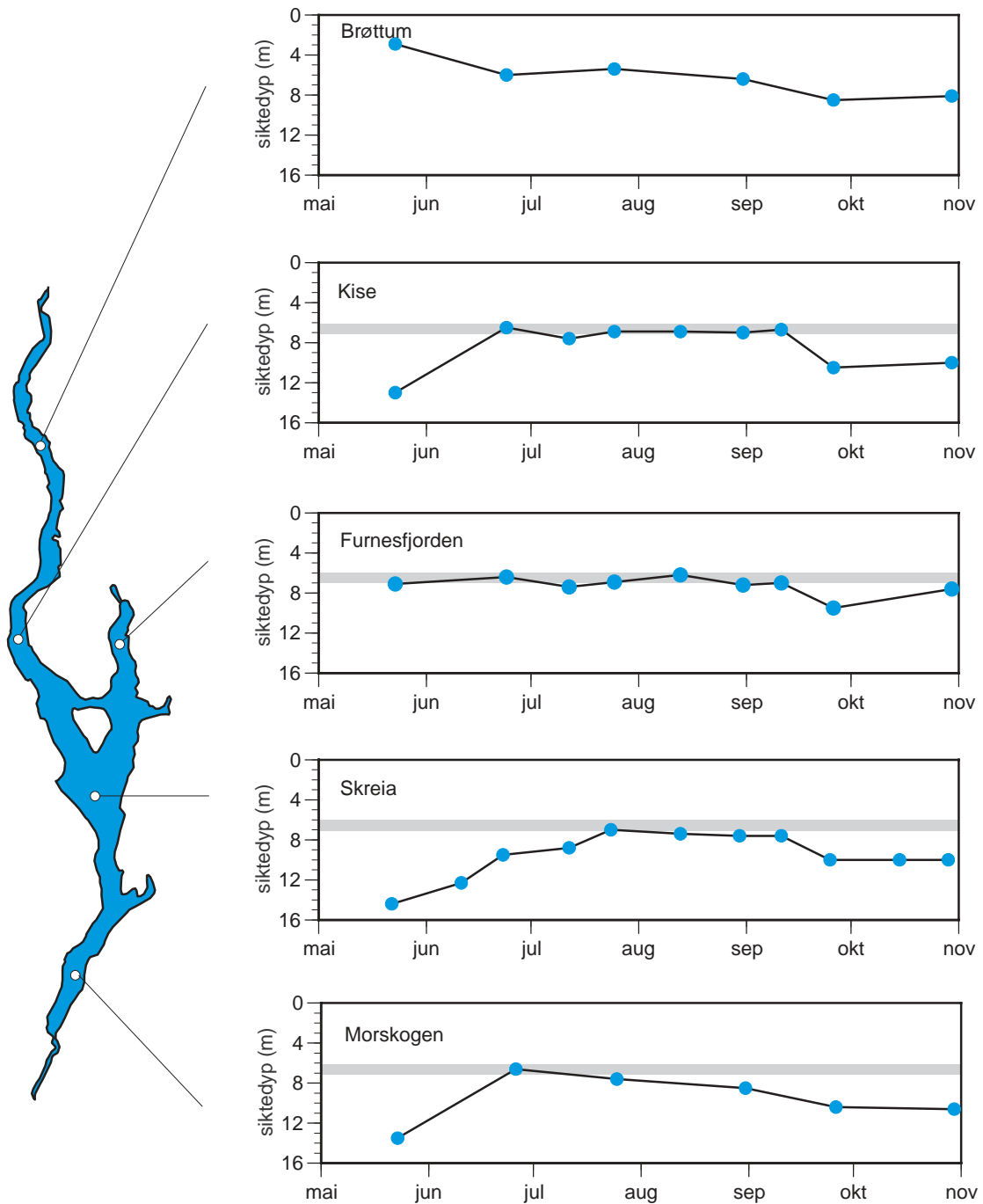
Turbiditetstallene angir vannets innhold av partikulært materiale. Partikulært materiale (både organisk og uorganisk) blir tilført Mjøsa fra tilløpselvene samt skyldes produksjon av planteplankton og påvekstalger i selve innsjøen. Størst tilførsel av partikulært materiale er det derfor i sommerperioden og særlig i perioder med stor tilførsel av brevann fra Gudbrandsdalslågen. Dette bidrar også til at den nordre del av Mjøsa har høyest partikkelinnhold og størst turbiditet. Normalt finner vi i Mjøs nordre del turbiditetstall i området 0,2 - 1,0 FTU, mens vannet i Mjøs sentrale og søndre del som regel er lite påvirket av partikkelholdig vann. Normalt finner vi her i sommerperioden turbiditet i området 0,1 - 0,4 FTU. Under storflommen i 1995 registrerte vi turbiditet i området 1,0 - 14,0 FTU. Dvs. 3 - 14 ganger så høye verdier som normalt.

Silisium.

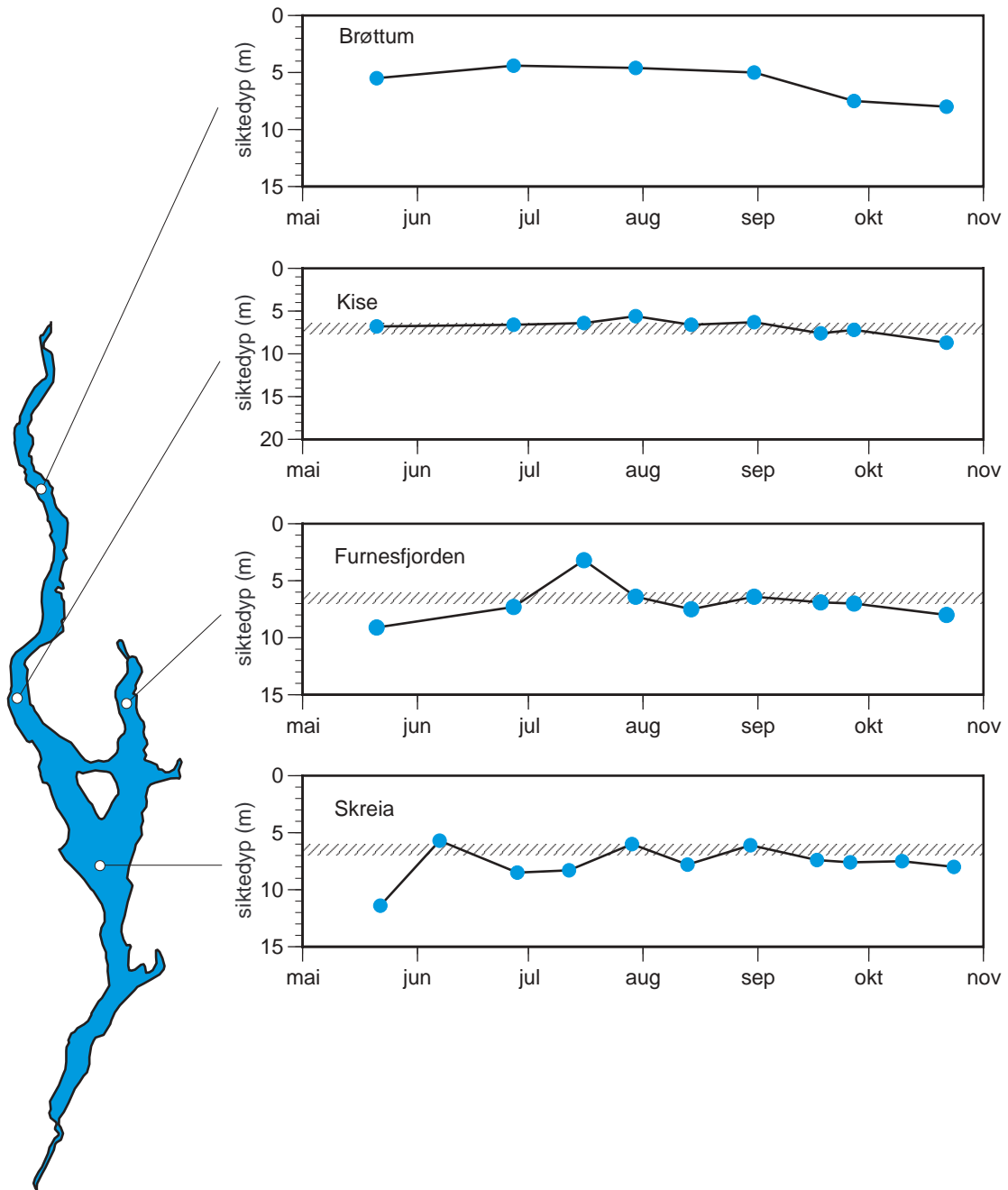
I vårsirkulasjonsperioden registrerte vi i 2001 og 2002 konsentrasjoner av silisium i området 2,25 - 2,48 mg SiO₂/l ved st. Skreia. Middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn er for de to årene beregnet til 2,33 respektive 2,38 mg Si O₂/l. Konsentrasjonen av silikat i de øvre vannlag ved stasjon Skreia i sommerperioden i 2001 og 2002 varierte i området 0,71 - 2,46 mg Si O₂/l (se figur 6). Lavest konsentrasjon registrerte vi i slutten av oktober i 2002 i

forbindelse med en større oppblomstring av kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Vannføringen i tilløpselvene var avtagende i denne periode og herved også silisiumtilførselen.

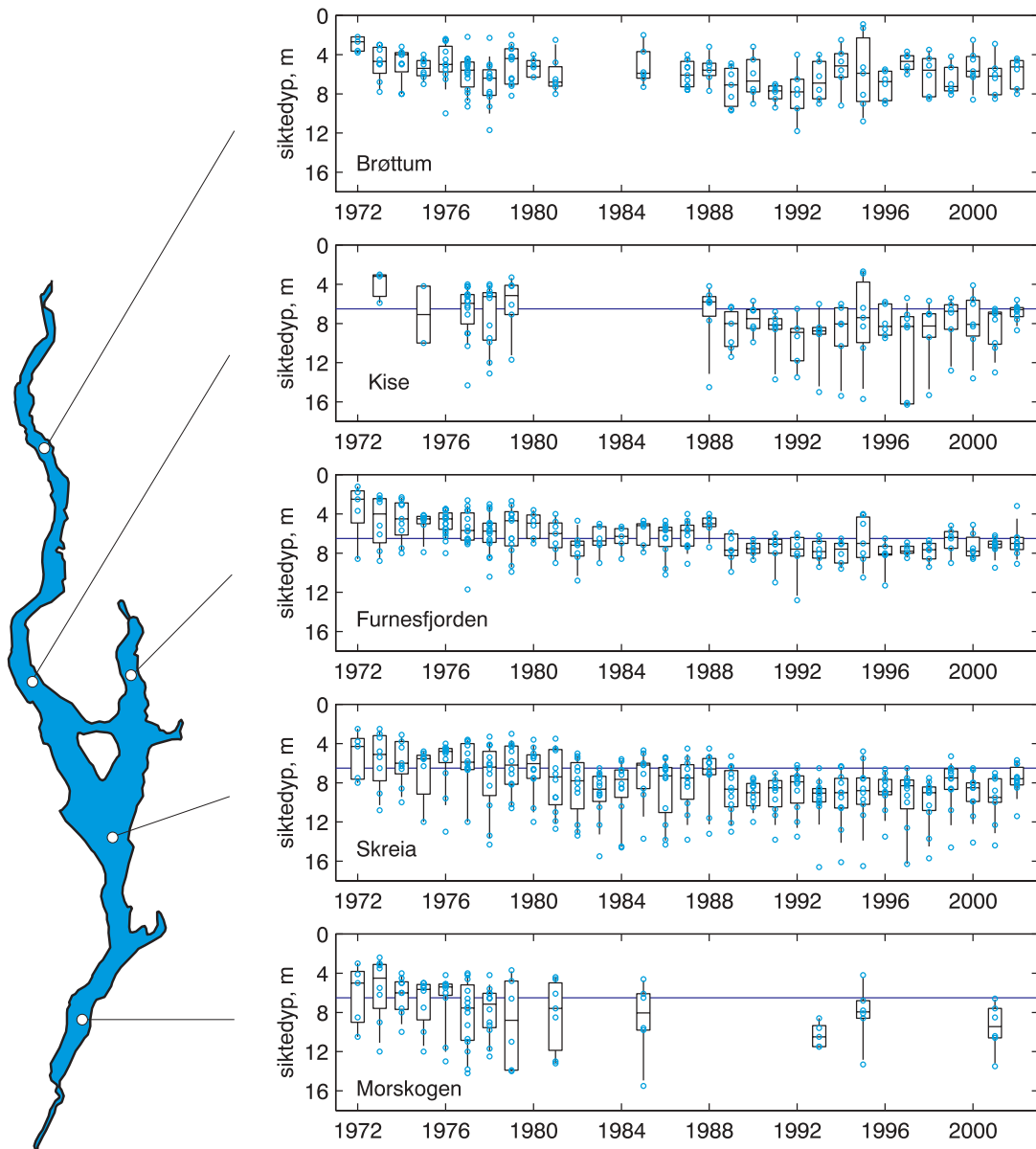
Kiselalgene bruker silisium for å bygge opp kiselshallet som omgir disse organismene. I vannforekomster med stor produksjon av kiselalger, avtar vannets innhold av silisium utover vekstsesongen. I tilfeller med stor tilgang på næringssalter (særlig fosfor) kan produksjonen av kiselalger bli så stor og rask at hele silisiumbeholdningen i de øvre vannmasser kan bli brukt opp, og dermed vil silisium bli begrensende for videre vekst av kiselalger. Sist det var så stor produksjon av kiselalger i Mjøsa at dette medførte registrerbar nedgang (ca. 20 % reduksjon) i silisiumkonsentrasjonen i de øvre vannlag var sensommeren 1997. Det var da stor forekomst av de storvokste kiselalgene *Asterionelle formosa* og *Tabellaria fenestrata*. I de årene det var spesielt stor forekomst og produksjon av kiselalger, som i tiden like før Mjøsaksjonen, registrerte vi opp til 95 % reduksjon av silisiumkonsentrasjonen. Den ble da så lav ($< 0,1$ mg SiO_2/l) at redusert silisiumtilgang sannsynligvis til tider var en begrensende vekstfaktor for kiselalgene. Vi hadde i perioden før Mjøsaksjonen også en klar nedgang i SiO_2 -konsentrasjonen i hele innsjøen fra 1966 til 1976 (for mer informasjon se Holtan et al. 1977). For tiden ligger silisiumkonsentrasjonen i begynnelsen av vegetasjonsperioden ved hovedstasjonen (st. Skreia) i området 1,8 - 2,4 mg SiO_2/l og det har vært små år til år variasjoner. Vi mener derfor at silisiumkonsentrasjon i Mjøsas sentrale parti nå høyst sannsynlig er i nært samsvar med forventet naturtilstand.



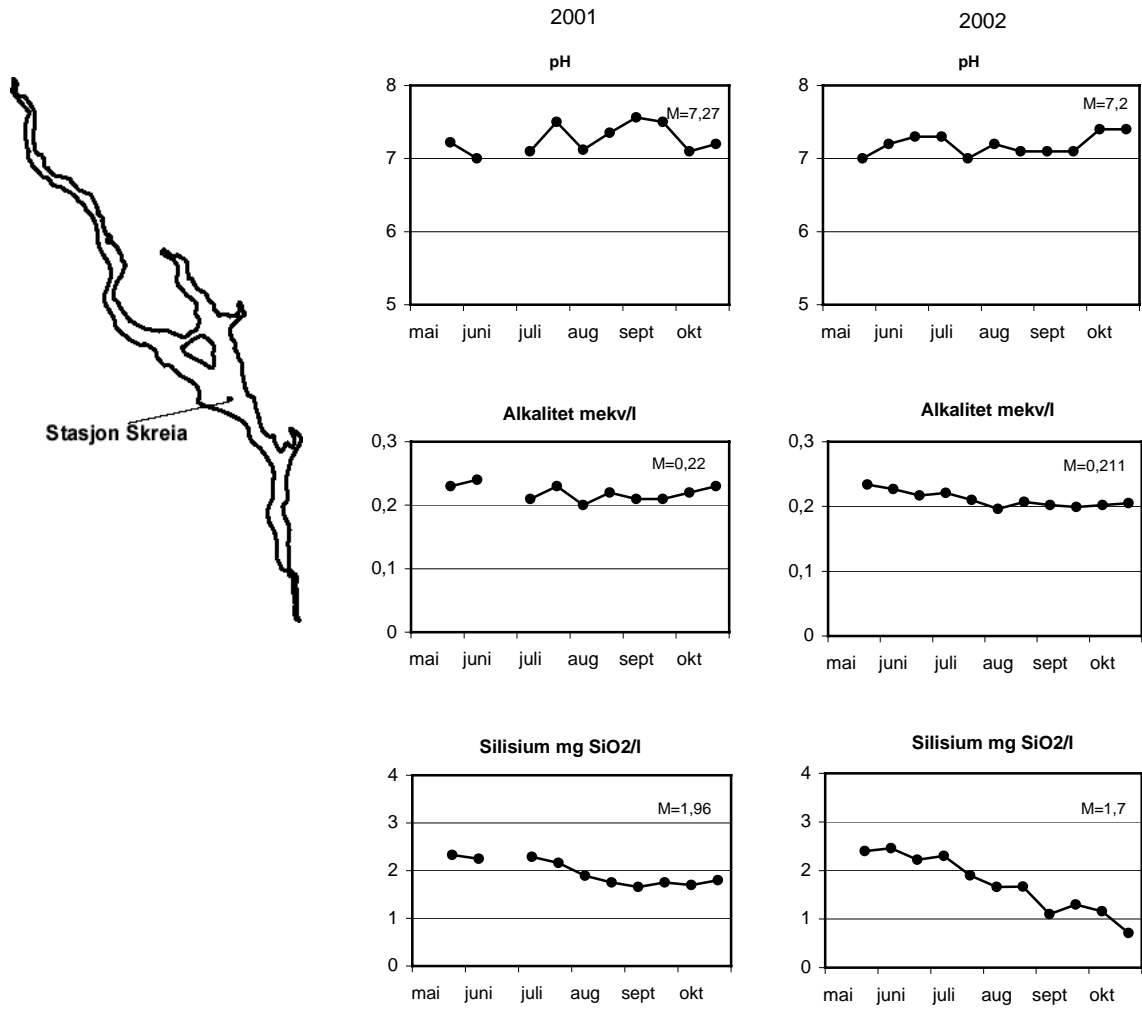
Figur 4. Siktedyb ved fem lokaliteter i Mjøsa i 2001. Grå markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) under normale forhold ikke bør være mindre enn 6-7 meter.



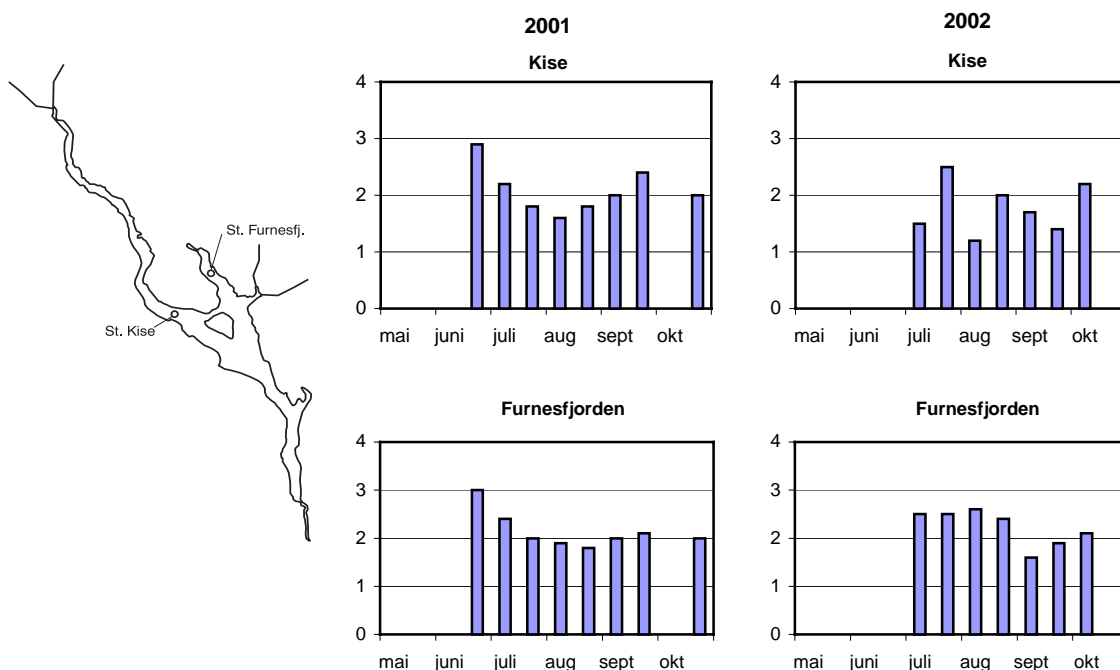
Figur 5. Siktedyb ved fire lokaliteter i Mjøsa i 2002. Grå markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) under normale forhold ikke bør være mindre enn 6-7 meter.



Figur 6. Tidstrend for siktedyp ved fem lokaliteter i Mjøsa i tidsperioden 1972-2002. Streken angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) under normale forhold ikke bør være mindre enn 6-7 meter. Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10 og 90-prosentilen.



Figur 7. Variasjonsmønster i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) for pH, alkalitet og konsentrasjon av silisium (SiO_2) ved hovedstasjonen (st. Skreia) i 2001 og 2002. M = aritmetisk middelverdi.



Figur 8. Konsentrasjoner av TOC i Mjøsas øvre vannlag (0-10 m) ved stasjonene Kise og Furnesfjorden i 2001 og 2002.

3.1.4 Fosfor

Det er tilgangen på biologisk tilgjengelig fosfor som styrer algeforekomsten i Mjøsa, og økt fosforkonsentrasjon i vannmassene fører som regel til økt produksjon av såvel fastsittende alger langs strendene som planteplankton i de fri vannmasser. Fosfor kan derfor betegnes som minimumsfaktor (s.k. nøkkelfaktor) for algeveksten i Mjøsa (for mer informasjon se NIVA-rapport løpenr. 1450 (Kjellberg 1982)). For tiden er fosforkonsentrasjonen på ettervinteren og vår, samt i begynnelsen av vegetasjonsperioden trolig i nært samsvar med forventet naturtilstand og så lav at det ikke vil kunne utvikles uønsket stor algeforekomst i den etterfølgende vegetasjonsperioden om det ikke tilføres mer fosfor. Det må derfor tilføres fosforforbindelser til de øvre vannlag i vegetasjonsperioden som er eller vil bli biologisk tilgjengelige om vi skal kunne få tilfeller med sjenerende og/eller problemskapende algevekst. Dvs. i første rekke uønsket stor forekomst av planteplankton. God oppfølging av effektene av redusert fosfortilførsel er viktig. Da vil vi hele tiden kunne evaluere innsats mot miljøeffekt og måloppnåelse. Overgjødning bedømmes fortsatt som den største miljøtrusselen for vassdraget. Dvs. at økt næringssalttilførsel vil kunne gi de største miljøproblemenene.

Rådata for de fosforanalyser som ble utført i 2001 er gitt i NIVA-rapport løpenummer 4527-2002 (Kjellberg 2003), mens rådata for 2002 er stilt sammen i tabell III og IV i vedlegg B. Resultatene fra de fem stasjoner vi har benyttet er vist i figur 9, 10, 11 og 12. Figur 9 viser også tidsutviklingen for "basiskonsentrasjonen" og her har vi også tatt med foreliggende data fra stasjon Morskogen. Videre har vi i figur 12 vist tidsutviklingen i overflatevannet (sjiktet 0-10 meter) ved fem lokaliteter i Mjøsa. Tidsutviklingen gitt som arealveid middelkonsentrasjon i de øvre vannlag for hele innsjøen er vist i figur 13.

"Basiskonsentrasjon av fosfor".

Målinger av fosforkonsentrasjonen på senvinteren (mars/april) her benevnt som "basisfosforkonsentrasjonen" gir oss muligheter til å følge tidsutviklingen i Mjøsas næringssaltstatus mer nøye. På senvinteren er det relativt stabile forhold i Mjøsa fra år til år, og innsjøen er i vinterperioden lite påvirket av flomvann og arealavrenning. Vassdragene har derfor som regel lavest konsentrasjon av fosfor på senvinter/vår før snøsmeltingen starter. Det er viktig at

”basiskonsentrasjonen” i Mjøsa er lav og mest mulig i samsvar med tilnærmet naturtilstand. Videre at den ikke viser en økning over tid. På bakgrunn av dagens kunnskap om Mjøsa, samt erfaringer fra andre store dype norske innsjøer, har vi vurdert en fosforkonsentrasjon på ≤ 5 $\mu\text{g tot-P/l}$ (beregnet som veid middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) som et akseptabelt og nær naturgitt nivå for Mjøsas sentrale og søndre områder (Holtan et al. 1977). Seinere års registreringer styrker riktigheten av denne vurdering. Naturgitt ”basisfosforkonsentrasjon” eller s.k. førindustriell konsentrasjonsnivå har sannsynligvis ligget i området 3 - 4 $\mu\text{g tot-P/l}$. I Mjøsas sentrale og søndre del har det vært en klar trend mot lavere ”basisfosforkonsentrasjoner” i tiden etter Mjøsaksjonen og vi har f.o.m. 1992 stort sett nådd det konsentrasjonsnivå som er fastsatt som miljøkvalitetsmål.

Variasjonsbredde og ”basiskonsentrasjon” av fosfor som ble registrert ved de ulike prøvetakingsstasjoner sen vinteren 2001 og 2002 er stilt sammen i tabell 2 nedenfor. Vi registrerte da lave fosforkonsentrasjoner i Mjøsavannet med konsentrasjoner i området 1,5 - 6,1 $\mu\text{g tot-P/l}$. De høyeste konsentrasjoner fant vi i innsjøens nordre del ved stasjon Brøttum, mens de laveste ble registrert ved st. Skreia og i Mjøsas søndre del (st. Morskogen). De noe høyere konsentrasjonene i Mjøsas nordre del var sannsynligvis et resultat av en viss tilførsel av jord-, leir- og brepartikler fra Gudbrandsdalslågen og Gausa. Den regionale fordelingen var stort sett i samsvar med tidligere observasjoner, og de ”basisfosforkonsentrasjoner” som ble registrert i 2001 og 2002, var i samsvar med de konsentrasjonsnivåer som ble registrert i 1999 og 2000.

Våren 1992 var første gangen det ble registrert en ”basiskonsentrasjon” som var lavere enn 5,0 $\mu\text{g tot-P/l}$ ved hovedstasjonen (st. Skreia) (se fig. 9). I tiden heretter har det stort sett vært $\leq 5\mu\text{g tot-P/l}$, og det har generelt sett vært en synkende tendens. Nå ser det ut som om ”basiskonsentrasjonen” har stabilisert seg i området 3 - 4 $\mu\text{g tot-P/l}$ i de sentrale deler av innsjøen.

Tabell 2. Konsentrasjoner av total fosfor i Mjøsa ”vårvinteren” 2001 og 2002

2001		
Lokalitet	”Basiskonsentrasjon”	Variasjonsbredde
Brøttum	3,7 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,3 - 6,1 $\mu\text{g tot-P/l}$
Kise	3,4 $\mu\text{g tot-P/l}$	3,2 - 3,8 $\mu\text{g tot-P/l}$
Furnesfjorden	4,2 $\mu\text{g tot-P/l}$	3,2 - 5,7 $\mu\text{g tot-P/l}$
Skreia	2,7 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,2 - 3,4 $\mu\text{g tot-P/l}$
Morskogen	2,7 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,3 - 3,2 $\mu\text{g tot-P/l}$

2002		
Lokalitet	”Basiskonsentrasjon”	Variasjonsbredde
Brøttum	3,4 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,9 - 4,1 $\mu\text{g tot-P/l}$
Kise	3,3 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,9 - 4,4 $\mu\text{g tot-P/l}$
Furnesfjorden	2,7 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,4 - 3,0 $\mu\text{g tot-P/l}$
Skreia	2,8 $\mu\text{g tot-P/l}$	1,5 - 4,9 $\mu\text{g tot-P/l}$

”Utgangskonsentrasjon av fosfor”.

Variasjonsbredde og ”utgangskonsentrasjon” av fosfor ved de ulike prøvetakingsstasjoner i vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 er sammenstilt i tabell 3 nedenfor. Også under vårsirkulasjonen i slutten av mai ble det i de to år registrert lave fosforkonsentrasjoner, og mjøsavannet hadde da konsentrasjoner som varierte i området 2,1 til 12,9 $\mu\text{g tot-P/l}$. Det ble også i vårsirkulasjonen registrert høyest konsentrasjon i Mjøsas nordre del. Årsaken til dette var vårflommen i Gudbrandsdalslågen inkl. Gausa, som bidrog til økt partikkel- og humustransport og herved økt transport og konsentrasjon av næringsalter (se figur 46).

”Utgangskonsentrasjonen” (middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn i vårsirkulasjonen) varierte for de ulike stasjoner i området 4,1 - 11,7 µg tot.-P/l og høyest konsentrasjon var det i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) og laveste konsentrasjon fant vi i Mjøsas sentrale del (st. Skreia). ”Utgangskonsentrasjonen” av fosfor i 2001 og 2002 var stort sett lik den vi registrerte i 1998, 1999 og 2000. Det var likevel noe lavere konsentrasjoner i 2002 sammenlignet med de øvrige år.

Tabell 3. Konsentrasjoner av total fosfor i Mjøsa i vårsirkulasjonen i 2001 og 2002.

2001		
Lokalitet	”Utgangskonsentrasjon”	Variasjonsbredde
Brøttum	11,7 µg tot-P/l	8,5 - 12,9 µg tot-P/l
Kise	4,1 µg tot-P/l	3,7 - 4,3 µg tot-P/l
Furnesfjorden	5,6 µg tot-P/l	4,7 - 6,4 µg tot-P/l
Skreia	3,7 µg tot-P/l	3,5 - 4,0 µg tot-P/l
Morskogen	4,2 µg tot-P/l	4,0 - 4,3 µg tot-P/l

2002		
Lokalitet	”Utgangskonsentrasjon”	Variasjonsbredde
Brøttum	5,0 µg tot-P/l	4,5 - 5,4 µg tot-P/l
Kise	3,2 µg tot-P/l	2,1 - 5,2 µg tot-P/l
Furnesfjorden	2,9 µg tot-P/l	2,1 - 3,6 µg tot-P/l
Skreia	3,2 µg tot-P/l	2,4 - 3,7 µg tot-P/l

Konsentrasjon av fosfor i de øvre vannlag i sommersesongen.

I sommerperioden i 2001 og 2002 var fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) ved de fem prøvetakingsstasjoner lav og vi registrere konsentrasjoner i området 2,3 - 12,4 µg tot-P/l. De høyeste konsentrasjoner fant vi i Mjøsas nordre parti og i Furnesfjorden. Middelerverdi og variasjonsområde ved de ulike prøvetakingsstasjoner er gitt i tabell 4. Tids- og arealveid middelkonsentrasjon i de øvre vannlag i vegetasjonsperioden for hele Mjøsa har vi i 2001 og 2002 estimert til 5,9 respektive 4,5 µg tot-P/l. Dette er stort sett i samsvar med de forhold vi registrerte i 1998, 1999 og 2000 og konsentrasjonen som ble estimert for 2002 er den laveste arealveide middelkonsentrasjonen som har blitt registrert i tidsperioden 1966 - 2002. Også i 1992 og 1993 var det lave konsentrasjoner (se figur 13). Fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at fosforkonsentrasjonen i overflatevannet (sjiktet 0-10 meter) i vekstperioden ikke bør overstige konsentrasjonsnivået 5,5 til 6,5 µg tot-P/l i innsjøens sentrale og søndre parti. Det er også ønskelig at arealveid middelkonsentrasjon i vekstsesongen for hele Mjøsa ikke overskrider dette nivå (se figur 13).

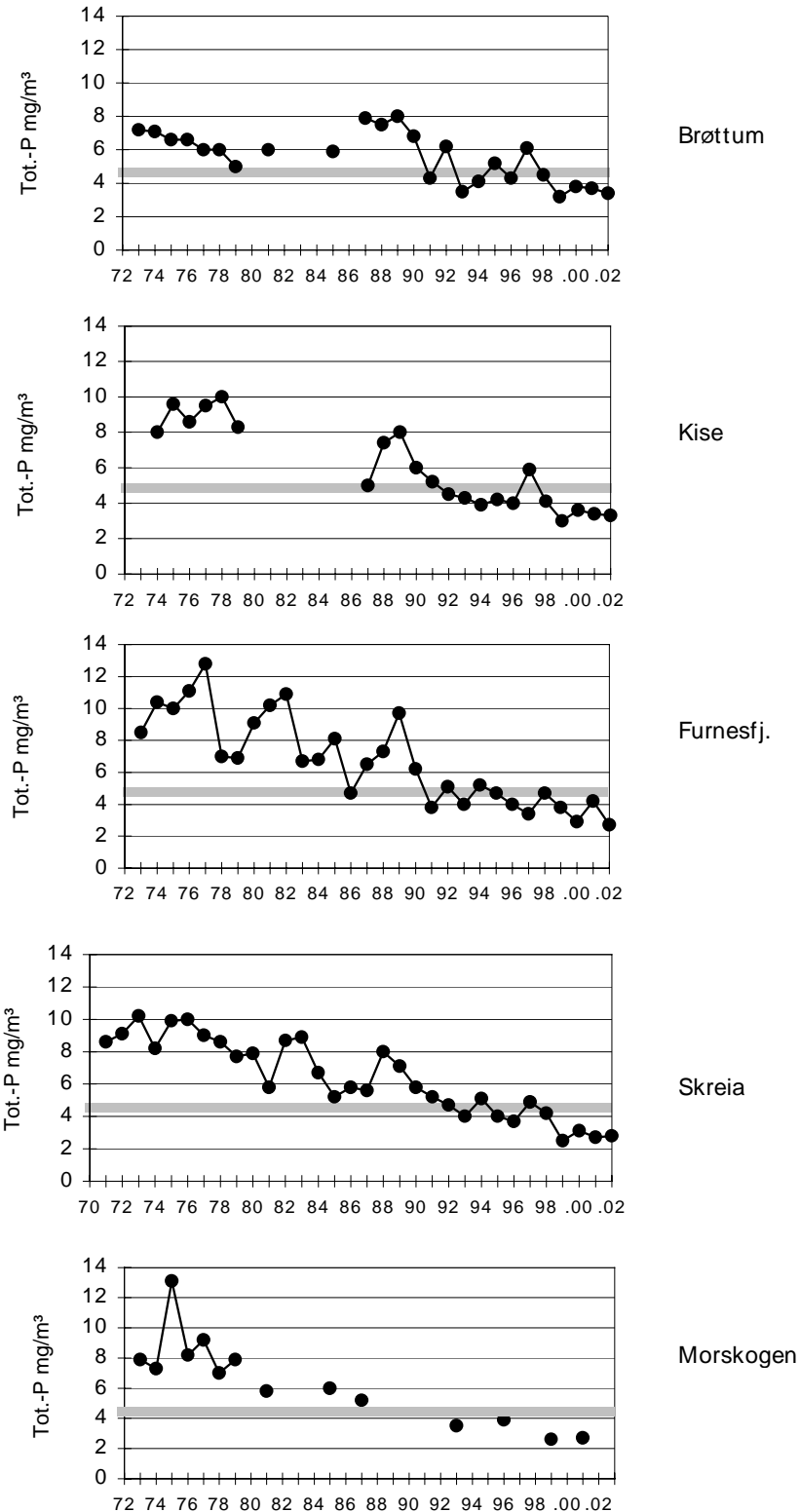
Tabell 4. Konsentrasjoner av total fosfor i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i sommerperioden i 2001 og 2002

2001		
Lokalitet	Middelerverdi mai-oktober.	Variasjonsbredde
Brøttum	6,8 µg tot-P/l	5,0 - 12,4 µg tot-P/l
Kise	6,6 µg tot-P/l	3,7 - 9,7 µg tot-P/l
Furnesfjorden	6,0 µg tot-P/l	4,2 - 7,6 µg tot-P/l
Skreia	5,3 µg tot-P/l	4,1 - 8,6 µg tot-P/l
Morskogen	5,3 µg tot-P/l	3,8 - 8,5 µg tot-P/l

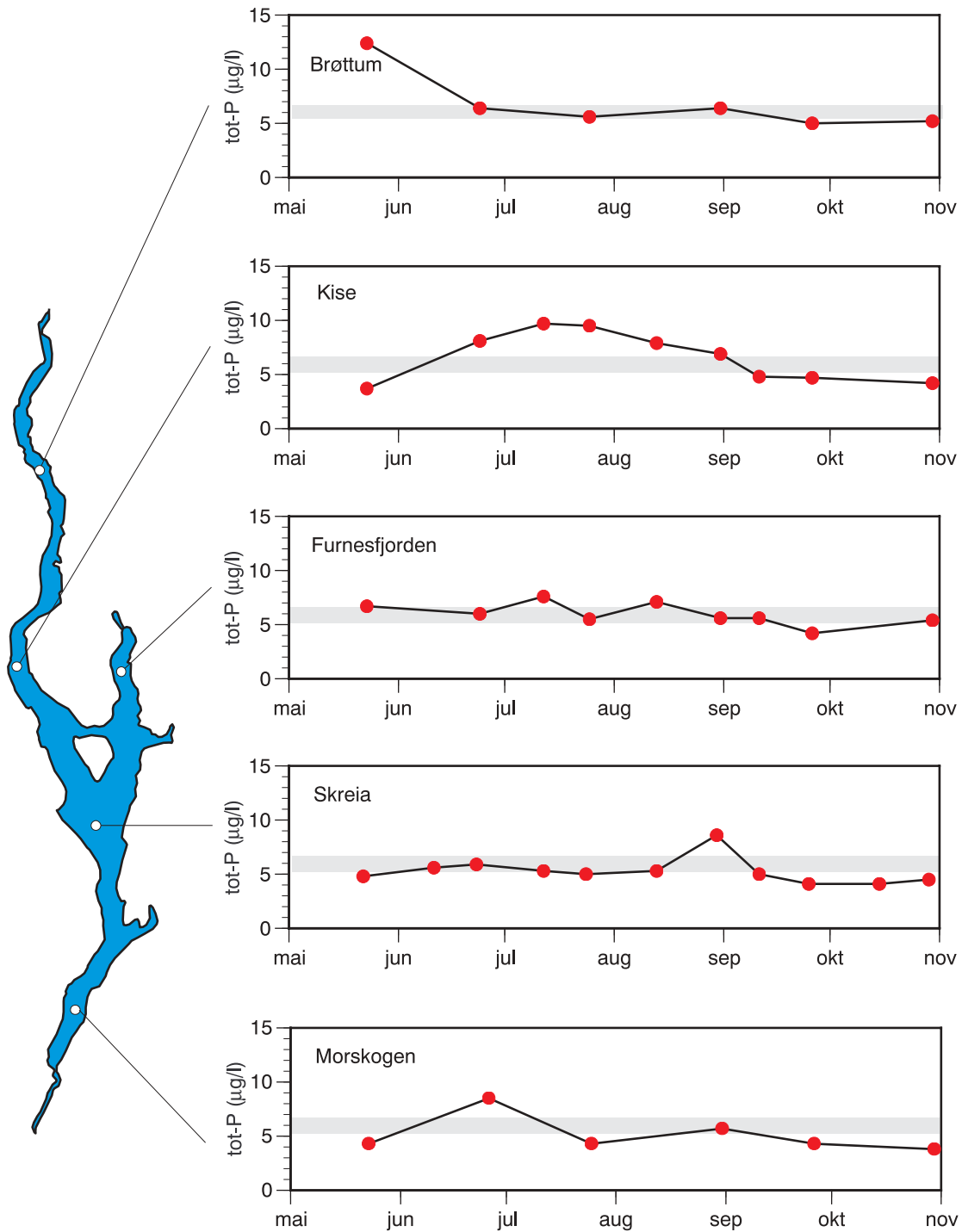
2002		
Lokalitet	Middelerverdi mai-oktober.	Variasjonsbredde
Brøttum	4,1 µg tot-P/l	3,0 - 5,0 µg tot-P/l

Kise	4,4 µg tot-P/l	2,3 - 7,2 µg tot-P/l
Furnesfjorden	4,9 µg tot-P/l	2,4 - 7,9 µg tot-P/l
Skreia	4,4 µg tot-P/l	2,9 - 6,9 µg tot-P/l

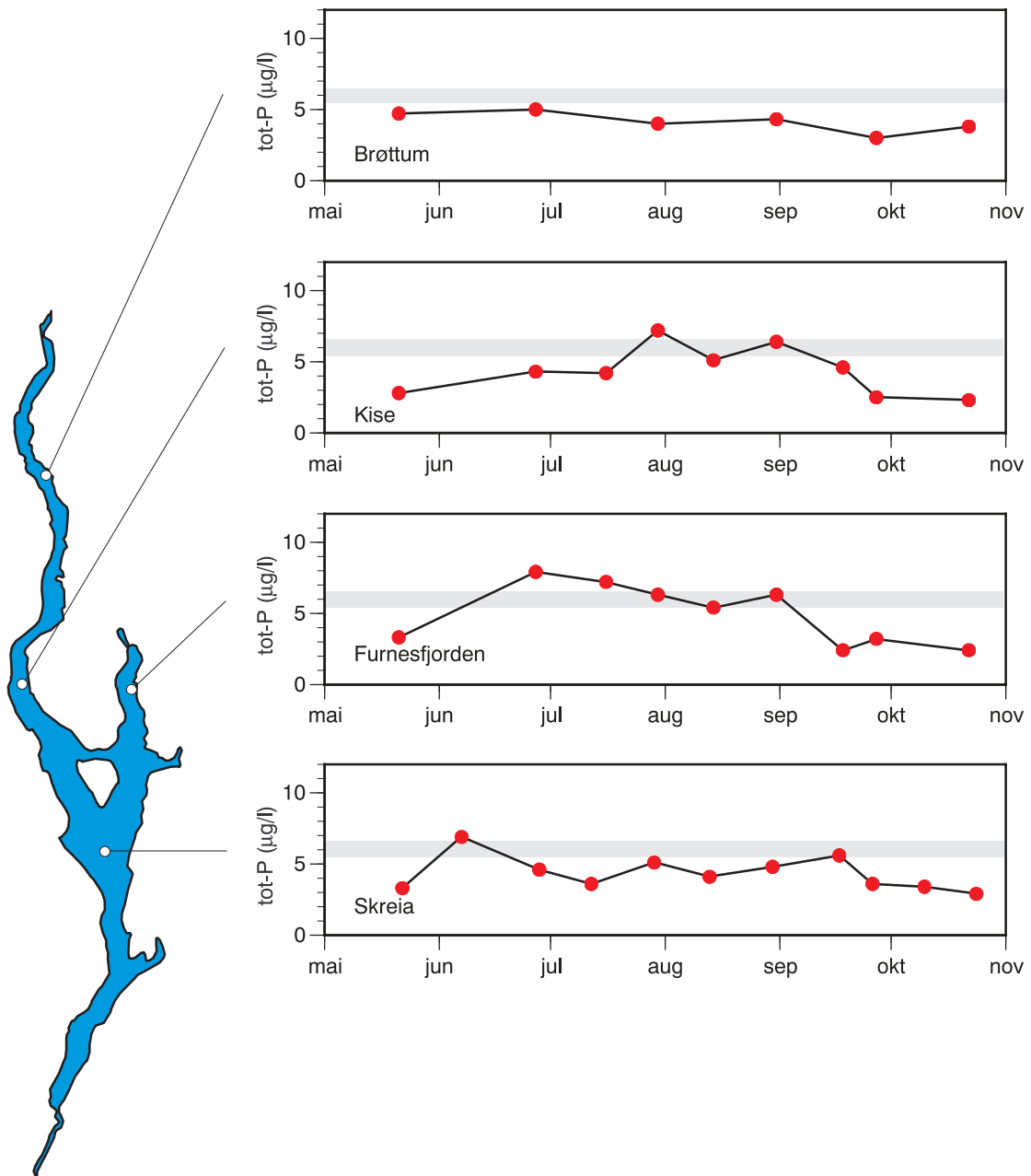
Fosforkonsentrasjonene som ble registrert i Mjøsa i 2001 og 2002 tilsvarte tilstandsklasse "Meget god" og "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.



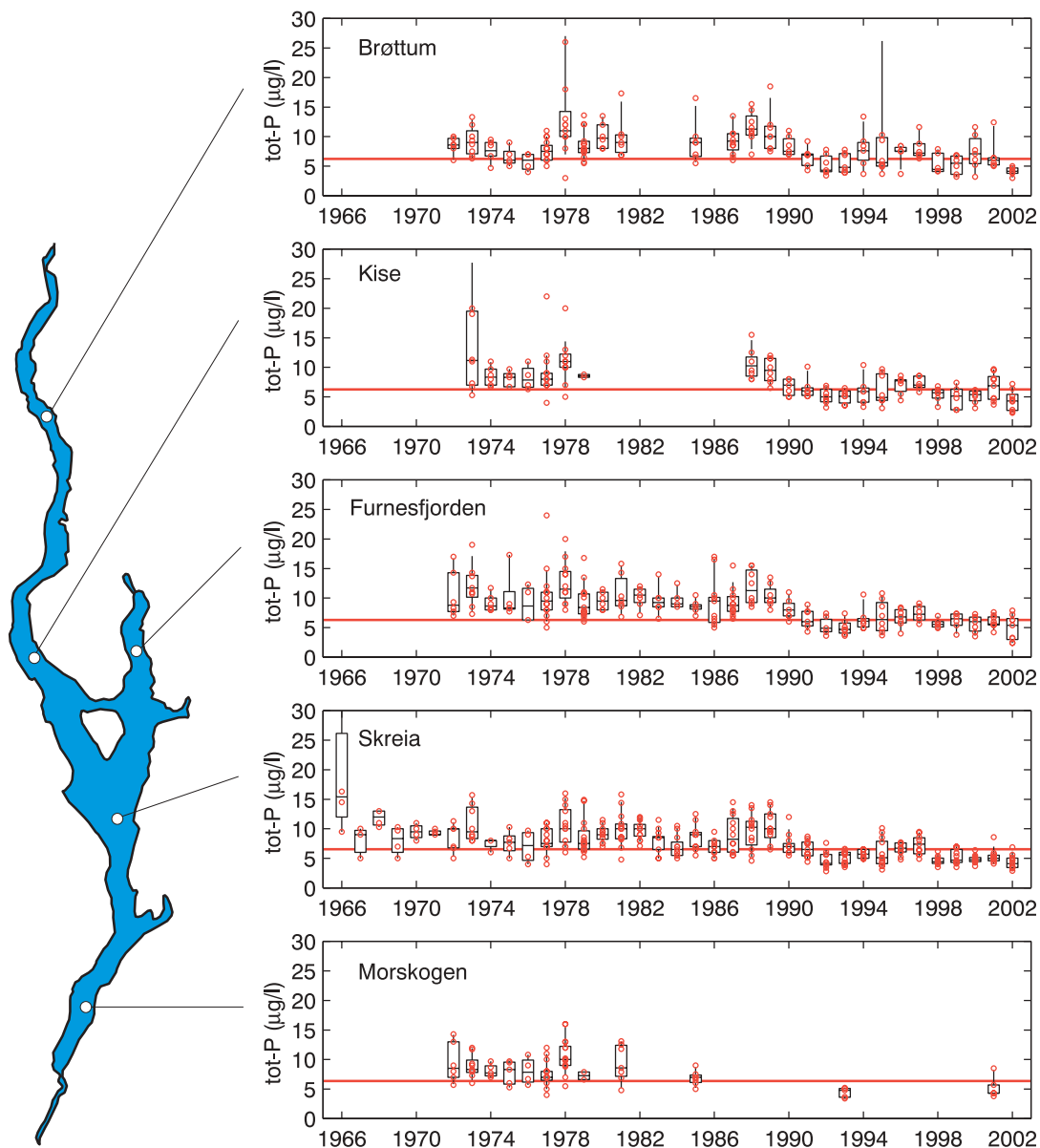
Figur 9. Middelverdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for total fosfor for observasjonsserier på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-2002. Skravert markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for fosfor dvs. at "basiskonsentrasjonen" av fosfor ikke bør overstige 5 mg tot-P/m³.



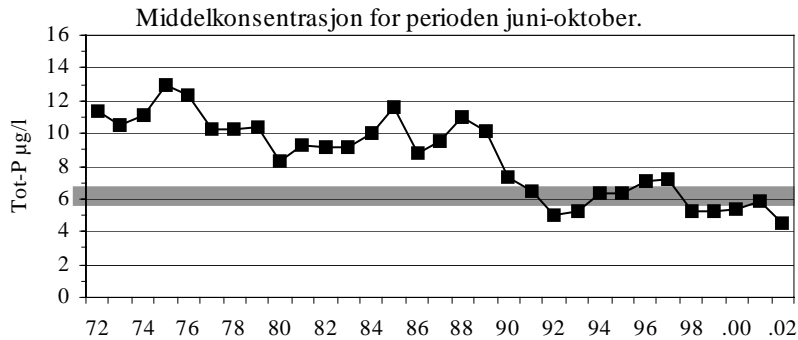
Figur 10. Variasjonsmønster for konsentrasjon av fosfor i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 m) i perioden mai-oktober i 2001 ved fem stasjoner. Skravert markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa, dvs at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige nivået 5,5-6,5 µg tot-P/l i Mjøsas sentrale (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre (Morskogen) parti. Flompåvirkningen i "Lågen" gjør at vi i den nordre del av naturgitte årsaker til tider kan få høyere fosforkonsentrasjoner og store år til år variasjoner. Det er derfor lite hensiktsmessig med noe konkret miljøkvalitetsmål i denne del av Mjøsa.



Figur 11. Variasjonsmønster for konsentrasjon av fosfor i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 m) i perioden mai-oktober i 2002 ved fire stasjoner. Skravert markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa, dvs at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige nivået 5,5-6,5 µg tot-P/l i Mjøsas sentrale (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre (Morskogen) parti. Flompåvirkningen i "Lågen" gjør at vi i den nordre del av naturgitte årsaker til tider kan få høyere fosforkonsentrasjoner og store år til år variasjoner. Det er derfor lite hensiktsmessig med noe konkret miljøkvalitetsmål i denne del av Mjøsa.



Figur 12. Tidstrend for fosforkonsentrasjon i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i tidsperioden 1972-2002. Horisontal linje angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige 5,5-6,5 µg tot-P/l i Mjøsas sentrale og søndre del. Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10 og 90-prosentilen.



Figur 13. Tidstrend for tids- og arealveid middelkonsentrasjon for fosfor i perioden mai - oktober i de øvre vannlag for hele Mjøsa i perioden 1972-2002. Ut fra dagens kunnskap er det ønskelig at middelkonsentrasjonen ikke overstiger konsentrasjonsnivået 5,5-6,5 µg tot-P/l (grå markering). Som figuren viser var det særlig fra 1989 og til 1992 vi hadde en markert nedgang i fosforkonsentrasjonen i Mjøsa. F.o.m. 1994 synes konsentrasjonen å ha økt noe, men har i f.o.m. 1998 gått ned igjen til nær akseptable konsentrasjoner.

3.1.5 Nitrogen

Nitrogen og særlig nitrat (NO_3), som er biologisk lett tilgjengelig, har betydning for algeveksten i Mjøsa. Nitrogen er likevel for tiden ikke noen styrende faktor, men kan sannsynligvis ha en modifierende effekt m.h.t. artssammensetningen (Harris 1986, O. Skulberg munt. med.). Årsaken til dette er at algene til enhver tid har tilstrekkelig med biotilgjengelige nitrogenforbindelser i Mjøsas vannmasser så lenge fosfor er minimumsfaktor for algeveksten. Som resultat av arealavrenning fra dyrket mark og i en viss utstrekning også utslipp av boligkloakk, husdyrgjødsel og utslipp fra industri har vannet i Mjøsa nå klart høyere konsentrasjon av nitrogen enn forventet naturtilstand. Det er ønskelig at nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa ikke viser en økende trend, men at konsentrasjonene på sikt minker. Naturgitt konsentrasjon av nitrogenforbindelser eller s.k. førindustrielt konsentrasjonsnivå har sannsynligvis ligget i området 300 - 350 µg tot-N/l i Mjøsas sentrale og søndre deler. Fra 1970 og frem til 1988 har det vært en klar trend mot høyere nitrogenkonsentrasjoner. F.o.m. 1989 til i dag har konsentrasjonsnivået vært relativt stabilt. Det er ikke fastsatt noe konkret miljøkvalitetsmål for nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa utover at konsentrasjonene på sikt helst bør minke. Dette bl.a. for å redusere tilførselen av nitrogen fra Glommavassdraget til Nordsjøen. I havet er det som regel nitrogen som er minimumsfaktor. Ved renseanlegget på Lillehammer har en innført nitrogenfjerning, og det har også blitt vurdert om det også skal innføres nitrogenfjerning ved renseanleggene på Hamar og Gjøvik.

Rådata for de nitrogenanalyser som ble utført i 2001 er gitt i NIVA-rapport løpenummer 4527-2002 (Kjellberg 2003), mens rådata for 2002 er stilt sammen i tabell III og IV i vedlegg B. Resultatene fra hovedstasjonen og fire supplementstasjoner er vist i figurene 14, 15, 16, 17, 18 og 19. Figur 14 og 15 viser også tidsutviklingen for "basiskonsentrasjonen" av nitrogenforbindelser. Her har vi også tatt med foreliggende data fra st. Morskogen. Videre er tidstrenden for konsentrasjonene av tot.-N og NO_3 i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) vist i figurene 20 og 21 i teksten.

"Basisnitrogenkonsentrasjon"

Den nitrogenkonsentrasjonen som vi registrerer på senvinteren (mars/april) har vi benevnt som "basisnitrogenkonsentrasjonen". "Basiskonsentrasjonen" (middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) gir oss mulighet til å mer nøye følge tidsutviklingen i

Mjøsas nærings saltstatus. På senvinteren er det relativt stabile forhold i Mjøsa fra år til år og innsjøen er da lite påvirket av flomvann og arealavrenning.

På senvinteren (mars/april) i 2001 og 2002 ble det ved de undersøkte stasjonene registrert nitrogenkonsentrasjoner i området 306 - 608 µg tot.-N/l respektive 146 - 462 µg NO₃-N/l i mjøsvannet. "Basiskonsentrasjonen" av totalnitrogen varierte i området 361 - 535 µg tot.-N/l. De laveste konsentrasjoner fant vi ved Brøttum i 2002 og de høyeste i Furnesfjorden i 2001. Konsentrasjonsnivåene i 2001 og 2002 var i samsvar med de konsentrasjoner vi registrerte i 2000. Variasjonsbredde og "basiskonsentrasjon" av nitrogen som vi registrerte ved de ulike prøvetakingsstasjoner senvinteren 2001 og 2002 er sammenstillt i tabell 5 nedenfor.

Tabell 5. Konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsa "vårvinteren" 2001 og 2002.

2001		
Lokalitet	"Basiskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	424 µg tot.-N/l	355 - 479 µg tot.-N/l
Kise	518 µg tot.-N/l	503 - 550 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	535 µg tot.-N/l	520 - 570 µg tot.-N/l
Skreia	523 µg tot.-N/l	472 - 530 µg tot.-N/l
Morskogen	528 µg tot.-N/l	496 - 608 µg tot.-N/l

2002		
Lokalitet	"Basiskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	361 µg tot.-N/l	306 - 396 µg tot.-N/l
Kise	473 µg tot.-N/l	410 - 493 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	505 µg tot.-N/l	481 - 524 µg tot.-N/l
Skreia	495 µg tot.-N/l	455 - 572 µg tot.-N/l

"Utgangskonsentrasjonen"

I vårsirkulasjonsperioden i slutten av mai i 2001 og 2002 registrerte vi nitrogenkonsentrasjoner fra 345 til 590 µg tot.-N/l, med de laveste konsentrasjonene i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) og de høyeste ved hovedstasjonen (st. Skreia) og i Furnesfjorden. Den regionale fordeling var i samsvar med tidligere observasjoner. "Utgangskonsentrasjonen" (middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn i vårsirkulasjonen) varierte i området 368 - 569 µg tot.-N/l ved de fem stasjonene. Lavest "utgangskonsentrasjon" fant vi i Mjøsas nordende (st. Brøttum) og høyest ved hovedstasjonen (st. Skreia) og i Furnesfjorden. Dette var stort sett i samsvar med tidligere registreringer. Variasjonsbredde og "utgangskonsentrasjon" av nitrogen ved de ulike prøvetakingsstasjoner i vårsirkulasjonsperioden i 2001 og 2002 er sammenstillt i tabell 6 nedenfor.

Tabell 6. Konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsa i vårsirkulasjonen i 2001 og 2002.

2001		
Lokalitet	"Utgangskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	368 µg tot.-N/l	345 - 418 µg tot.-N/l
Kise	547 µg tot.-N/l	530 - 571 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	569 µg tot.-N/l	550 - 587 µg tot.-N/l
Skreia	560 µg tot.-N/l	535 - 588 µg tot.-N/l
Morskogen	534 µg tot.-N/l	525 - 546 µg tot.-N/l

2002		
Lokalitet	"Utgangskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	380 µg tot.-N/l	345 - 418 µg tot.-N/l

Kise	505 µg tot-N/l	481 - 524 µg tot-N/l
Furnesfjorden	546 µg tot-N/l	519 - 574 µg tot-N/l
Skreia	537 µg tot-N/l	517 - 590 µg tot-N/l

Konsentrasjon av nitrogen i de øvre vannlag i sommersesongen.

Stor tilførsel av nitrogenfattig smeltevann (med konsentrasjoner i området 100 - 200 µg tot-N/l) fra fjellområdene langs Gudbrandsdalslågen bidrar til å redusere nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa på sommeren. Dette gjelder særlig i den nordre del av innsjøen og er mest påtagelig i varme somre med stor breavsmelting. I sommerperioden 2001 og 2002 varierte nitrogenkonsentrasjonen i overflatevannet (sjiktet 0-10 meter) mellom 146 og 595 µg tot-N/l. De høyeste konsentrasjonene ble målt på forsommeren ved hovedstasjonen (st. Skreia) og i Furnesfjorden og de laveste i den nordre del (st. Brøttum) i september. Dette var i samsvar med de forhold som vi har registrert i tidligere år. Konsentrasjonene i overflatevannet i de to år var stort sett i samsvar med forholdene i 2000. Generelt sett har nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa endret seg lite i de siste 14 år. Vi har estimert tids- og arealveid middelverdi for totalnitrogen i de øvre vannmasser for hele Mjøsa i sommersesongen 2001 og 2002 til 407 respektive 348 µg tot.-N /l. Lavere konsentrasjon i 2002 sammenlignet med 2001 har sin forklaring i at Mjøsa ble tilført mer brevann fra "Lågen" sommeren 2002.

Tabell 7. Konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i sommerperioden i 2001 og 2002.

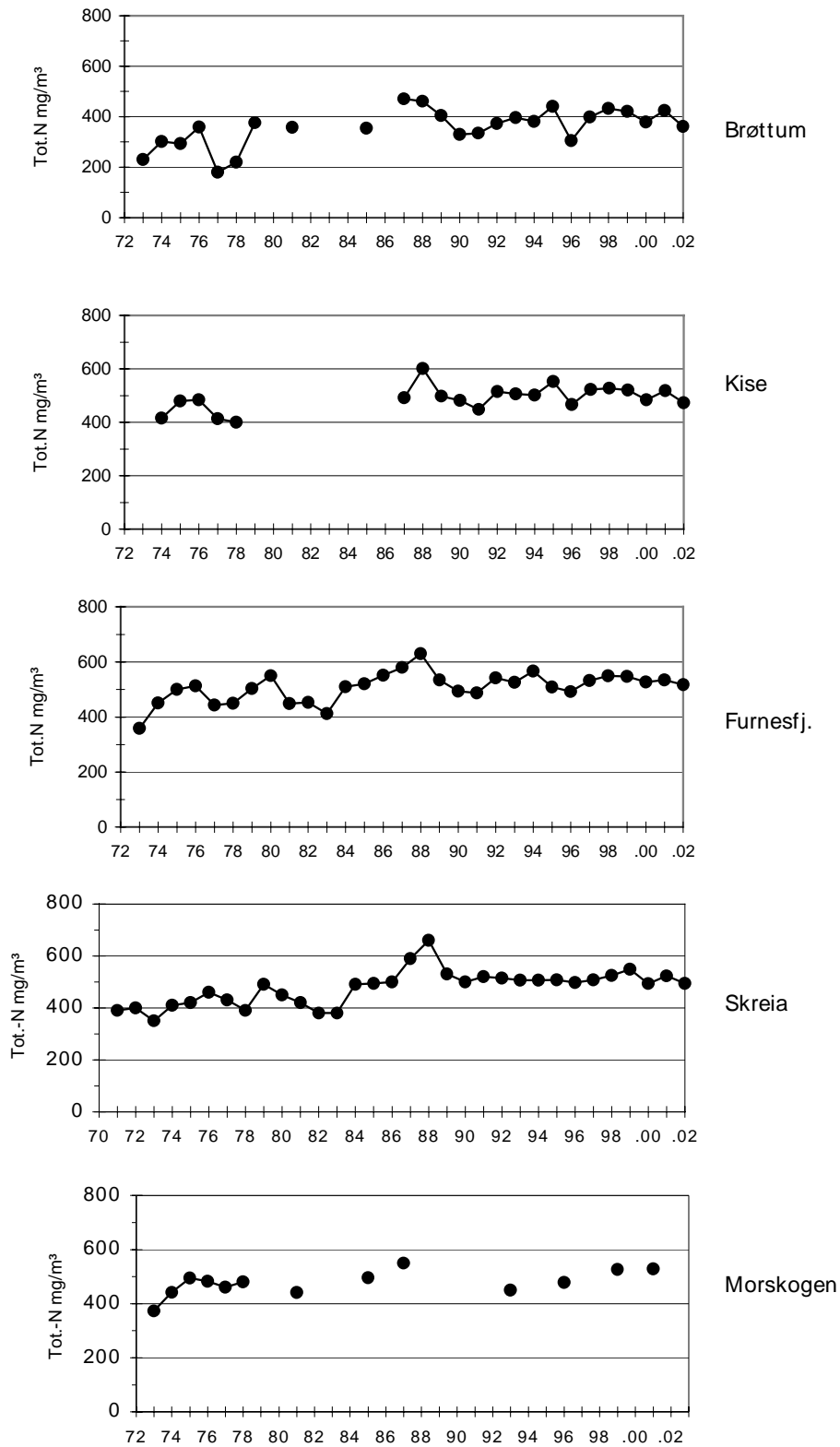
2001

Lokalitet	Middelverdi mai-oktober.	Variasjonsbredde
Brøttum	277 µg tot-N/l	208 - 351 µg tot-N/l
Kise	400 µg tot-N/l	335 - 579 µg tot-N/l
Furnesfjorden	431 µg tot-N/l	366 - 595 µg tot-N/l
Skreia	438 µg tot-N/l	354 - 576 µg tot-N/l
Morskogen	459 µg tot-N/l	388 - 541 µg tot-N/l

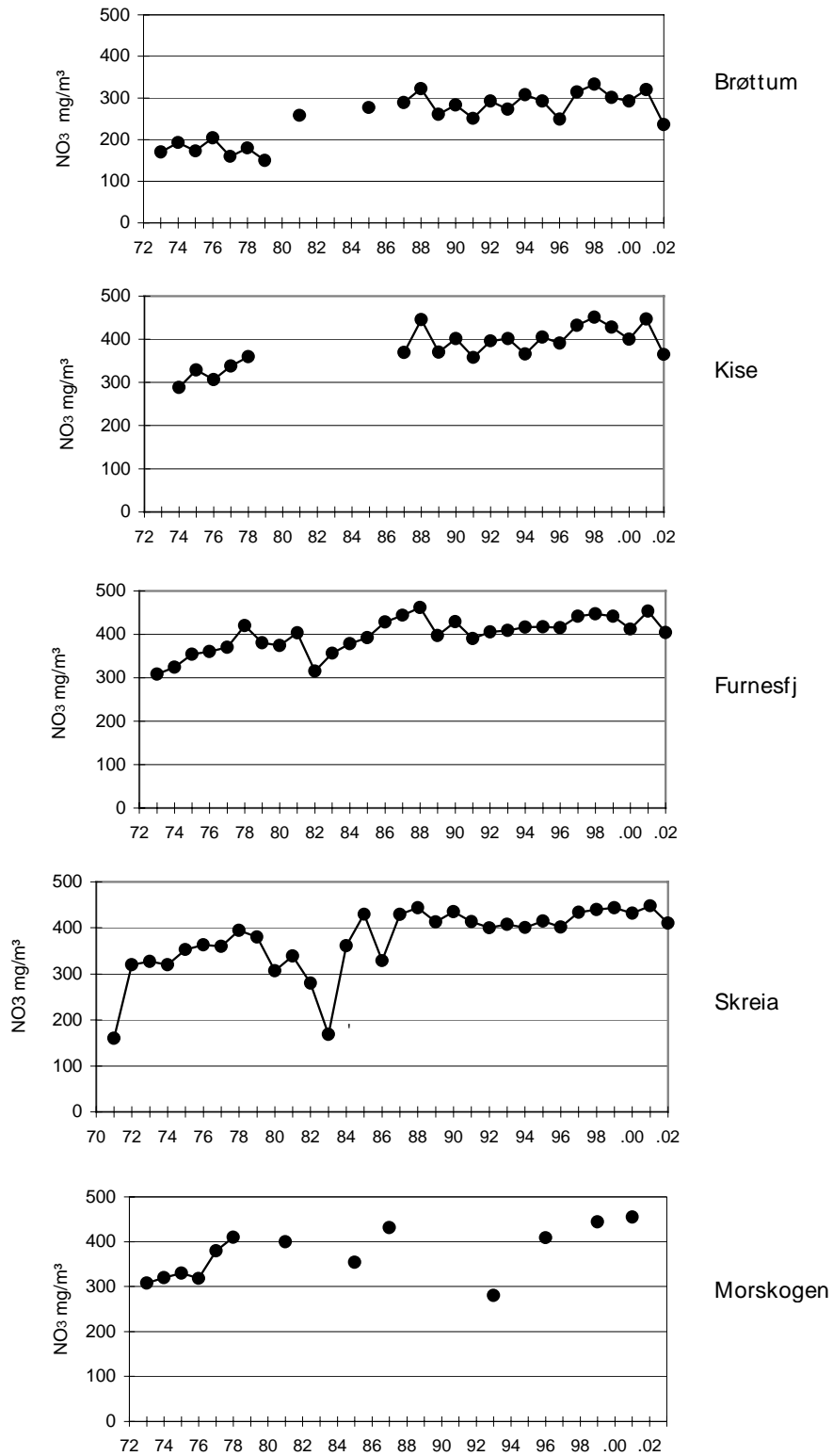
2002

Lokalitet	Middelverdi mai-oktober.	Variasjonsbredde
Brøttum	214 µg tot-N/l	146 - 352 µg tot-N/l
Kise	245 µg tot-N/l	262 - 513 µg tot-N/l
Furnesfjorden	432 µg tot-N/l	367 - 572 µg tot-N/l
Skreia	424 µg tot-N/l	330 - 549 µg tot-N/l

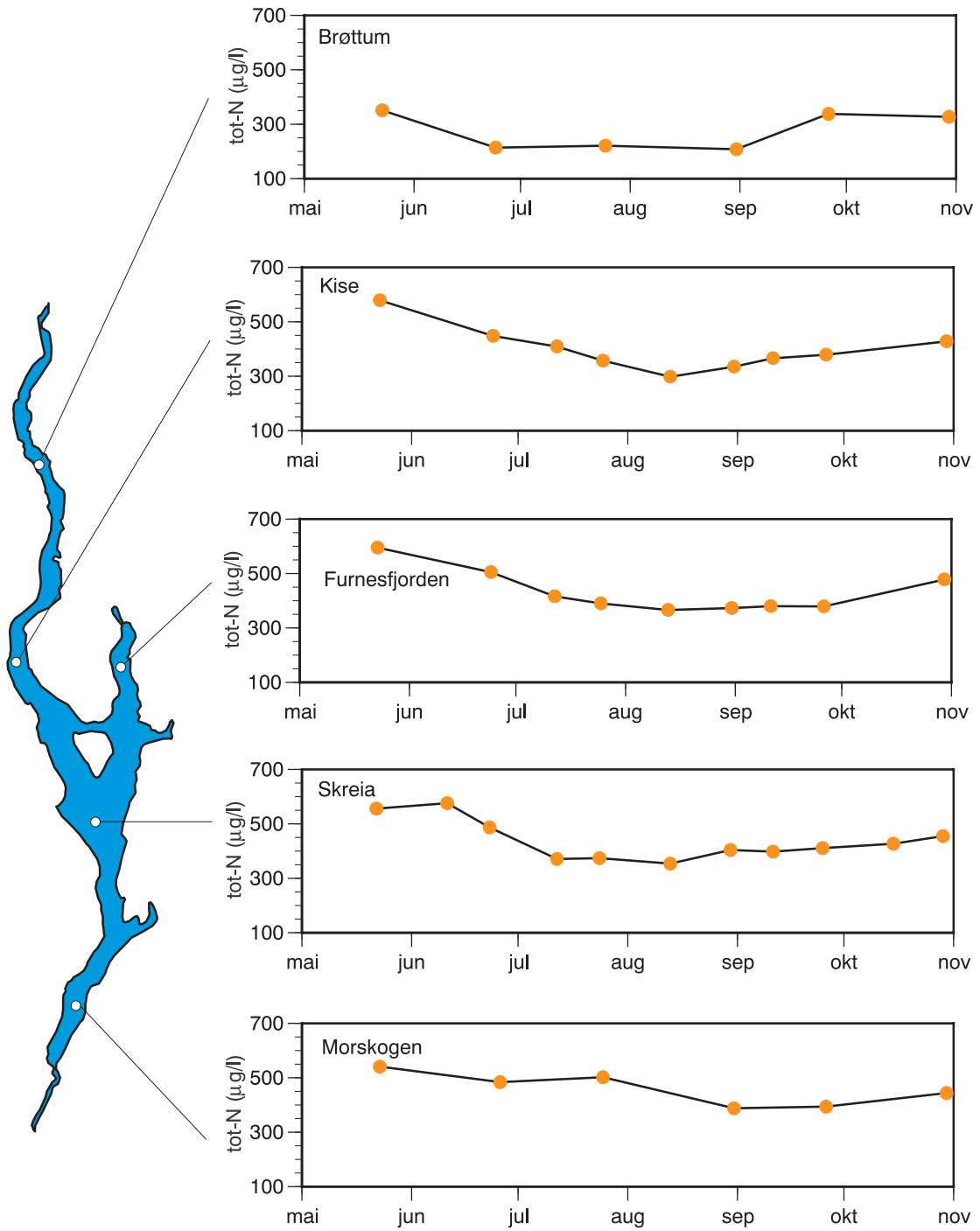
Nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsas hovedvannmasser faller i 2001 og 2002 i tilstandsklasse II, "God" eller III, "Mindre god" i henhold til SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Hovedårsaken til den relativt sett høye nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa er at innsjøen særlig vår og høst tilføres nitrogenholdig avrenningsvann fra store jordbruksarealer. Stor nitrogentransport og vann med høy konsentrasjon av nitrogenforbindelser i lokale større bekker samt elver som Gausa, Hunnselva, Lena, Svartelva og Flagstadelva står her sentralt.



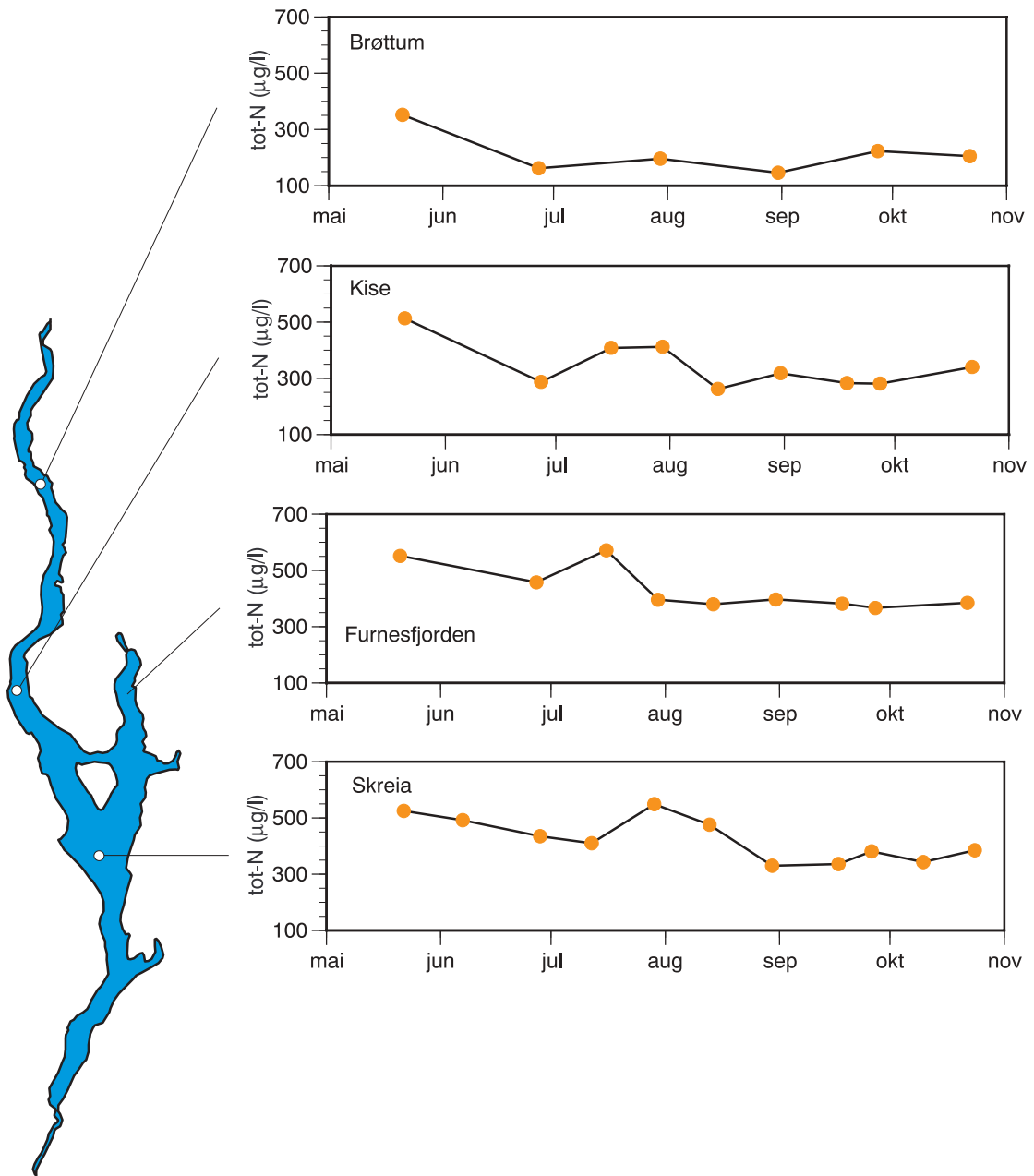
Figur 14. Middelerdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for total nitrogen fra observasjoner på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-2002.



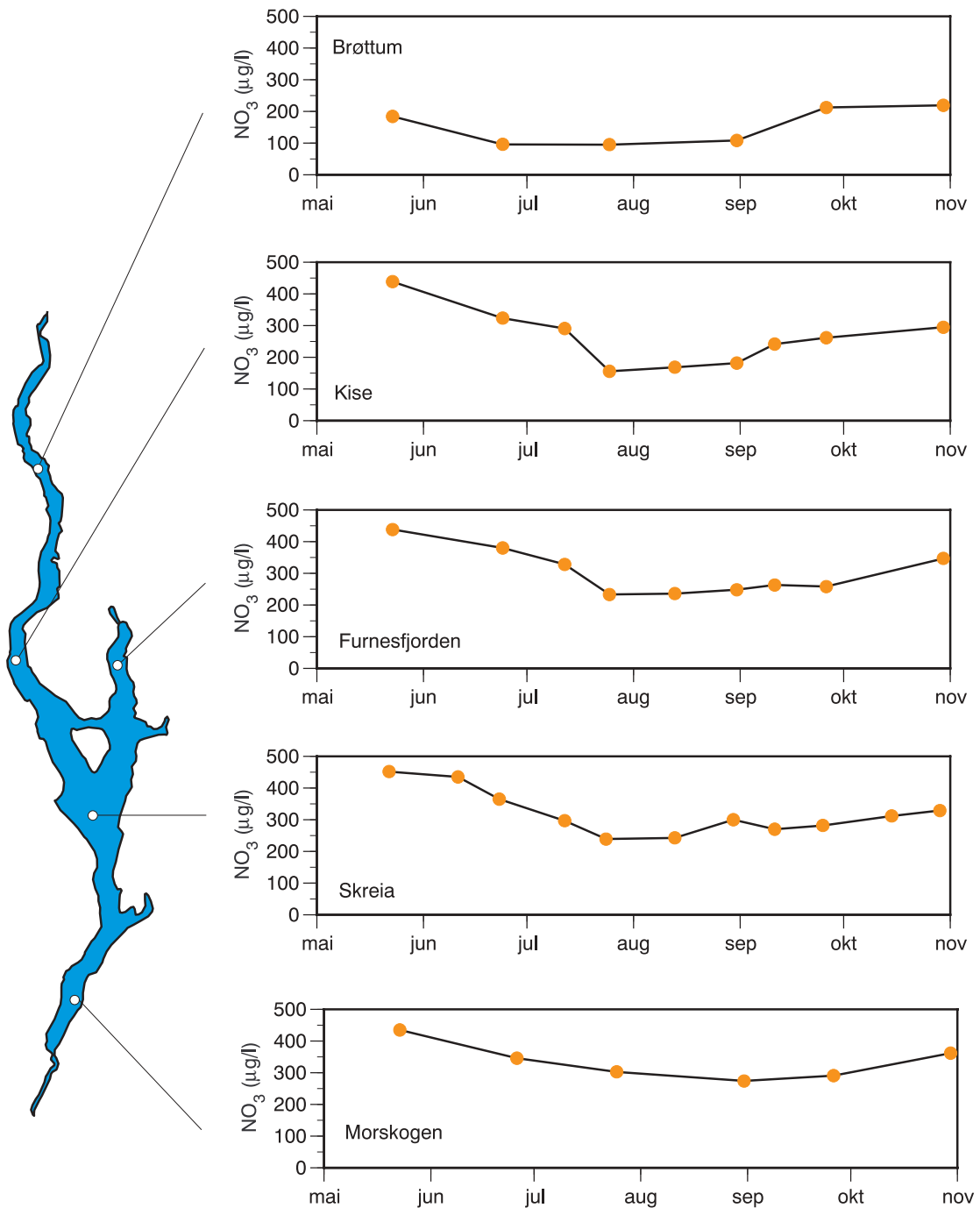
Figur 15. Middelverdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for nitrat fra observasjoner på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-2002.



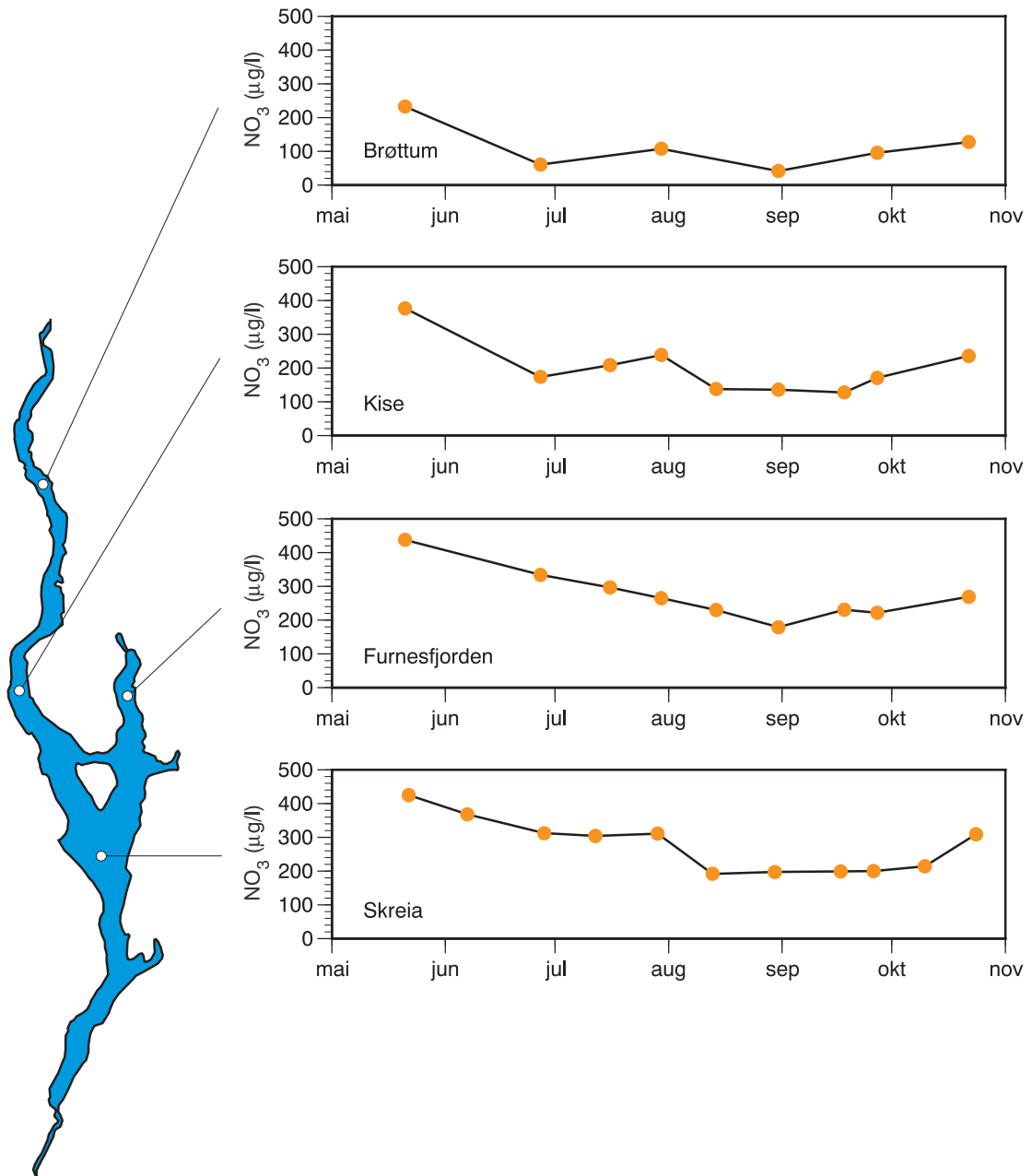
Figur 16. Variasjonsmønsteret for konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober i 2001 ved fem stasjoner i Mjøsa.



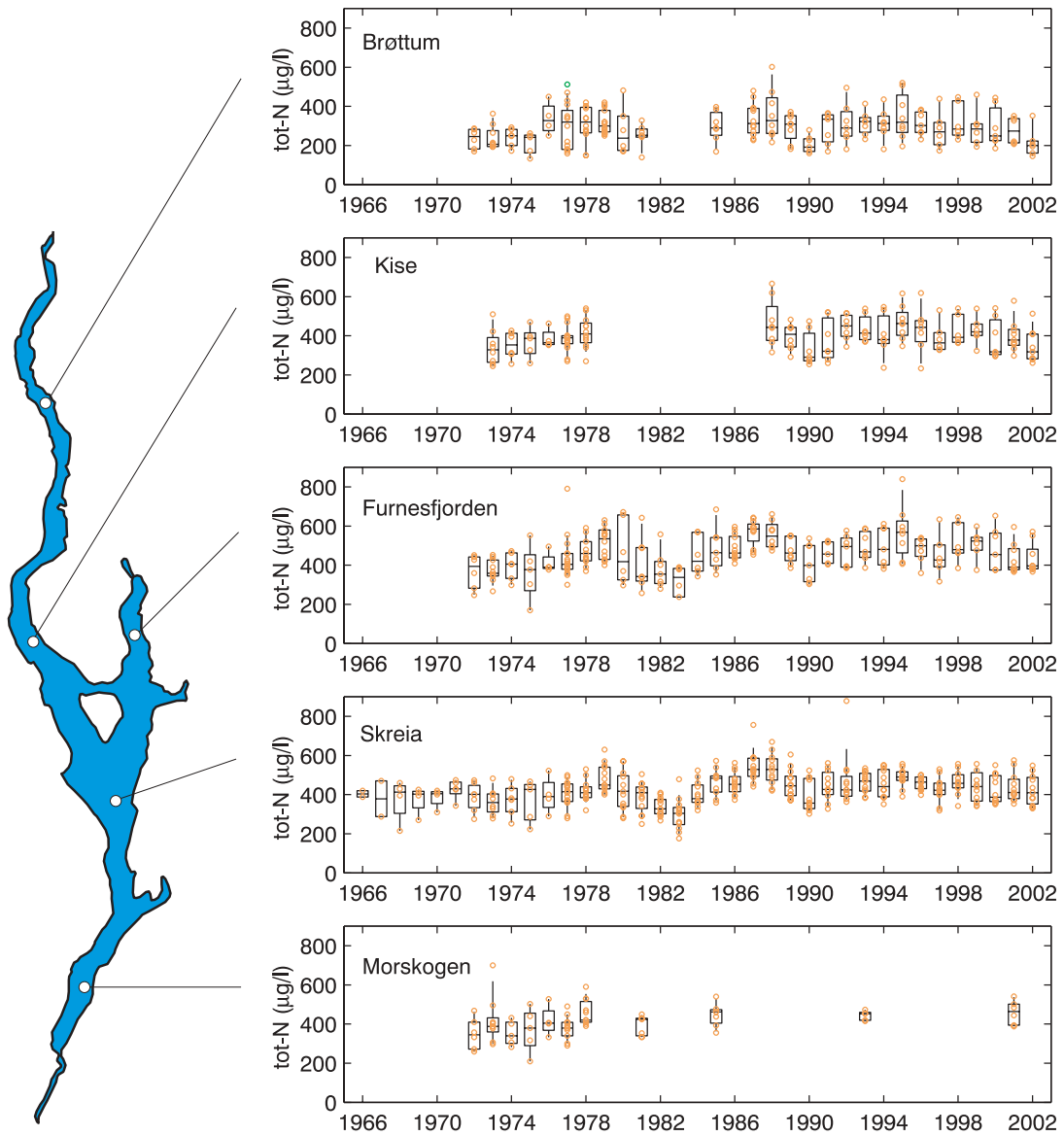
Figur 17. Variasjonsmønsteret for konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober i 2002 ved fire stasjoner i Mjøsa.



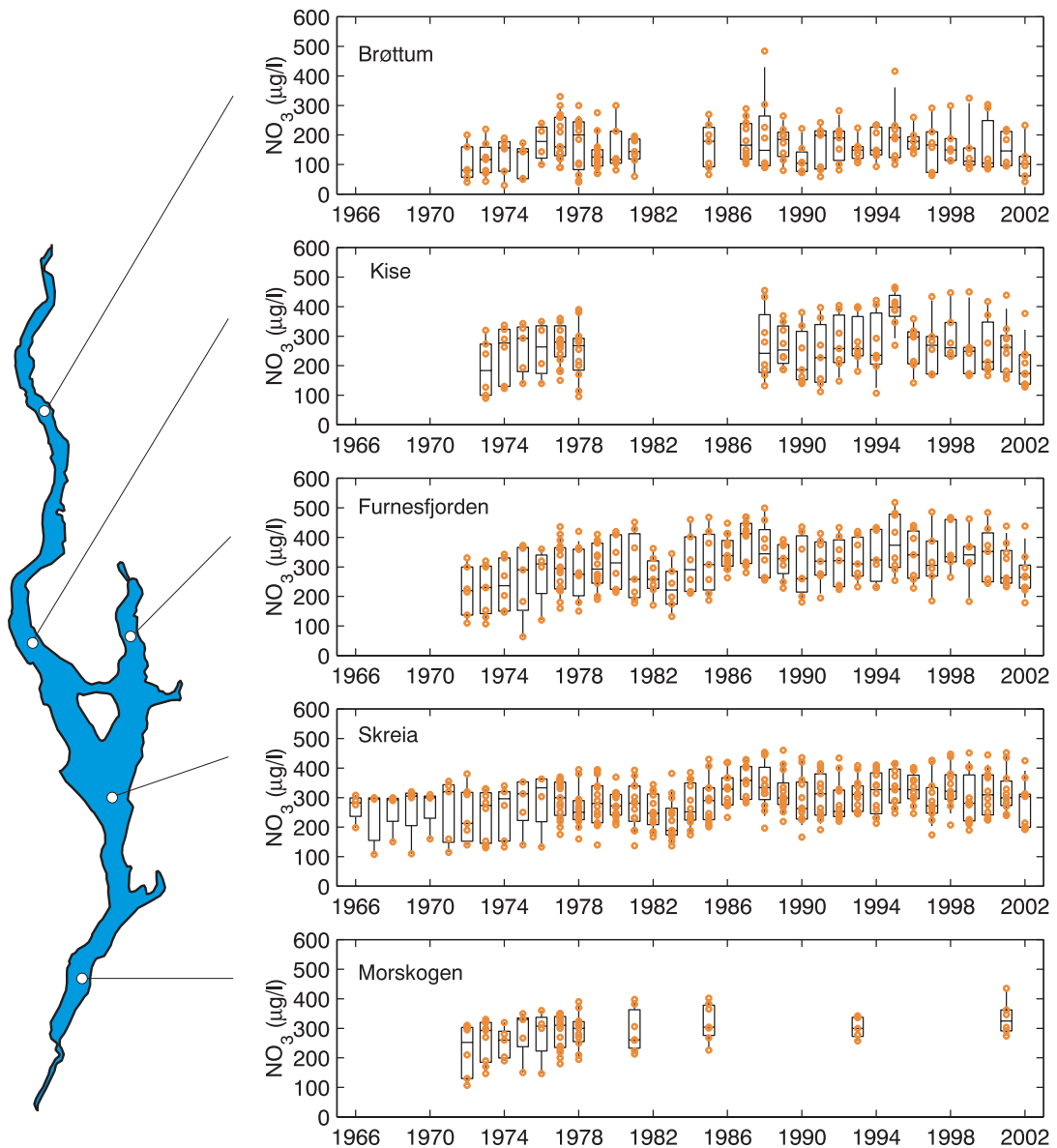
Figur 18. Variasjonsmønsteret for konsentrasjonen av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober i 2001 ved fem stasjoner.



Figur 19. Variasjonsmønsteret for konsentrasjonen av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober i 2002 ved fire stasjoner.



Figur 20. Tidstrend for konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i perioden 1972-2002. Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.



Figur 21. Tidstrend for konsentrasjonen av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i perioden 1972-2002. Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.

3.1.6 Planteplankton

Planteplankton består av små eller kolonilevende frittlevende alger og cyanobakterier (tidligere navngitt som blågrønnalger) som vanligvis reagerer meget raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde næringsstoffer vil oftest om de er biologisk tilgjengelige gi klare og raske endringer i planktonsamfunnet. Planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet), biomasse, utvikling over vekstsesongen (suksesjon) og produksjonskapasitet gir derfor en god og målbar informasjon om Mjøsas næringsstatus (trofigrad). Planteplanktonets artssammensetning og biomasse er nøkkelparametre i denne forbindelse. Det vil alltid være naturgitte år til år variasjoner i planteplanktonsamfunnet i Mjøsa bl.a. på grunn av meteorologiske og hydrologiske forskjeller. Dette er det tatt hensyn til ved vurderingene av forholdene i 2001 og 2002, samt ved vurderingen av tidsutviklingen. Styrende og viktige påvirkende faktorer for algeforekomsten i Mjøsas frie vannmasser er først og fremst vanntemperatur, lysklima og tilgang på næringssalter (særlig fosfor), mens vannføringen i Gudbrandsdalslågen, meteorologiske forhold og til dels biologiske forhold, som f. eks. beiting fra dyreplankton er modifierende faktorer (for mer informasjon henvises til NIVA-rapport løpenr. 1450 (Kjellberg 1982)).

Rådata over forekomsten av planteplankton i vegetasjonsperioden i 2001 ved stasjon Brøttum, Kise, Furnesfjorden, Skreia og Morskogen er gitt i NIVA-rapp. løpenr. 4527-2003 (Kjellberg 2003) og er for 2002 stilt sammen i tabellene V-VIII i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene er illustrert i figurene 22-26 i teksten. I figur 26 er også tidstrenden ved stasjon Brøttum, Kise, Furnesfjorden, Skreia og Morskogen i perioden 1972 - 2002 vist. Rådata for klorofyll *a* er gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4527-2003 (Kjellberg 2003) og for 2002 i tabell IV i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene for 2001 er vist i figur 27, og resultatene fra 2002 i figur 28. Figur 29 viser tidstrenden for klorofyll-*a* i perioden 1976 - 2002 ved fem lokaliteter i Mjøsa.

Artssammensetning.

Planteplanktonet ved **stasjon Brøttum** i Mjøsas nordre del var på forsommeren i 2001 og 2002 dominert av gullalger og svelgflagellater. F.o.m. august ble det økt forekomst av kiselalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende i hele vegetasjonsperioden, mens det var liten forekomst av cyanobakterier og grønnalger. Gullalgene var dominerende algegruppe på våren og forsommeren, mens det var svelgflagellater og kiselalger som dominerte algesamfunnet på sensommeren og utover høsten. Totalt ble det registrert 105 algetaxa (arter og slekter) som hadde betydning for biomassen i de to årene, og disse var fordelt mellom de ulike algegruppene som følger: cyanobakterier 3 %, grønnalger 25 %, gullalger 34 %, kiselalger 21 %, svelgflagellater 10 % og fureflagellater 8 %. Det bør likevel påpekes at vi ikke har artsbestemt gruppen My-alger, som sannsynligvis er en meget artsrik gruppe.

De planteplanktonarter/-slekter som hadde betydning for biomassen i de to år var cyanobakteriene *Anabaena lemmermannii*, *Tychonema bourellyi* og *Woronichinia naegeliana*, grønnalger som *Elakatothrix gelatinosa*, *Gyromitus cordiformis*, *Pandorina morum*, *Poulschultzia pseudovolvox*, *Scenedesmus armatus*, *Staurastrum paradoxum* og *Staurastrum gracile*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon bavaricum*, *Dinobryon borgi*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon sociale* v. *americanum*, *Mallomonas akrokomos.*, *Mallomonas* cf. *crassisquama*, *Ochromonas* sp. og *Uroglena americana* samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Ceratoneis arcus*, *Cyclotella comta* v. *oligaetis*, *Diatoma tenuis*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata*, *Tabellaria flocculosa* og *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas* spp., *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris* og *Chroomonas* samt fureflagellater som

Ceratium hirundinella, *Gymnodinium cf. lacustre*, *Gymnodinium cf. ubberimum*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium umbonatum* og *Peridinium inconspicuum*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

Forekomst av problemskapende algearter.

Med problemskapende alger mener vi cyanobakterier som skaper sjenerende vannblomst, potensielt giftdannende cyanobakterier samt lukt- og slimdannende alger. Dette er alger som kan skape problemer eller være til sjenanse når de forekommer i større mengder. Aktuelle arter for Mjøsa er cyanobakteriene *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii*, *Planktothrix agardhii* og *Tychonema bourrellyi*, grønnalgen *Chlamydomonas*, gullalgen *Uroglena americana* samt raphidiophyceen *Gonyostomum semen*.

I tiden før Mjøsaksjonen har særlig cyanobakteriene *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, og *Tychonema bourrellyi* til tider vært til sjenanse og også skapt problemer i Mjøsa. *Chlamydomonas*, *Uroglena* og den slimdannende *Gonyostomum semen* har så langt ikke forekommet i så stor konsentrasjon at de har skapt problem for brukerinteressene i Mjøsa.

Storvokste stavformete (pennate) kiselalger kan også være til sjenanse når de forekommer i store mengder ved at de fester seg til fiskegarn, tauverk m.v. og gjør steinene i grunnere områder sleipe. De kan også bidra til å gi vann og fiskefilet jordlignende smak og lukt.

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Mjøsas nordre del i 2001 og 2002. Som nevnt ovenfor var det beskjeden forekomst av cyanobakterier, men vi registrerte noe forekomst av *Anabaena lemmermannii* og *Tychonema bourrellyi*. Grønnalger tilhørende slekten *Chlamydomonas* hadde også lav forekomst og gullalgen *Uroglena americana* ble bare påvist i 2002 da den forekom i små mengder.

Vurdering av trofistatus.

Ut fra planteplanktonets artssammensetning vurderte vi Mjøsas nordre del i 2001 og 2002 som noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i følge Brettums klassifiseringssystem (Brettum 1989). Til tider stort innslag av arter som kiselalgene *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata* og *Stephanodiscus hantzschii*, svelgflagellaten *Cryptomonas erosa* og fureflagellaten *Ceratium hirundinella* indikerte økt tilgang på biotilgjengelig fosfor.

Planteplanktonet ved **stasjon Kise** like sør for Gjøvik var i vegetasjonsperioden i 2001 og 2002 dominert av gullalger, kiselalger og svelgflagellater. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var beskjeden forekomst av cyanobakterier og grønnalger. Gullalgene og svelgflagellatene var dominerende algegrupper på forsommeren, mens det var kiselalgene som dominerte i resten av vegetasjonsperioden. Totalt ble det registrert 121 algetaxa (arter og slekter) som hadde betydning for biomassen i de to åren, og disse var fordelt mellom de ulike algegruppene som følger: cyanobakterier 5 %, grønnalger 25 %, gullalger 35 %, kiselalger 17 %, svelgflagellater 10 % og fureflagellater 8 %. Det bør likevel påpekes at vi ikke har artsbestemt gruppen My-alger, som sannsynligvis er en meget artsrik gruppe.

De arter/slekter som hadde betydning for biomassen var cyanobakteriene *Anabaena lemmermannii*, *Tychonema bourrellyi*, *Woronichinia compacta* og *Woronichinia naegeliana*, grønnalger som *Chlamydomonas sp.*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Elakatothrix gelatinosa*, *Gloeotia sp.*, *Gyromitus cordiformis*, *Oocystis parva*, *Paulschulzia pseudovolvox*, *Quadrigula pfitzeri*, *Scenedesmus ecornis*, *Staurastrum gracile*, *Staurastrum paradoxum* og *Willea irregularis*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Kephyrion sp.*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas crassisquama*, *Ochromonas sp.* og *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader,

kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Cyclotella comta* v. *oligactis*, *Cyclotella comta*, *Cyclotella glomerata*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata*, *Tabellaria flocculosa* og *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*, svelgflagellater som *Cryptomonas curvata*, *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas obovata*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp., fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium* cf. *uberrimum*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium inconspicuum* og *Peridinium umbonatum*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

Forekomst av problemskapende algearter.

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Mjøsa i området ved Gjøvik i 2001 og 2002, og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som i slutten av juni i 2001 forekom i større mengde. Vannblomst med blågrønnalgen *Anabaena lemmermanni* forekom likevel i begge år. Størst forekomst av *Anabaena* var det i slutten av juli i 2001 og algen var da til sjenanse ved enkelte badeplasser. I 2002 utviklet arten vannblomst allerede i slutten av juni. Normalt skjer dette i slutten av juli og begynnelsen av august.

Vurdering av trofistatus.

Ut fra planteplanktonets artssammensetning vurderte vi Mjøsa i området ved Gjøvik i 2001 og 2002 som middels næringsrik tilsvarende mesotrof tilstand i følge Brettums klassifiseringssystem (Brettum 1989). Dominans av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og til tider markert innslag av storvokste kiselalger som *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis* samt fureflagellaten *Ceratium hirundinella* indikerte økt tilgang på biotilgjengelig fosfor.

Planteplanktonet i **Furnesfjorden** var i vegetasjonsperioden i 2001 og 2002 dominert av gullalger, kiselalger og svelgflagellater. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av cyanobakterier og grønnalger. Svelgflagellatene var til dels dominerende algegruppe på forsommeren, mens det var storvokste stavformete kiselalger som dominerte algesamfunnet f.o.m. august og utover høsten. Dette var mest utpreget i 2002. Totalt ble det i de to årene registrert 121 algetaxa (arter og slekter) som hadde betydning for biomassen, og disse var fordelt mellom de ulike algegruppene som følger: cyanobakterier 4 %, grønnalger 31 %, gullalger 30 %, kiselalger 19 %, svelgflagellater 11 % og fureflagellater 8 %. Det bør likevel påpekes at vi ikke har artsbestemt gruppen My-alger, som sannsynligvis er en meget artsrik gruppe.

De arter/slekter som hadde betydning for biomassen i Furnesfjorden i 2001 og 2002 var cyanobakteriene *Anabaena lemmermannii*, *Planktothrix mougeotii*, *Tychonema bourrellyi* og *Woronichinia naegeliana*, grønnalger som *Botryococcus braunii*, *Chlamydomonas* sp., *Dictyosphaerium pulchellum*, *Gloeotila* sp., *Gyromitus cordiformis*, *Monoraphidium dybowskii*, *Oocystis rhomboidea*, *Paulschulzia pseudovolvax*, *Platymonas* sp., *Scenedesmus armatus*, *Sphaerocystis schroeteri*, *Staurastrum erasum*, *Staurastrum gracile*, *Staurastrum lunatum* og *Staurastrum paradoxum*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon borgei*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas* cf. *acaroides*, *Mallomonas elongata*, *Ochromonas* sp., *Pseudokephyrion* sp., *Synura* sp. og *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Aulacoseria italica* v. *tenuissima*, *Cyclotella comta* v. *oligactis*, *Cyclotella glomerata*, *Diatoma tenuis*, *Eunotia zasuminensis*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata* og *Tabellaria flocculosa*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas obovata*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og

Chroomonas sp., samt fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium* cf. *uberrimum*, *Gymnodinium helveticum* og *Peridinium umbonatum*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

Forekomst av problemskapende algearter.

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Furnesfjorden i 2001 og 2002 og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som hadde mengdemessig betydning. I slutten av juni i 2001 var det relativt stor forekomst av *Uroglena* men ikke så stor at de skapte problemer. Vannblomst med blågrønnalgen *Anabaena lemmermanni* forekom i begge år. Størst forekomst av *Anabaena* var det i slutten av juli i 2001 og algen var da til sjenanse ved enkelte badeplasser. I 2002 utviklet arten vannblomst allerede i slutten av juni. Normalt skjer dette i slutten av juli og begynnelsen av august .

Vurdering av trofistatus.

Ut fra planteplanktonets artssammensetning vurderte vi Furnesfjorden i 2001 og 2002 som middels næringsrik tilsvarende mesotrof tilstand i følge Brettums klassifiseringssystem (Brettum 1989). Stor forekomst av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og til tider markert innslag av storvokste kiselalger som *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis* samt fureflagellaten *Ceratium hirundinella* indikerte økt tilgang på biotilgjengelig fosfor og mer næringsrike forhold.

Planteplanktonet i **Mjøsas sentrale parti ved stasjon Skreia** var i vegetasjonsperioden i 2001 og 2002 dominert av gullalger, kiselalger og svelgflagellater. Fureflagellater, My-alger og til dels grønnalger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av cyanobakterier. Gullalger og svelgflagellater var de dominerende algegruppene på forsommeren, mens det var storvokste kiselalger som dominerte fra slutten av juli og utover høsten. Totalt ble det registrert 116 algetaxa (arter og slekter) som hadde betydning for biomassen i de to år, og disse var fordelt mellom de ulike algegruppene som følger: cyanobakterier 3 %, grønnalger 28 %, gullalger 31 %, kiselalger 18 %, svelgflagellater 11 % og fureflagellater 9 %. Det bør likevel påpekes at vi ikke har artsbestemt gruppen My-alger, som sannsynligvis er en meget artsrik gruppe.

De planteplanktonarter/-slekter som hadde betydning for biomassen i 2001 og 2002 var blågrønnalgen *Tychonema bourrellyi*, grønnalger som *Chlamydomonas* sp., *Dictyosphaerium pulchellum*, *Elakatothrix gelatinosa*, *Gloeotila* sp., *Gyromitus cordiformis*, *Paulschulzia pseudovolvox*, *Sphaerocystis Schroeteri* og *Staurastrum lunatum*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon bavaricum*, *Dinobryon borgei*, *Dinobryon divergens*, *Kephyrion* sp., *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas caudata*, *Mallomonas crassisquama*, *Mallomonas* cf. *maiorensis*, *Mallomonas elongata*, *Mallomonas punctifera*, *Ochromonas* sp., *Spiniferomonas* sp., *Stalexomonas dichotoma*, *Synura* sp. og *Uroglena americana* samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Aulacoseria islandica* (morf. *helvetica*), *Cyclotella comta* v. *oligactis*, *Cyclotella glomerata*, *Cyclotella radiosia*, *Fragilaria beroliensis*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata*, *Tabellaria flocculosa* og *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssonii*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp. samt fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium* cf. *uberrimum*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium* sp., *Peridinium umbonatum* og *Peridinium willei*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

Forekomst av problemskapende algearter.

Det var ikke noen påtagelig forekomst av problemskapende alger i Mjøsas sentrale parti i 2001 og 2002 og det var bare cyanobakterien *Tychonema bourrellyi* og gullalgen *Uroglena*

americana som hadde mengdemessig betydning for planteplanktonbiomassen. Cyanobakterien *Anabaena lemmermannii* skapte i 2001 vannblomst i slutten på juli og begynnelsen av august, mens det i 2002 var en kort periode med vannblomst i slutten på juni. Vi har som blitt nevnt ikke tidligere registrert så tidlig vannblomst av *Anabaena* i Mjøsa.

Vurdering av trofistatus.

Ut fra planteplanktonets artssammensetning vurderte vi Mjøsas sentrale del i 2001 som noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i følge Brettums klassifiseringssystem (Brettum 1989), mens denne del av Mjøsa i 2002 ble vurdert som middels næringsrik tilsvarende mesotrof tilstand. Periodevis spesielt stor forekomst av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* samt til tider markert innslag av de storvokste kiselalgene *Asterionella formosa* og *Fragilaria crotonensis* indikerte at vi her til tider hadde økt tilgang på biotilgjengelig fosfor som skapte mer næringsrike forhold.

Planteplanktonet ved stasjon **Morskogen** i Mjøsas søndre del var i vegetasjonsperioden 2001 dominert av gullalger, kiselalger og svelgflagellater. Fureflagellater, grøninalger og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av cyanobakterier. I august var det spesielt stor forekomst av den storvokste stavformete kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Totalt ble det registrert 79 algetaxa (arter og slekter) som hadde betydning for biomassen, og disse var fordelt mellom de ulike algegruppene som følger: cyanobakterier 4 %, grøninalger 18 %, gullalger 29 %, kiselalger 22 %, svelgflagellater 16 % og fureflagellater 11 %. Det bør likevel påpekes at vi ikke har artsbestemt gruppen My-alger, som sannsynligvis er en meget artsrik gruppe.

De planteplanktonarter/-slekter som hadde betydning for biomassen i 2001 var cyanobakterien *Tychonema bourrellyi*, grøninalger som *Botryococcus braunii*, *Gloeotila sp.* og *Paulschulzia pseudovolvox*, gullalgene *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon suecicum v. longispinum*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas crassisquama*, *Mallomonas elongata*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas cf. crassisquama*, *Mallomonas cf. maiorensis*, *Mallomonas punctifera*, *Ochromonas sp.* og *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria islandica*, *Cyclotella comta v. oligactis*, *Cyclotella glomerata*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii v. pusillus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata* og *Tabellaria flocculosa v. asterionelloides*, svelgflagellater som *Cryptomonas cf. erosa*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas erosa v. reflexa*, *Cryptomonas marssoni*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas sp.* samt fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium cf. lacustre*, *Gymnodinium cf. uberrimum*, *Gymnodinium helveticum*, *Katodinium sp.* og *Peridinium sp.*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

Forekomst av problemskapende algearter.

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Mjøsas søndre del i 2001 og det ble bare registret sparsom forekomst av cyanobakteriene *Anabaena lemmermannii* og *Tychonema bourrellyi* samt gullalgen *Uroglena americana*. *Anabaena lemmermannii* bidro til markert vannblomst i slutten av juli og begynnelsen av august.

Vurdering av trofistatus.

Ut fra planteplanktonets artssammensetning vurderte vi Mjøsas søndre del i 2001 som noe næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i følge Brettums klassifiseringssystem (Brettum 1989). Spesielt stort innslag av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og til dels også av svelgflagellaten *Cryptomonas erosa* og fureflagellaten *Ceratium hirundinella* i august var indikasjon på økt tilgang på biotilgjengelig fosfor i denne periode.

Samlet vurdering.

Utviklingen av planteplanktonsamfunnet i Mjøsa artsmessig sett var sommeren 2001 og 2002 stort sett lik de forhold som har blitt registrert i de siste 8 år med en artssammensetning i samsvar med oligomesotrofe eller mesotrofe forhold. Det var i begge år likevel uønsket stor forekomst av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* som særlig på høsten og forvinteren i 2002 skapte problemer for dem som fisket med garn. Råvannet ved vannverket i Gjøvik ble også negativt påvirket i en kortere periode. Ut fra algesamfunnets artssammensetning har vi vurdert Mjøsa som middels næringsrik tilsvarende mesotrof tilstand i henhold til Brettums klassifiseringssystem (Brettum 1989).

Det er ønskelig at Mjøsa kan bringes tilbake til å bli en næringsfattig (oligotrof) innsjø der planteplanktonet i vegetasjonsperioden i hovedsak blir dominert av "monade" dvs encellede gullalger, svelgflagellater og My-alger. Spesielt er stor forekomst av småvokste og raskvoksende "monader" ønskelig da disse utgjør ett verdifullt næringspotensiale for de fleste dyreplanktonarter. Storvokste stavformete kiselalger som særlig *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* vil alltid være karakterarter i Mjøsa, men det er ikke ønskelig at de som nå forekommer i store mengder da dette skaper problemer bl. a. ved "grønske"-påslag på fiskegarn, tauverk osv. Dette gjelder særlig *Tabellaria fenestrata*. Det er også ønskelig at den mer næringssaltkrevende arten *Fragilaria crotonensis* ikke forekommer i større mengder da denne arten også kan gi betydelige "grønske"- påslag på bl.a. fiskegarn.

Biomasse

Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) hadde på våren og forsommeren både i 2001 og i 2002 lave konsentrasjoner av planteplankton med biomasser som ikke oversteg 0,70 gram våtvekt/m³. Dvs. en tilstand som var i samsvar med oligotrofe forhold (se fig. 22 og 23). Størst forekomst av planteplankton var det i Furnesfjorden og lavest i den nordre del av innsjøen. De største biomasser ble i 2001 registrert i august og i 2002 utover høsten. Ser vi på vegetasjonsperioden under ett, så ble de laveste forekomster av planteplankton registrert i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) med biomasser i området 0,11 - 0,72 gram våtvekt / m³. De høyeste biomasser registrerte vi ved st. Kise og i Furnesfjorden, der biomassen varierte i området 0,04 - 1,93 respektive 0,24 - 2,08 gram våtvekt/m³. Dette var biomasser som var klart høyere en fastsatte miljøkvalitetsmål, dvs. at den maksimale biomassen av planteplankton i Mjøsa ikke bør overstige 0,70 gram våtvekt/m³. Også ved st. Skreia og i Mjøsas søndre parti var det høyere biomasse enn ønsket på sensommeren.

Midlere biomasse av planteplankton ved de undersøkte prøvetakingsstasjoner i perioden juni - oktober i 2001 og 2002 (se tabell 8) varierte i området 0,30 - 0,90 gram våtvekt/m³, og maksimal biomasse varierte med verdier fra 0,50 - 2,08 gram våtvekt / m³. Dette var (unntatt st. Brøttum i 2002) høyere konsentrasjoner en fastsatt nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål. Midlere biomasse i perioden juni - oktober for hele Mjøsa er for 2001 estimert til 0,52 gram våtvekt/m³ og i 2002 til 0,74 gram våtvekt/m³. Miljøkvalitetsmål for forekomsten av planteplankton er at Mjøsa skal kunne betegnes som en næringsfattig (oligotrof) innsjø i så nært samsvar med naturgitt tilstand som mulig. Dette innebærer bl.a. at maksimal biomasse av planteplankton i sjiktet 0-10 meter ikke bør overstige 0,70 gram våtvekt/m³ og at middel biomasse i vekstperioden ikke bør overstige 0,40 gram våtvekt / m³ i noen del av innsjøen (se også Kjellberg 1982). Vi har da tatt utgangspunkt i kriterier gitt av Brettum (1989) og foreliggende erfaringer fra Mjøsa.

Mjøsa hadde således i 2001 og særlig i 2002 til tider ikke akseptable mengder av planteplankton med biomasser som oversteg fastsatt nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål. Vi kan til sammenligning nevne at midlere biomasse av planteplankton i perioden juni - oktober for hele innsjøen i 1976 ble estimert til ca. 1,7 gram våtvekt / m³. 1975 og 1976 er de årene vi har registrert størst forekomst av planteplankton i den perioden "Mjøundersøkelsene" har pågått, og det var også i disse to årene vi hadde spesielt stor forekomst av cyanobakterier. På sensommeren og høsten i 1976 utgjorde cyanobakterien

Tychonema bourrellyi (tidligere navngitt som blågrønnalgen *Oscillatoria borneti*) mer enn 80 % av biomassen.

Tabell 8. Maksimum- og middel verdi for biomasse av planteplankton i sommerperioden ved fem stasjoner i 2001 og fire i 2002. Biomassen er uttrykt som gram våtvekt pr. m³ i sjiktet 0-10 m. Oligotrof tilstand, som her er ønsket, er vurdert etter kriterier gitt av Brettum (1989). Algemengder som oversteg satte miljøkvalitetsmål er markert med uthevet skrift.

2001

Stasjon	Middelverdi (juni - okt.)	Maksimalverdier
Brøttum	0,30	0,72
Kise	0,70	1,90
Furnesfjorden	0,82	2,08
Skreia	0,37	0,81
Morskogen	0,39	0,92
Oligotrof tilstand	≤ 0,40	≤ 0,70

2002

Stasjon	Middelverdi (juni - okt.)	Maksimalverdier
Brøttum	0,35	0,50
Kise	0,87	1,93
Furnesfjorden	0,90	1,70
Skreia	0,77	1,19
Oligotrof tilstand	≤ 0,40	≤ 0,70

Klorofyll

Konsentrasjonene av total klorofyll-*a* i Mjøsas øvre vannlag (i sjiktet 0 - 10 meter) i vekstsesongen i 2001 og 2002 var lave til moderat høye. Klorofyll *a* varierte i området fra 0,3 - 5,0 respektive 0,5 - 5,5 µg/l (se fig. 27 og 28). Vi registrerte de høyeste konsentrasjonene i området ved Gjovik og i Furnesfjorden og de laveste i Mjøsas nordre del. I perioden har vi registrerte følgende maksimumkonsentrasjoner ved stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden, Skreia og Morskogen: 3,9 5,0 5,5 4,9 og 3,3 µg/l. Middel konsentrasjon i perioden juni - oktober for stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden, Skreia og Morskogen er i 2001 beregnet til 2,5 3,1 3,1 2,2 og 2,4 µg/l, og i 2002 for stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia til 2,6 3,5 3,9 og 3,4 µg/l (se tabell 9). Midlere total klorofyll *a*-konsentrasjon i hele Mjøsas øvre vannlag i perioden juni - oktober ble i 2001 estimert til 2,7 µg/l, og i 2002 til 3,3 µg/l. Dette var i samsvar med tilstandsklasse "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

Fastsatt nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at midlere total klorofyll *a*-konsentrasjon i juni-oktober ikke bør overstige 1.8 µg/l. I både 2001 og 2002 var det således høyere konsentrasjoner i Mjøsa enn fastsatt miljøkvalitetsmål hvilket bekreftet at vi både i 2001 og 2002 hadde uønsket stor forekomst av planteplankton.

Til sammenligning kan vi nevne at vi i 1976, da det var stor algeforekomst i hele Mjøsa, registrerte maksimale konsentrasjoner av total klorofyll-*a* på over 12 µg/l i Mjøsas sentrale parti og i Furnesfjorden samt at midlere total klorofyll *a*-konsentrasjon i perioden juni - oktober for hele innsjøen ble estimert til 5,4 µg/l.

Tabell 9. Middel- og maksimumsverdier for total klorofyll *a*-konsentrasjon ved fem stasjoner i Mjøsa sommeren 2001 og fire i 2002. Klorofyllkonsentrasjonen er uttrykt som $\mu\text{g tot. klorofyll-}a/l$ i sjiktet 0-10 meter. Oligotrof tilstand er vurdert etter norm gitt av Kjellberg (1994). Nasjonalt og/eller interkommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at total klorofyll *a*- konsentrasjon i sjiktet 0-10 meter ikke bør overstige $4,0 \mu\text{g /l}$ og at middel klorofyll *a*-konsentrasjon i perioden juni - oktober ikke skal overstige $1,8 \mu\text{g /l}$. Verdier som overskrider fastsatt miljøkvalitetsmål er markert med uthevet skrift.

2001

Stasjon	Middelverdi (juni - okt.)	Maksimumsverdi
Brøttum	2,5	3,9
Kise	3,1	5,0
Furnesfjorden	3,1	4,8
Skreia	2,2	3,3
Morskogen	2,4	3,3
Oligotrof tilstand	< 2,0	$\leq 4,0$

2002

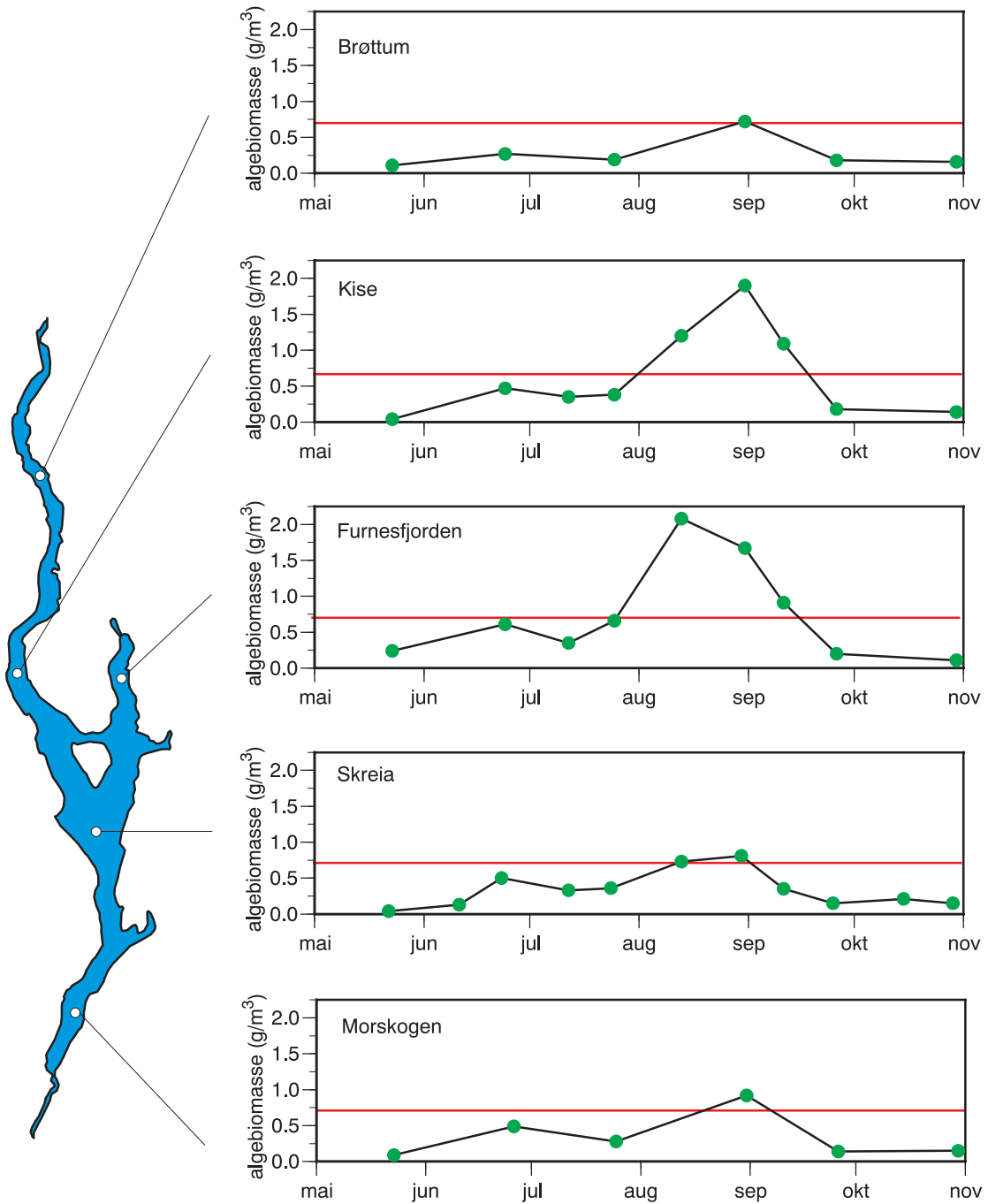
Stasjon	Middelverdi (juni - okt.)	Maksimumsverdier
Brøttum	2,6	3,4
Kise	3,5	4,8
Furnesfjorden	3,9	5,5
Skreia	3,4	4,9
Oligotrof tilstand	< 2,0	$\leq 4,0$

Miljøkvalitetstilstand

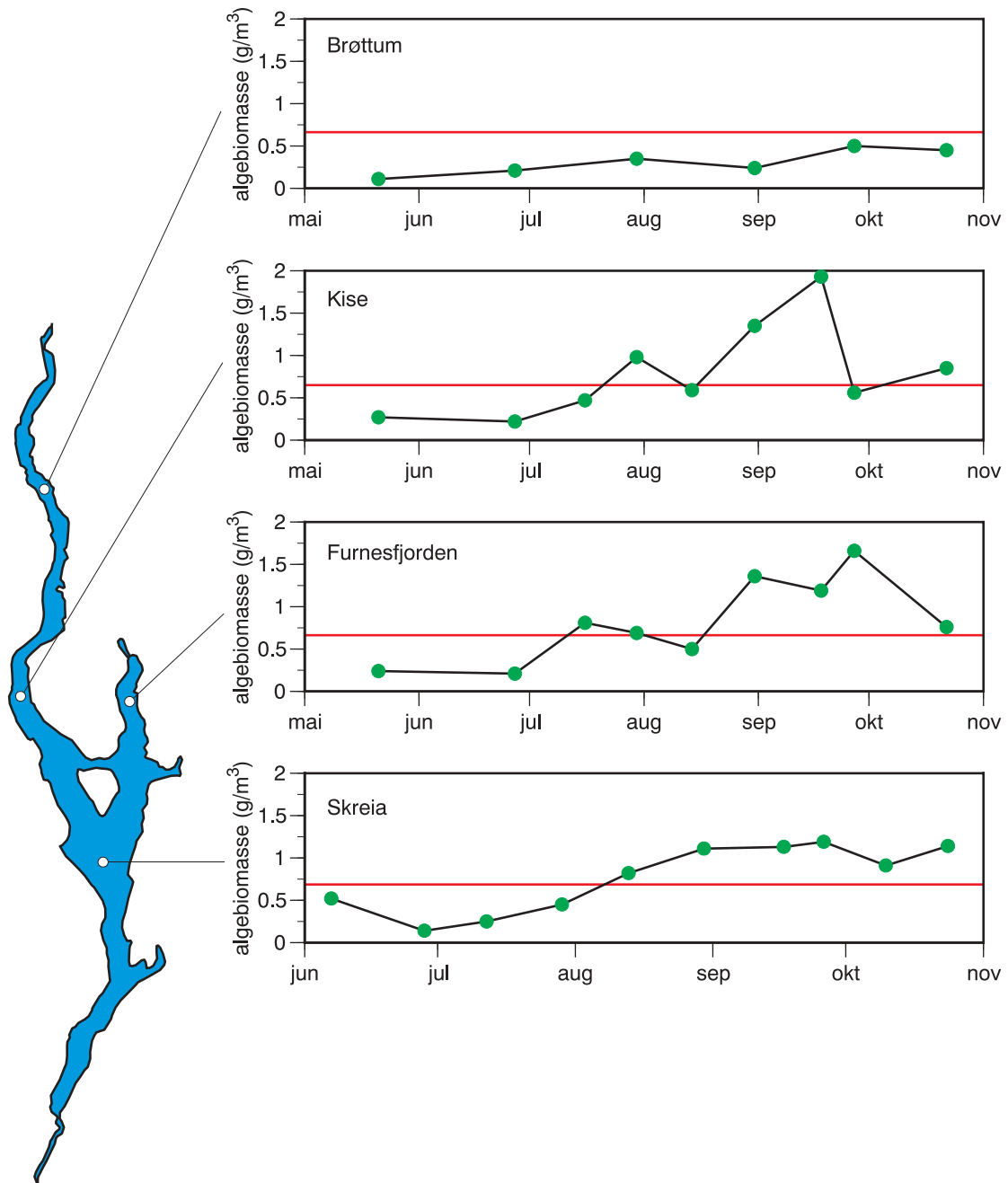
Planktonbiomasser og artssammensetning var sommeren 2001 og 2002 i samsvar med middels næringsrik (mesotrof) tilstand og således ikke i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål, som tilsier at Mjøsa skal være en næringsfattig (oligotrof) innsjø med god økologisk status. I begge årene var det uønsket stor forekomst av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* som særlig på høsten og forvinteren i 2002 skapte store problemer med "grønnske"-påslag på fiskegarn. Det var likevel ikke noen større forekomst av problemskapende algearter som enkelte blågrønnalger og/eller gullalger.

Innslaget av storvokste s.k. stavformete (pennate) kiselalger som *Asterionella*, *Diatoma*, *Fragilaria*, *Aulacoseria* og *Tabellaria* bør i vekstsesongen ikke overstige 30% av den totale algebiomasse. Denne vurderingen bygger på erfaringer fra andre store norske innsjøer (normalsituasjon) (Brettum 1989) samt svenske innsjøer (Willen 2000). Disse kiselagene skaper ofte bruksmessige ulemper eller er til sjenanse i Mjøsa når de forekommer i mengder opp mot eller overstiger $0.2 \text{ g våtvekt per m}^3$. Når det gjelder trådformete cyanobakterier som kan være giftproduserende eller skape sjenerende vannblomst bør disse ikke forekomme i så store mengder at de får direkte betydning for planteplanktonbiomassen. Litt vannblomst s.k. rentvannsbloomst eller "oligotrophic blooms" (Hamilton og Dokulil 2000) av blågrønnalgen *Anabaena lemmermannii* er sannsynligvis et naturlig fenomen i Mjøsa, og bør derfor aksepteres. Større vannblomst av denne algen er likevel ikke ønskelig. Forekommer den i større mengder er den til sjenanse på bl.a. badestrendene. Videre har det vist seg at den kan opptre med giftproduserende stammer.

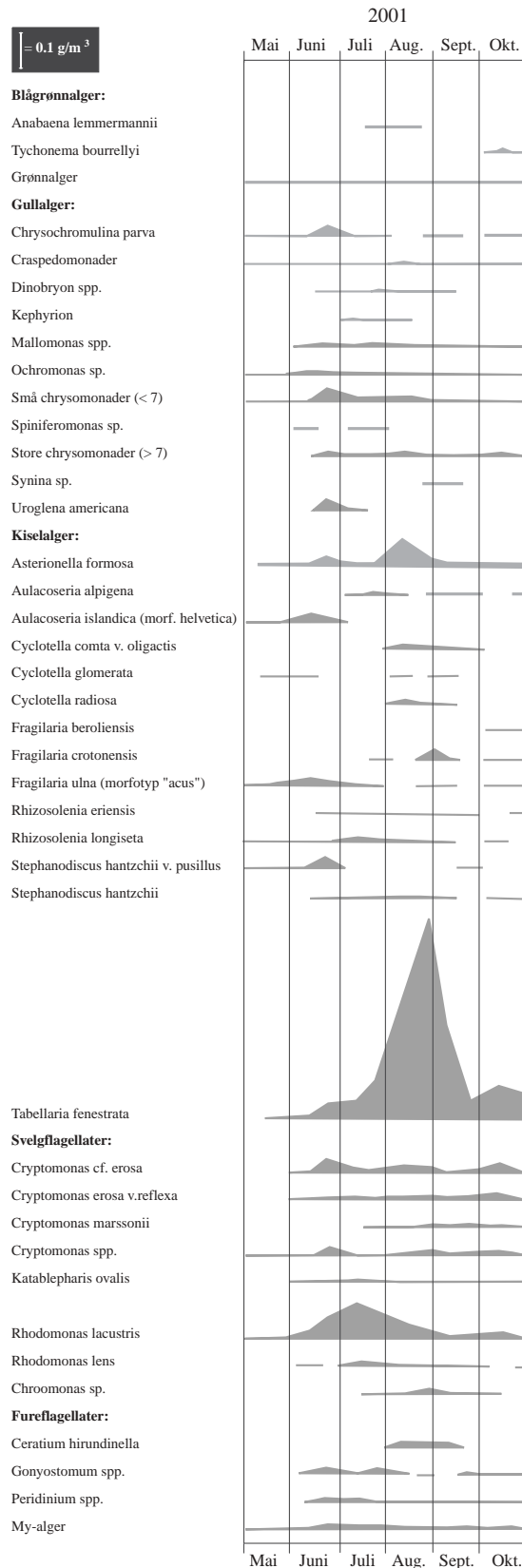
Biomassen av planteplankton som ble registrert i 2001 og særlig 2002 oversteg fastsatte miljøkvalitetsmål. Videre var det uønsket stor forekomst og andel av den storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Dette viste at innsjøen fortsatt var noe overgjødset (eutrofiert), og at det er påkrevet med ytterligere reduksjon av fosfortilførselen i sommersesongen.



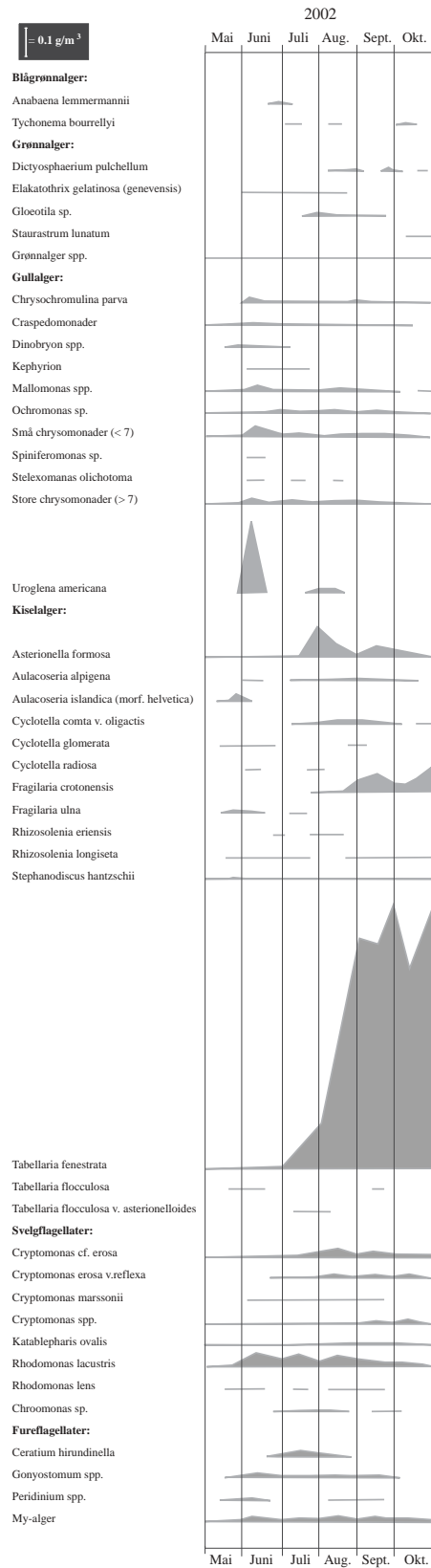
Figur 22. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10 meter) for total biomasse av planteplankton i perioden mai-oktober i 2001 ved fem stasjoner i Mjøsa. Miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at maksimal biomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m^3 (markert med rød linje i figuren). Det er likevel ønskelig at maksimal biomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m^3 .



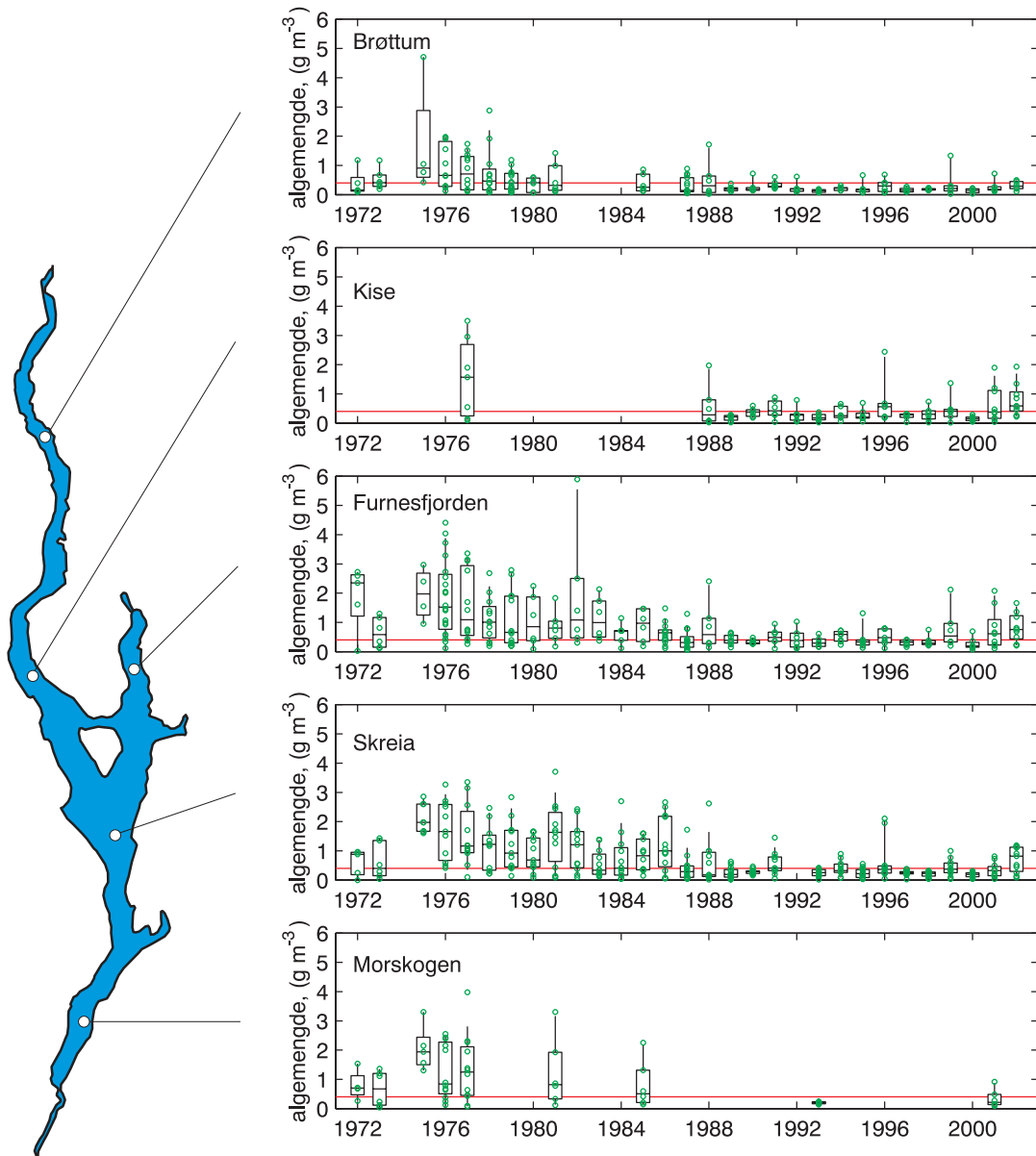
Figur 23. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10 meter) for total biomasse av planteplankton i perioden mai-oktober i 2002 ved fire stasjoner i Mjøsa. Miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at maksimal biomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m^3 (markert med rød linje i figuren). Det er likevel ønskelig at maksimal biomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m^3 .



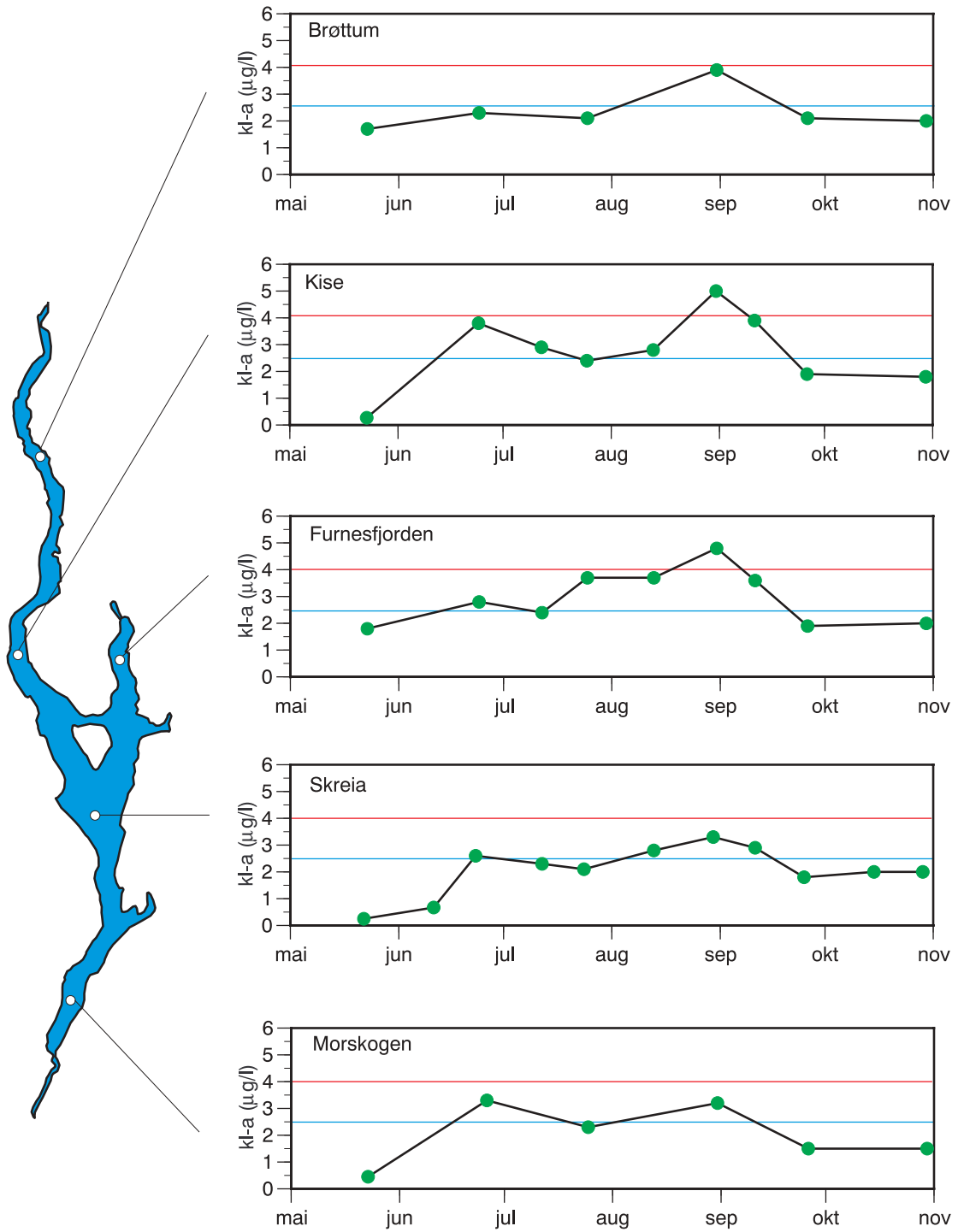
Figur 24. Forekomst av arter/slekter/grupper av planteplankton som hadde mengdemessig betydning for biomassen av planteplankton i Mjøsas frie vannmasser i vegetasjonsperioden i 2001. Figuren beskriver forholdene ved hovedstasjonen (st. Skreia).



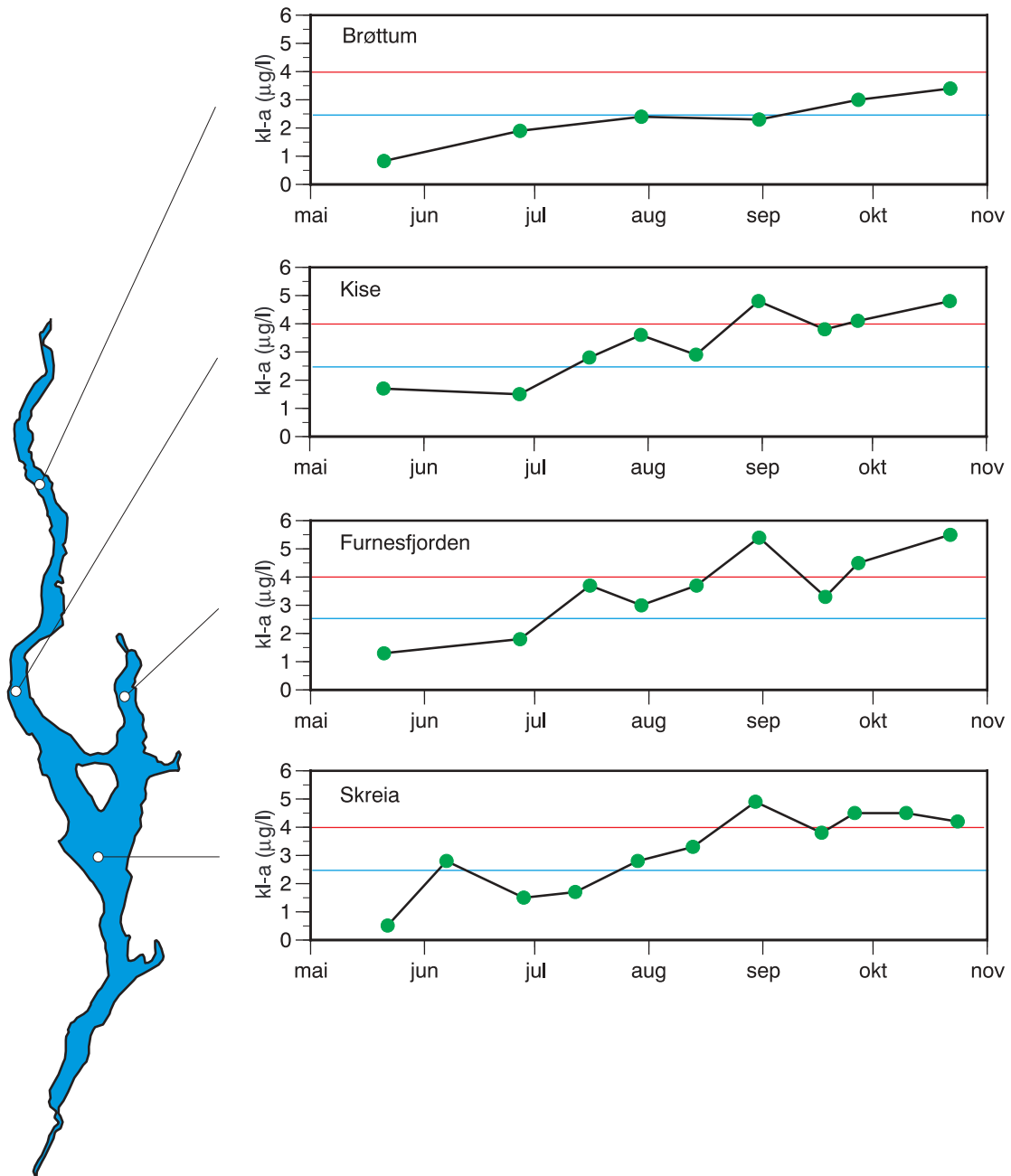
Figur 25. Forekomst av arter/slekter/grupper av planteplankton som hadde mengdemessig betydning for biomassen av planteplankton i Mjøsas frie vannmasser i vegetasjonsperioden i 2002. Figuren beskriver forholdene ved hovedstasjonen (st. Skreia).



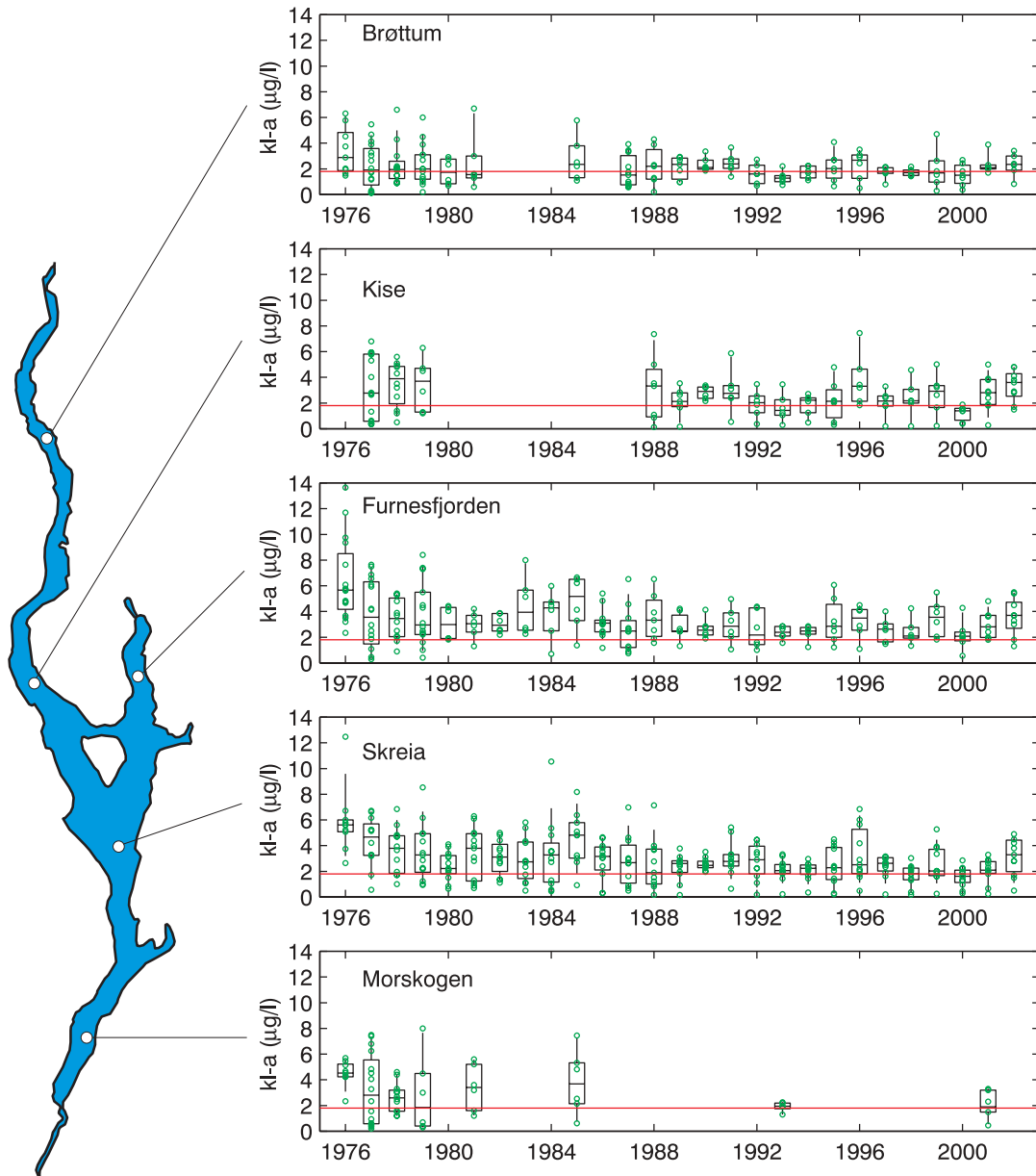
Figur 26. Tidstrend for total biomasse av planteplankton i overflatevannet (i sjiktet 0-10 meter) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa i perioden 1972 - 2002. Midlere algebiomasse $< 0,4\text{-}0,5$ gram våtvekt pr. m^3 er typisk i oligotrofe innsjøer (Brettum 1989, Heinonen 1980). Miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at midlere biomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige $0,4$ gram våtvekt pr. m^3 (markert med linje i figuren) og at maksimal biomasse ikke bør overstige $0,7$ gram våtvekt pr. m^3 . Det er likevel ønskelig at maksimal biomasse på sikt ikke overstiger $0,4$ gram våtvekt pr. m^3 . Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10 og 90-prosentilen.



Figur 27. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10 meter) for total klorofyll a i perioden mai-oktober i 2001 ved fem stasjoner i Mjøsa. Rød linje viser de fastsatte miljøkvalitetsmål, dvs. at konsentrasjonen ikke bør overstige $4,0 \mu\text{g tot. klorofyll } a$ pr. liter. Det er likevel ønskelig at maks. konsentrasjon av klorofyll a på sikt ikke overstiger $2,5 \mu\text{g/l}$ (blå linje).



Figur 28. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for total klorofyll a i perioden mai-oktober i 2002 ved fire stasjoner i Mjøsa. Rød linje viser nå ønsket miljøkvalitetsmål, dvs. at maksimal konsentrasjonen ikke bør overstige 4,0 µg tot. klorofyll a pr. liter. Det er likevel ønskelig at maks. konsentrasjon av klorofyll a på sikt ikke overstiger 2,5 µg/l (blå linje).



Figur 29. Tidstrend for total klorofyll a i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa i perioden 1976 - 2002. Rød linje angir nasjonalt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at årlig middel konsentrasjon av klorofyll a i perioden juni-oktober ikke bør overstige $1,8 \mu\text{g/l}$. Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10 og 90-prosentilen

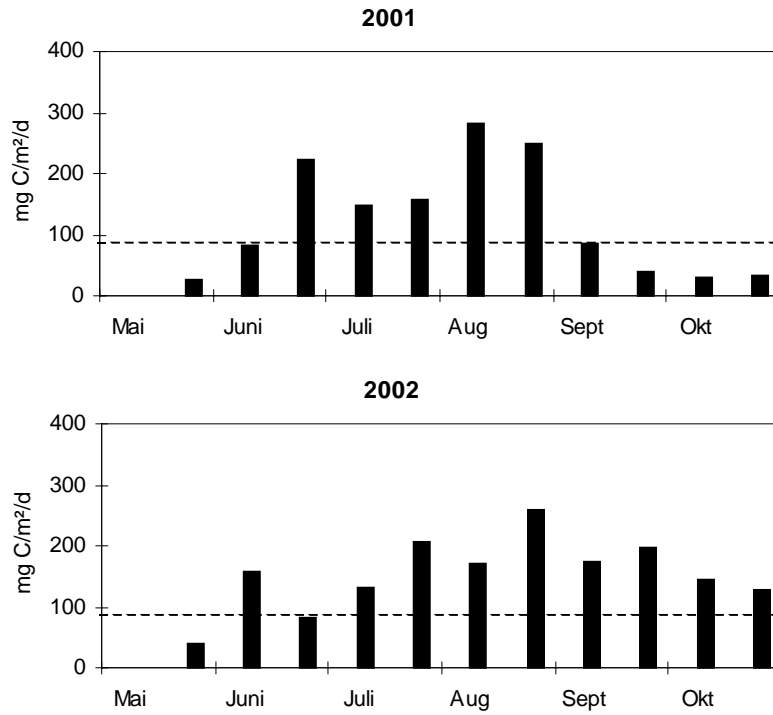
3.1.7 Primærproduksjon

Rådata fra målingene av primærproduksjon ved st. Skreia i 2001 er gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4527-2003 (Kjellberg 2003) og for 2002 i tabell IX i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene fra de to årene er vist i figur 30 og 31. Videre er foreliggende resultater ved fem lokaliteter i perioden 1973/74 - 2002 vist i figur 32 og 33.

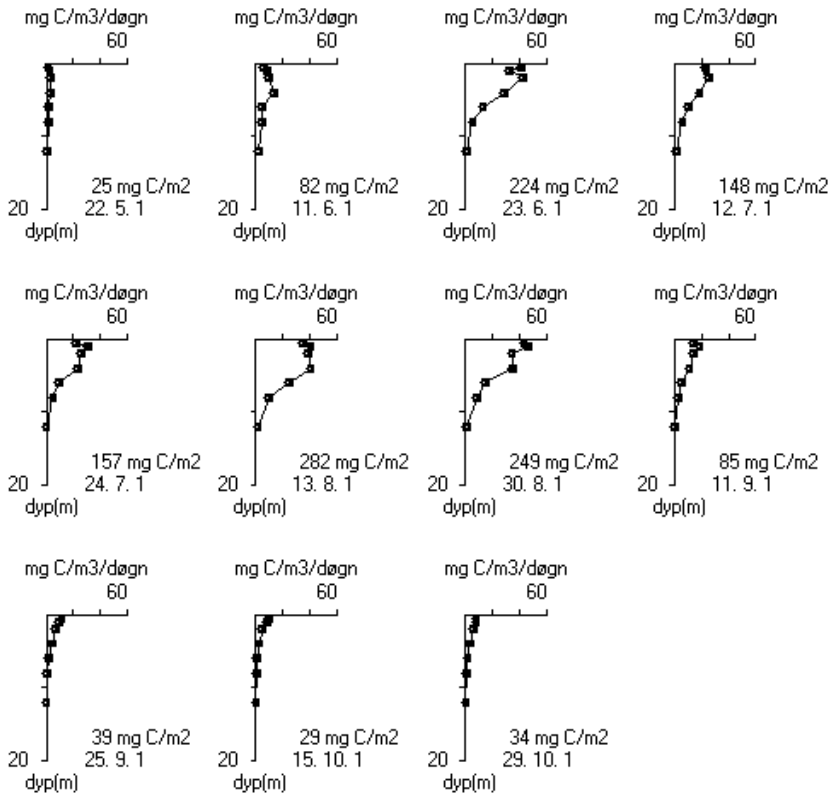
I vegetasjonsperioden 2001 og 2002 var produksjonen av planteplankton (primærproduksjon målt med C_{14} -teknikken) i Mjøsas sentrale parti (st. Skreia) innenfor det vi for tiden vurderer som akseptabelt nivå, med en dagsproduksjon i området 21 - 282 respektive 40 - 260 $mgC/m^2/dag$. I 2001 ble det registrert størst dagsproduksjon i midten av august i forbindelse med en markert oppblomstring av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og lavest i vårsirkulasjonen i slutten av mai. I 2002 var det høyest dagsproduksjon i slutten av august, da også i forbindelse med økt forekomst av *Tabellaria fenestrata*. Total produksjon i perioden mai - oktober, som nær tilsvarende årsproduksjonen, ble i 2001 beregnet til 22 gram C/m^2 og i 2002 til 27 gram C/m^2 . Primærproduksjon i 2001 og 2002 var noe høyere sammenlignet med den produksjon som ble målt i 2000 da det var akseptable mengder planteplankton i hele Mjøsa.

Både i 2001 og 2002 var det størst primærproduksjon i de øverste fire meter med maksimum oftest ved 2 m, slik som det også har vært observert i tidligere år (se fig. 31). Dypere enn 12 meter har det som regel ikke vært algeproduksjon av betydning i Mjøsa.

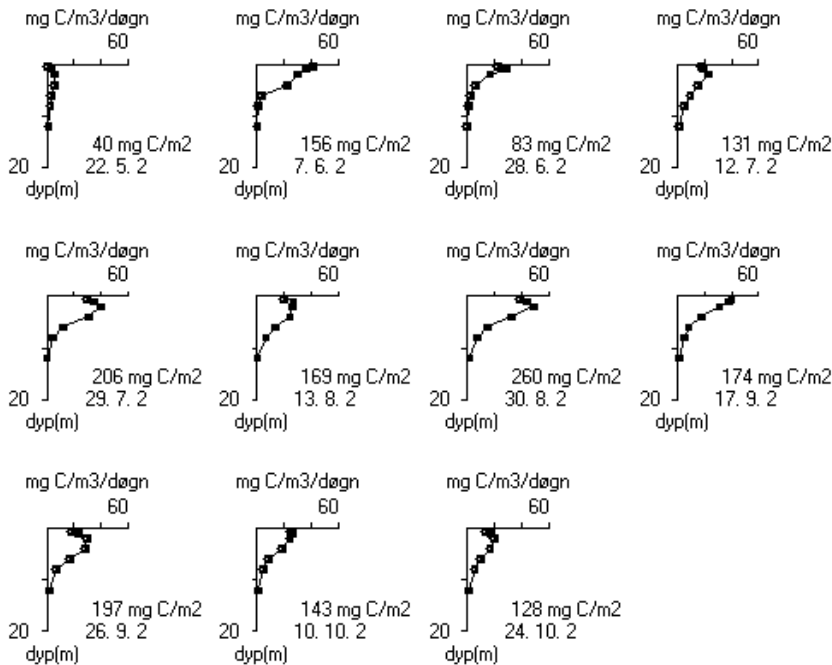
Et "miljøkvalitetsmål" for Mjøsa er for tiden at den målte døgnproduksjonen med C_{14} -teknikk i innsjøens sentrale parti ikke bør overstige 300 $mg C/m^2/døgn$ og at årsproduksjonen ikke bør overstige 30 - 35 gram $C/m^2/år$. Dette er basert på erfaringsmateriale fra Mjøsa og andre norske innsjøer (se fig. C i vedlegg C). I Mjøsa har det som regel vært uønsket stor og sjenerende samt til dels også problemskapende forekomst av storvokste kiselalger og cyanobakterien *Anabaena spp.* når døgnproduksjonen har oversteget 300 $mg C/m^2$ dvs. at en går fra oligotrofe til mer mesotrofe forhold. Vi kan her nevne at vi i perioden før Mjøsaksjonen registrerte en tilnærmet reell døgnproduksjon på opp mot 2000 mgC/m^2 og en årsproduksjon i området 80 - 0 gram C/m^2 . Så høy primærproduksjon som mulig innenfor god økologisk status er likevel ønskelig og bør også være en målsetting. Det er videre ønskelig at så stor del av primærproduksjonen som mulig utgjøres av "monader", dvs. små og raskt voksende planteplankton med stor produksjonspotensiale som bidrar til økt tilgang på føde av god kvalitet for dyreplankton, noe som vil kunne øke potensialet for fiskproduksjon i de frie vannmasser. Primærproduksjonen i 2001 og 2002 var i samsvar med ønsket miljøkvalitetsmål (se fig. 32 og 33).



Figur 30. Primærproduksjon (beregnet utfra C_{14} -metodikk) uttrykt som døgnproduksjon ved hovedstasjonen (st. Skreia) i 2001 og 2002. Årsproduksjon er beregnet til 22 respektive 27 gram C/m^2 , maksimal døgnproduksjon til 282 respektive 260 mg C/m^2 og midlere døgnproduksjon (stiplet linje) til 120 respektive 150 mg C/m^2 .

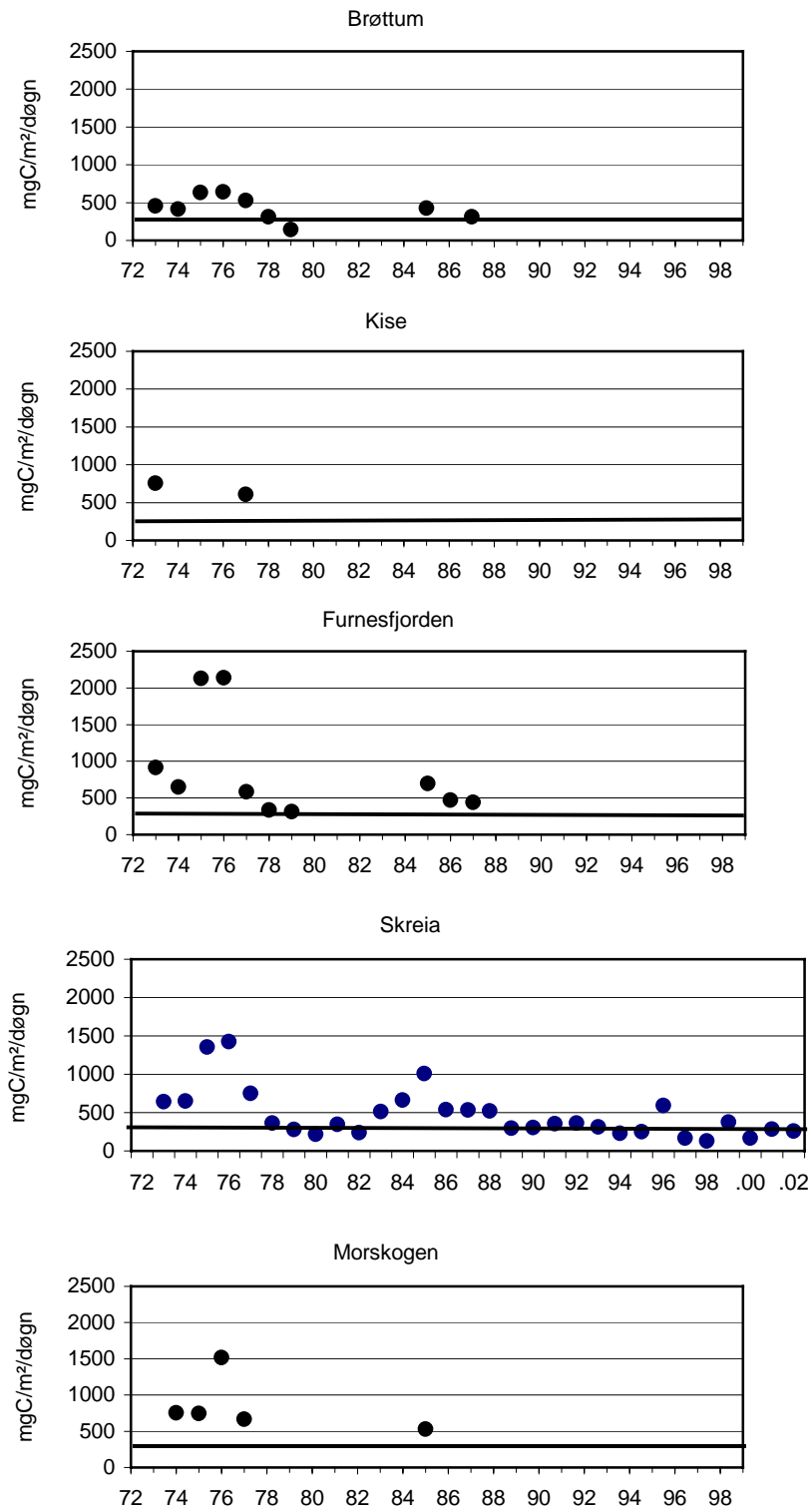


Årsproduksjon (g C/m²/år): 21,8
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 119,7

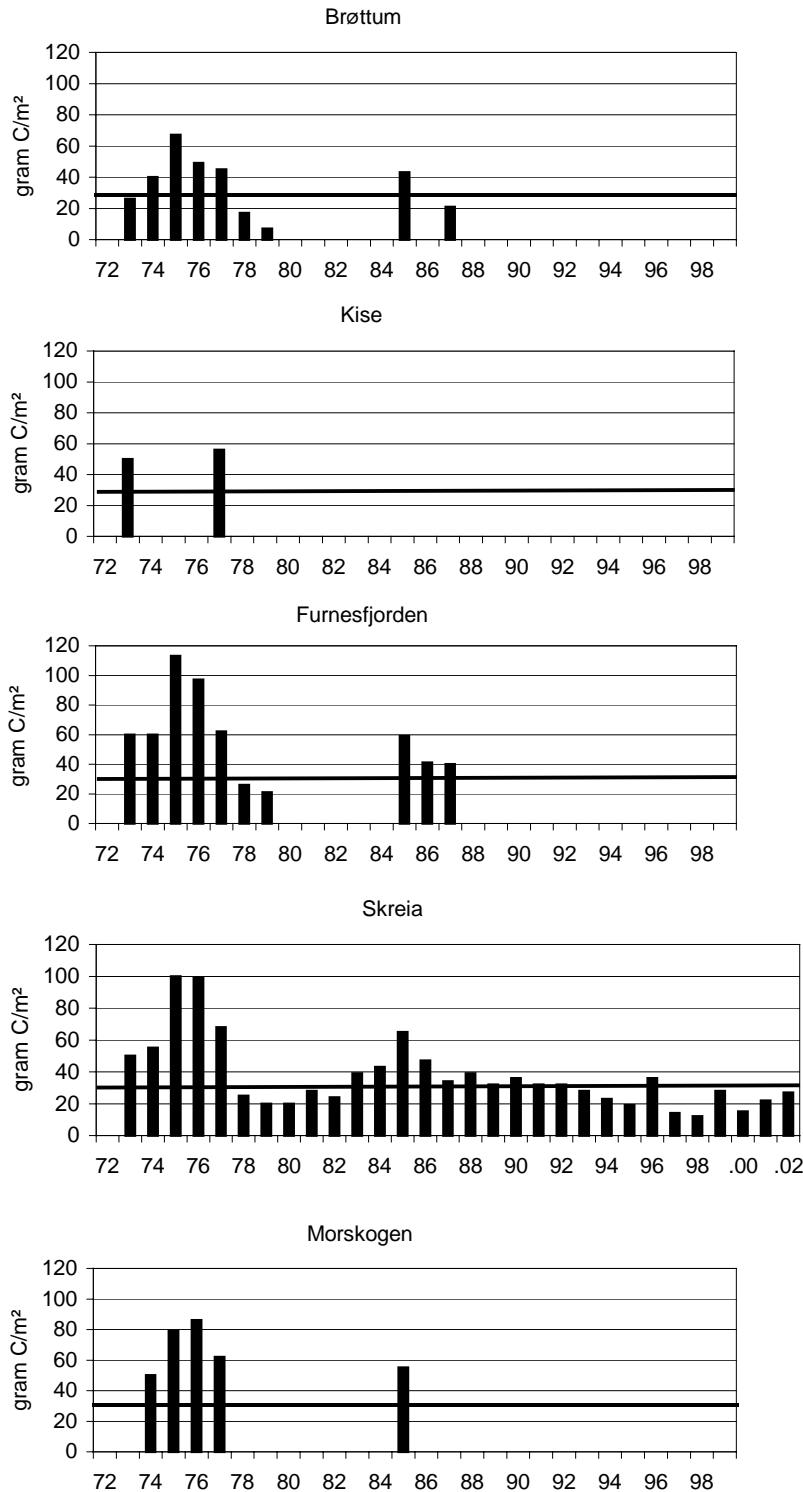


Årsproduksjon (g C/m²/år): 27,4
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 150,1

Figur 31. Primærproduksjon (beregnet ut fra C₁₄-metodikk) i Mjøsa ved hovedstasjonen (st. Skreia) i 2001 (øverst) og 2002 (nederst).



Figur 32. Maksimal døgproduksjon (beregnet ut fra C_{14} -metodikken) uttrykt som mg C/m^2 ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-2002. Årlige målinger utføres fra og med 1988 bare ved st. Skreia. Faglig sett bør ikke den maksimale døgproduksjon overstige 300 mg C/m^2 og døg (markert med linje i figuren).



Figur 33. Årsproduksjon (beregnet ut fra C_{14} -metodik) av planteplankton uttrykt som gram C/m^2 ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-2002. Årlige målinger utføres fra og med 1988 bare ved st. Skreia. Ut fra erfaringer bør ikke årsproduksjonen overstige 30 - 35 gram C pr. m^2 (markert med linje i figuren).

3.1.8 Krepsdyrplankton

Rådata for forekomst av krepsdyrplankton i vannsjiktet 0 - 50 m og forekomst av istidsinnvandrere/immigranter som krepsdyrene *mysis* (*Mysis relicta*) og trollistidskreps (*Gammaracanthus loricatus*) i sjiktet 0 - 120 m ved st. Skreia i 2001 er gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4527-2003 (Kjellberg 2003) og for 2002 i tabell X i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene for krepsdyrplanktonet er vist i figur 34, 35 og 36 og forekomsten av *Mysis* i figur 38 i teksten. I figurene 36, 37 og 38 har vi også tatt med resultater fra Huitfeldt-Kaas undersøkelser i 1900-01 (Lid et al. 1946).

Styrende faktorer for det planktoniske krepsdyrsamfunnet i Mjøsas frie vannmasser da det gjelder mengde og til dels sammensetting er vanntemperaturen og da særlig den tidlige sommertemperaturen samt tilgang og kvalitet på føde og til viss grad også predasjon fra invertebrater og fisk. Videre tilkommer modifierende faktorer som konkurranseforhold, parasitter, sjukdommer, og meteorologiske og hydrologiske forhold m.v.. For mer informasjon se Rognerud and Kjellberg 1990, Løvik and Kjellberg 2003).

Fra Mjøsas sentrale parti (st. Skreia) foreligger det data over forekomst av krepsdyrplankton fra begynnelsen av 1900-tallet (Lid et al. 1946), enkelte håvtrekk fra 1960-tallet og årlige data fra 1972 (unntatt 1975). Det er derfor mulig å følge tidsutviklingen i krepsdyrsamfunnet i Mjøsas sentrale vannmasser. Tidligere undersøkelser i Mjøsa ved 4-8 regionale stasjoner i 7 ulike år viste at biomassen ved hovedstasjonen var representativ for hele innsjøen fordi verdiene lå nær den arealveide middelveiden (Rognerud og Kjellberg 1990). Det observeres imidlertid tidvis betydelige regionale variasjoner. Større mengde enn i de øvrige deler av Mjøsa ble registrert særlig i Furnesfjorden, men også til tider (særlig seinsommer og høst) i den nordligste delen av Mjøsa.

Artssammensetning.

Artssammensetningen av krepsdyrplanktonet ved hovedstasjonen (st. Skreia) var i 2001 og 2002 svært lik og følgende arter hadde størst forekomst: Hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides*, samt vannloppene *Bosmina longispina* og *Daphnia galeata* (se fig. 34 og 35). Ved siden av ovennevnte arter var følgende arter også vanlig forekommende: Hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Cyclops lacustris*, *Mesocyclops leuckarti* og *Limnocalanus macrurus*, vannloppene *Holopedium gibberum* og *Daphnia cristata* samt de rovlevende (predator-) vannloppene *Leptodora kindtii* og *Polyphemus pediculus*. Hoppekrepsen *Acanthocyclops* sp. samt vannloppene, *Bythotrephes longimanus*, *Bosmina longirostris*, *Alona* sp. og *Ceriodaphnia* sp. ble også registrert men i mindre antall. Krepsdyrplanktonets artssammensetting var i samsvar med observasjonene fra de siste 17 år. Sammenlignes dagens samfunn med de registreringer som ble foretatt av Huitfeldt-Kaas i begynnelsen av 1900-tallet (Lid et al. 1946) så var det små forandringer. De samme arter dominerte og eneste større forskjell var at hoppekrepsen *Mesocyclops leuckarti* og vannloppen *Daphnia cristata* nå var vanlig forekommende i de frie vannmasser. *Mesocyclops leuckarti* ble ikke påvist i begynnelsen av 1900-tallet og *Daphnia cristata* ble bare registrert som enkeltindivider i Furnesfjorden. I somrer med sterkt beitepress fra planktonspisende fisk (særlig 1+ lagesild) har i de senere år vannloppen *Daphnia cristata* vært dominerende "daphnia"-art i Mjøsas frie vannmasser. Eksempel på dette er somrene 1989, 92, 93, 94 og 98. Dersom denne tendensen fortsetter kan beitepresset fra dyreplanktonet på planteplanktonet bli redusert, og innsjøens selvrensingsevne kan derved muligens bli svekket.

Antall individ og biomasse.

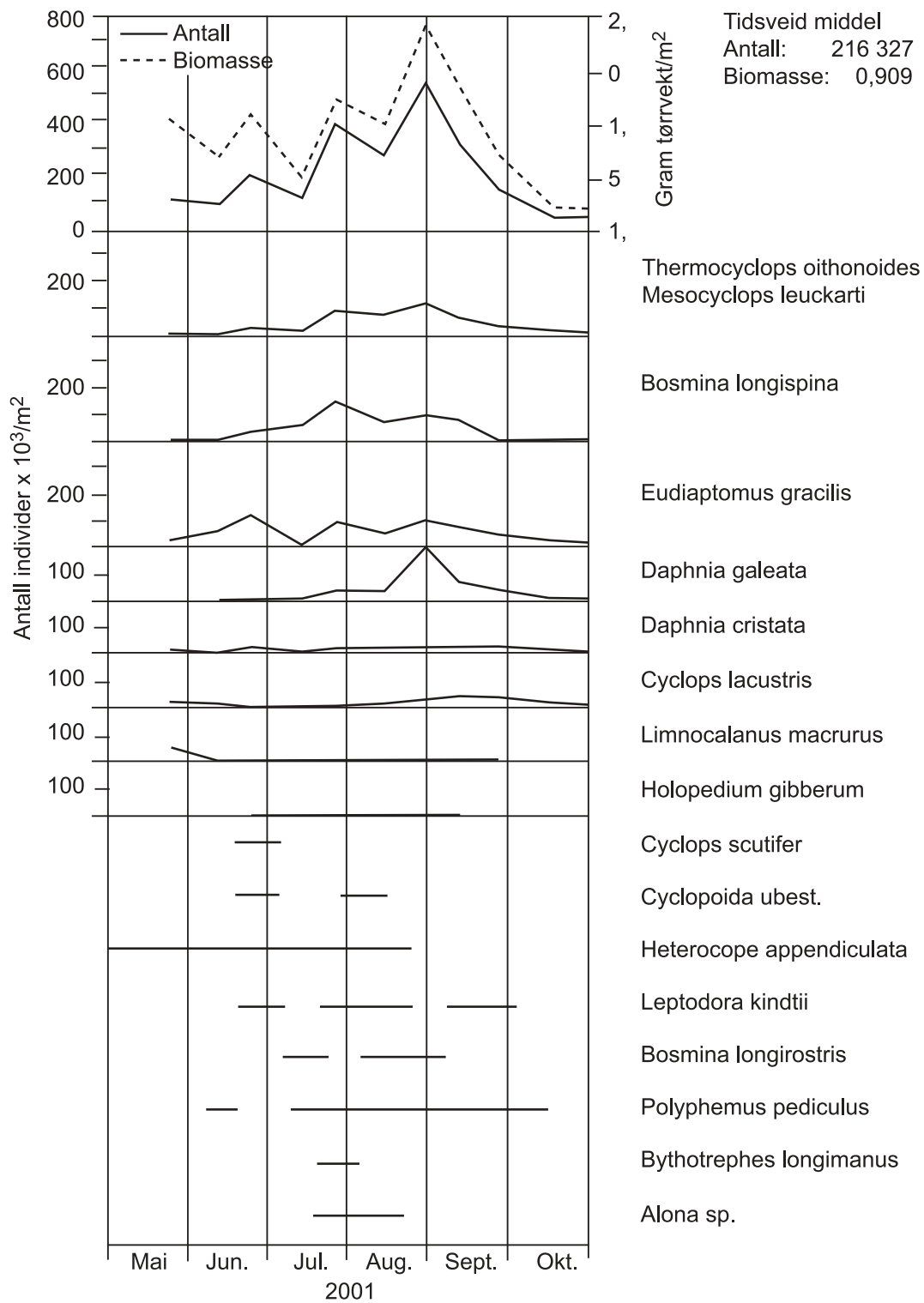
Det var moderat rik forekomst av krepsdyrplankton i Mjøsas sentrale parti i sommersesongen i 2001 (se tabell 10) med et midlere antall individer på ca. 226.000 pr. m² tilsvarende en midlere biomasse på ca. 0.89 g tørrvekt pr. m². I 2002 var det et middel antall på ca. 275 000

individ pr. m² tilsvarende ca. 1,3 g tørrvekt pr. m². Dette var noe større forekomst i de to siste år sammenlignet med forholdene i 2000, men stort sett var antall og biomasse i samsvar med forholdene vi har registrert i de seineste 10 årene (1991 - 2000). Antallet individer har i denne perioden variert i området 200.00 - 400.000 ind./m² med biomasser i området 0,8 - 1,3 gram tørrvekt pr. m². Registrerte data fra de to siste årene var også i nært samsvar med det som ble registrert på begynnelsen av 1900-tallet. I perioden 1972 - 1990 har det generelt sett vært større forekomst av krepsdyrplankton med antall individer på opp til 500.000 pr. m² og biomasser i området 1,2 - 1,9 g tørrvekt pr. m². Det ser ut som om særlig biomassen har blitt redusert i de seinere år sammenlignet med biomassen i perioden fra 1972 til 1990. Reduksjonen kan anslås til ca. 30%. M.h.t. individantall, så har det også vært en reduksjon, men ikke så påfallende som for biomassen. Vi har anslått reduksjonen til ca. 20%. For mer informasjon se Løvik and Kjellberg (2003). Bedømt ut fra biomassen kan forekomsten av krepsdyrplankton i Mjøsa nå betegnes som middels høy (se tabell 10). På 1970- og 1980-tallet ble biomassen vurdert som høy.

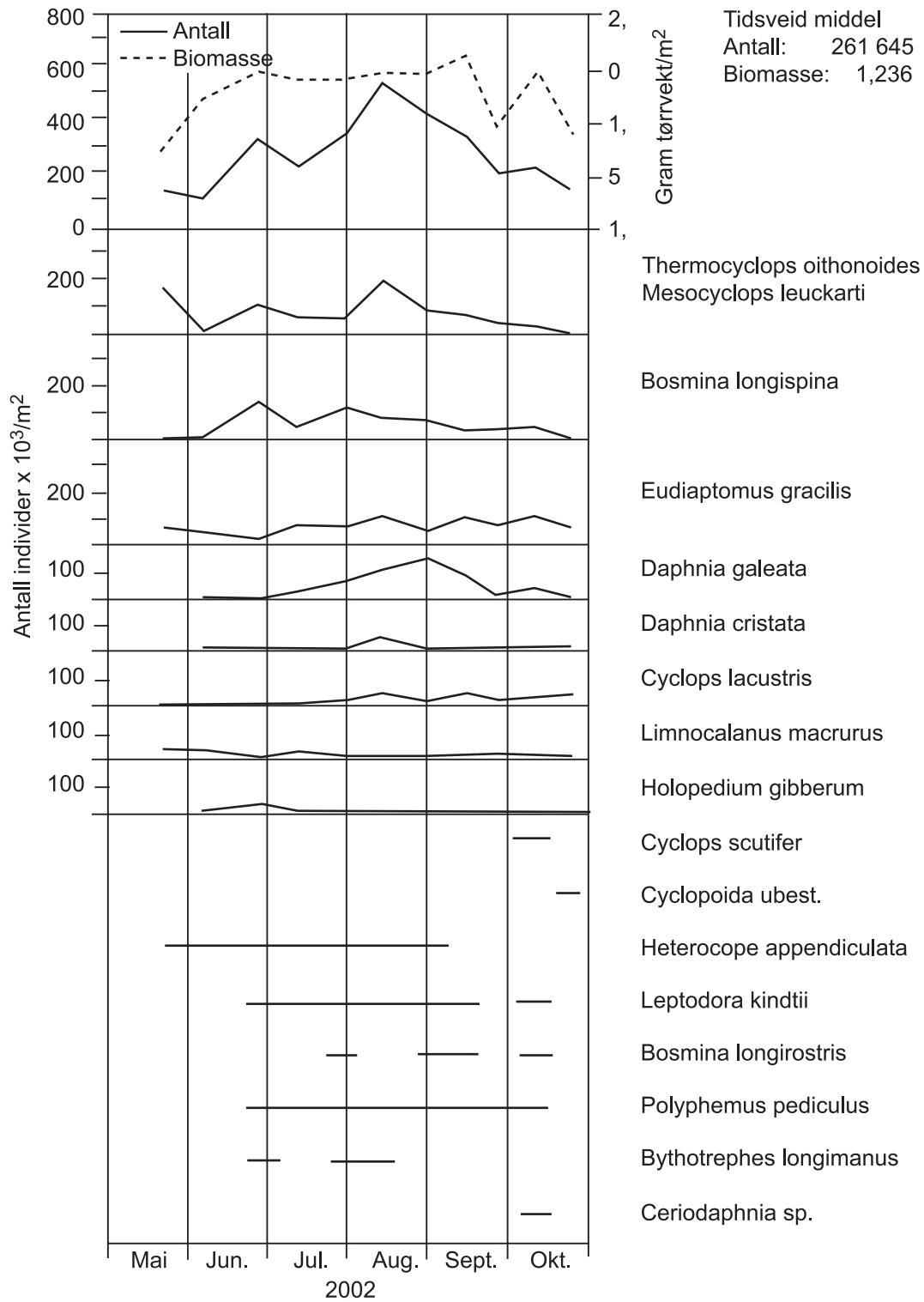
Det foreligger ikke noe konkret miljøkvalitetsmål for krepsdyrplankton i Mjøsas frie vannmasser, men det er ønskelig at en mest mulig kan opprettholde de naturgitte forhold, dvs de forhold som ble registrert i begynnelsen av 1900-talet (se Lid et al. 1946). For mer informasjon henvises til NIVA-rapport løpenr. 1450, del B. "Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring" (Kjellberg 1982) smt Løvik og Kjellberg inn prep.

Tabell 10. Kriterier for vurdering av biomasse av krepsdyrplankton. Kriteriene er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA og er basert på beregnet midlere biomasse (g tørrvekt (T.V.)/m²) i vegetasjonsperioden (mai/juni - oktober) og bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i Østlandsområdet (se vedlegg C bak i rapporten). Tørrvekten antas å utgjøre 10 % av våtvekten (V.V.).

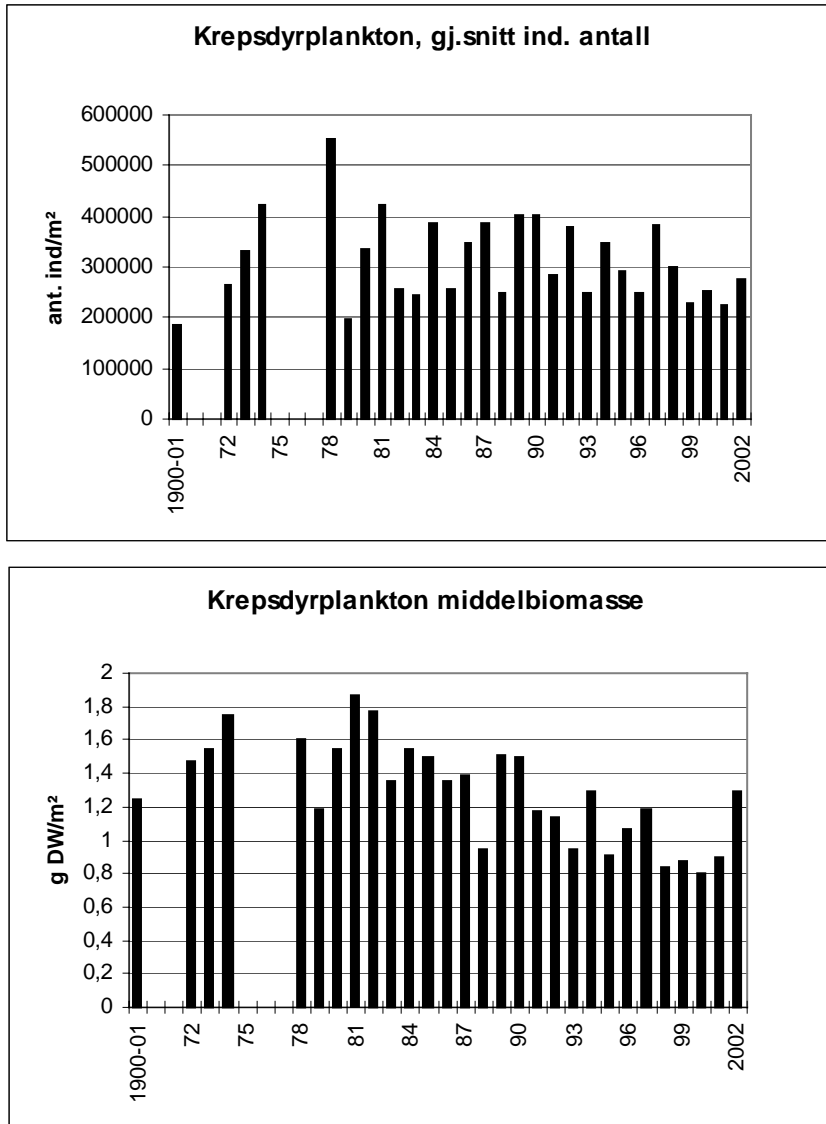
	Tørrvekt		Våtvekt	
Svært høy	> 2,00	g (T.V.)/m ²	> 20,0	g (V.V.)/m ²
Høy	1,01 - 2,00	g (T.V.)/m ²	10,1 - 20,0	g (V.V.)/m ²
Middels	0,51 - 1,00	g (T.V.)/m ²	5,10 - 10,0	g (V.V.)/m ²
Lav	0,26 - 0,50	g (T.V.)/m ²	2,60 - 5,00	g (V.V.)/m ²
Svært lav	< 0,25	g (T.V.)/m ²	< 2,50	g (V.V.)/m ²



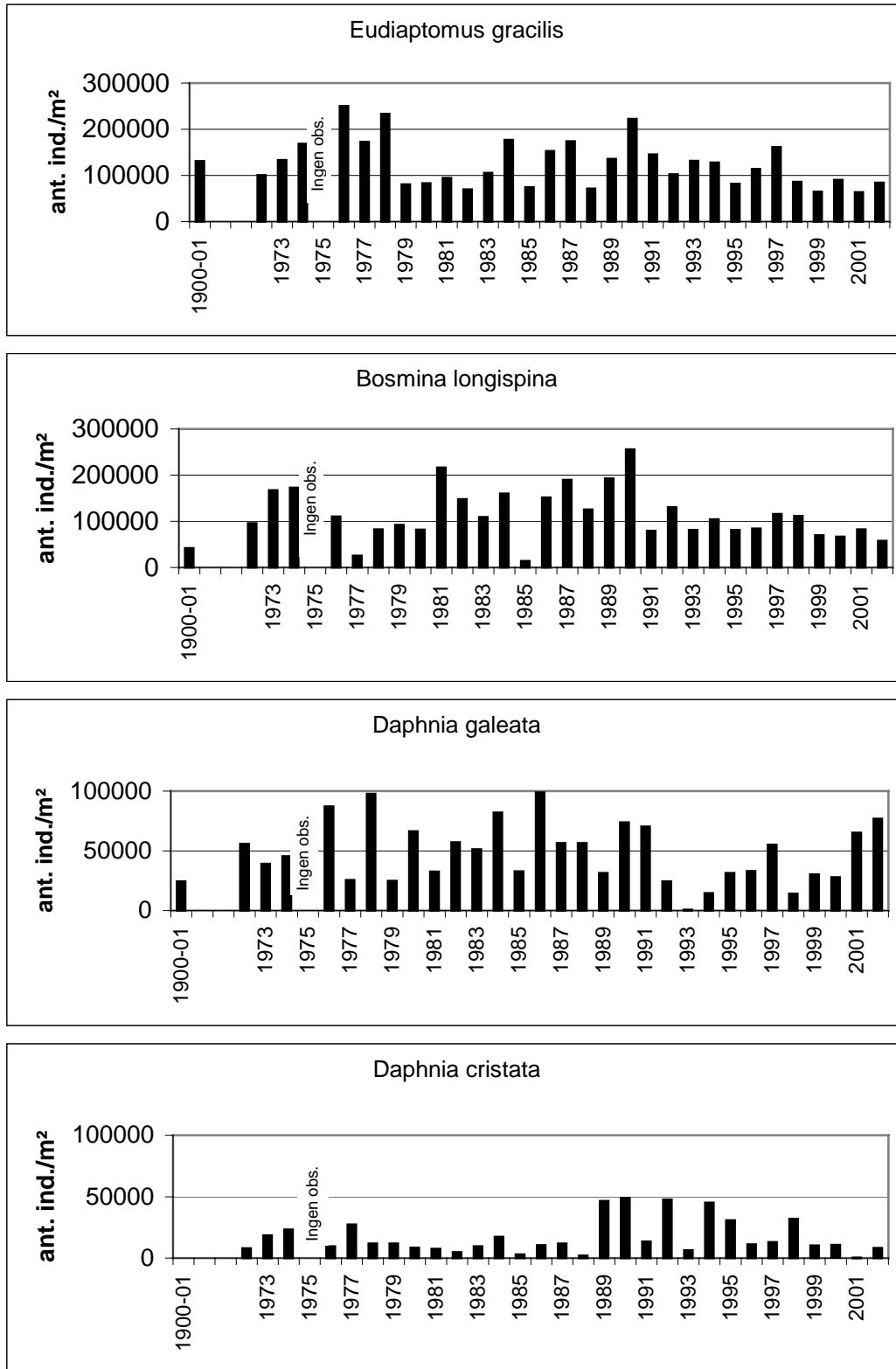
Figur 34. Mengde og biomasse av krepsdyrplankton i sjiktet 0 - 50 meter ved hovedstasjonen (Skreia) i 2001. Strek betyr at arten er registrert men i mindre antall (se tabell X i vedlegg B).



Figur 35. Mengde og biomasse av krepsdyrplankton i sjiktet 0 - 50 meter ved hovedstasjonen (Skreia) i 2002. Strek betyr at arten er registrert men i mindre antall (se tabell X i vedlegg B).



Figur 36. Tidsutvikling av forekomst av krepsdyrplankton i sjiktet 0 - 50 meter uttrykt som middel antall og middel biomasse i juni-oktober ved st. Skreia i tidsperioden 1972 - 2002. Registreringer fra 1900 - 01 er også tatt med.



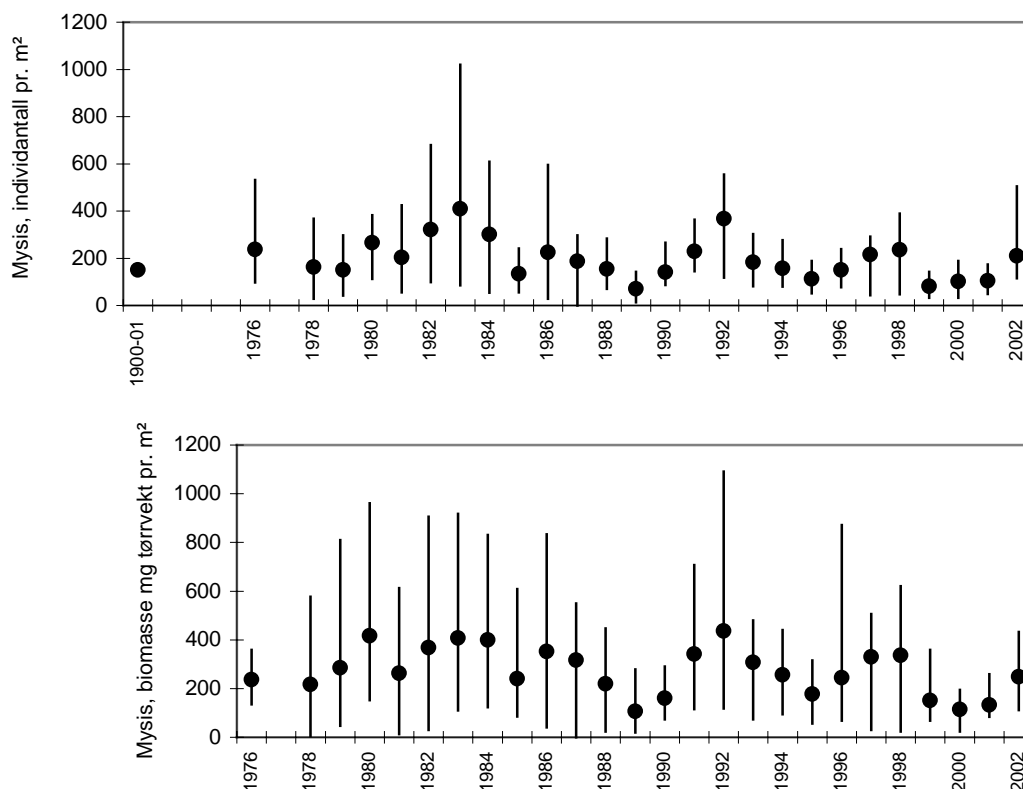
Figur 37. Tidsutvikling av forekomst av hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis*, og vannloppene *Bosmina longispina*, *Daphnia galeata* og *Daphnia cristata* uttrykt som middel antall individ i perioden juli - september ved st. Skreia i tidsperioden 1972 - 2002. Registreringer fra 1900 - 01 er også tatt med. Disse artene er de viktigste fødeobjekter for den planktonspisende fisken i Mjøsa og *B. longispina* og særlig *D. galeata* blir som regel prioritert da de forekommer i større antall.

Istidsinnvandrere.

Mysis (*Mysis relicta*) hadde i de fri vannmasser (sjiktet 0 - 120 meter) i 2001 en middels rik bestand (se tabell 11) og i 2002 en rik bestand med antall individer som varierte i området 49 - 174 respektive 84 - 259 ind./m². Dette tilsvarte biomasser i området 0,26 – 0,84 respektive 0,11 - 0,43 g tørrvekt/m². Midlere antall individer i perioden mai - oktober er beregnet til 105 respektive 210 ind./m² tilsvarende en biomasse på 0,13 respektive 0,25 g tørrvekt/m² (se fig. IX og tabell X i vedlegg B). Dette var stort sett i samsvar med forholdene i 1999 og 2000 men det var klart mindre forekomst enn det som har vært vanlig i perioden 1991 - 1998. I 1900 - 01 ble det registrert omtrent samme mengde *Mysis* (middels rik forekomst). Det ser ut til å foreligge til dels betydelige naturlige år til år variasjoner i *Mysis*-bestanden i Mjøsa. Vi har likevel ikke kunnet dokumentere noen direkte trend eller klar endring i bestandene over tid i den perioden vi har observasjoner fra.

Det var også lav forekomst av trollstidskreps (*Gammaracanthus loricatus*) i 2001 og 2002. I 2001 ble det i de frie vannmasser registrert maks. 5 ind./m², mens det i 2002 ikke ble fanget et eneste eksemplar. Det ble i likhet med forholdene i 1999 og 2000 ikke registrert eksemplarer av arten *Pallasea quadrispinosa* i håvtrekkene i de to siste år.

Dette kan være en indikasjon på at bestanden av krøkle nå er på klar oppgang, da det er krøkla som høyst sannsynlig er den viktigste predatoren på istidsinnvandrerne når de oppholder seg i de fri vannmasser (Kjellberg et al.1991). Trolig ble det etablert en sterk årgang av krøkle i 1999, så vi kan forvente at det vil være en middels rik bestand av *Mysis* også i kommende år.



Figur 38. Tidsutvikling av forekomst av mysis (*Mysis relicta*) i sjiktet 0-120 meter uttrykt som antall individer og som biomasse (målt som tørrvekt) i perioden mai-oktober ved st. Skreia i tidsperioden 1976 - 2002. Resultatene fra de ulike år er gitt som middelværdi og variasjonsbredde. Antall individ fra registreringer i 1900 - 01 er også tatt med.

Tabell 11. Kriterier for vurdering av forekomst av *Mysis* (*Mysis relicta*) i de frie vannmasser basert på erfaringer fra undersøkelser i Skandinavia og Nord-Amerika. Vurderingsnormen for forekomst av trollstidskreps (*Gammaracanthus loricatus*) i de frie vannmasser er utarbeidet på bakgrunn av egne erfaringer fra Mjøsa og Rødenessjøen. Vurderingene for Mjøsa er basert på middel antall ind./m² fra sjiktet 0 - 120 meter i perioden mai - oktober.

Art	<i>Mysis relicta</i>	<i>Gammaracanthus loricatus</i>
Rik forekomst	> 200 individer pr. m ²	> 2 individer pr. m ²
Middels rik forekomst	50 - 200 individer pr. m ²	1-2 individer pr. m ²
Lav forekomst	< 50 individer pr. m ²	< 1 individ pr. m ²

Predasjonspress fra planktonspisende fisk.

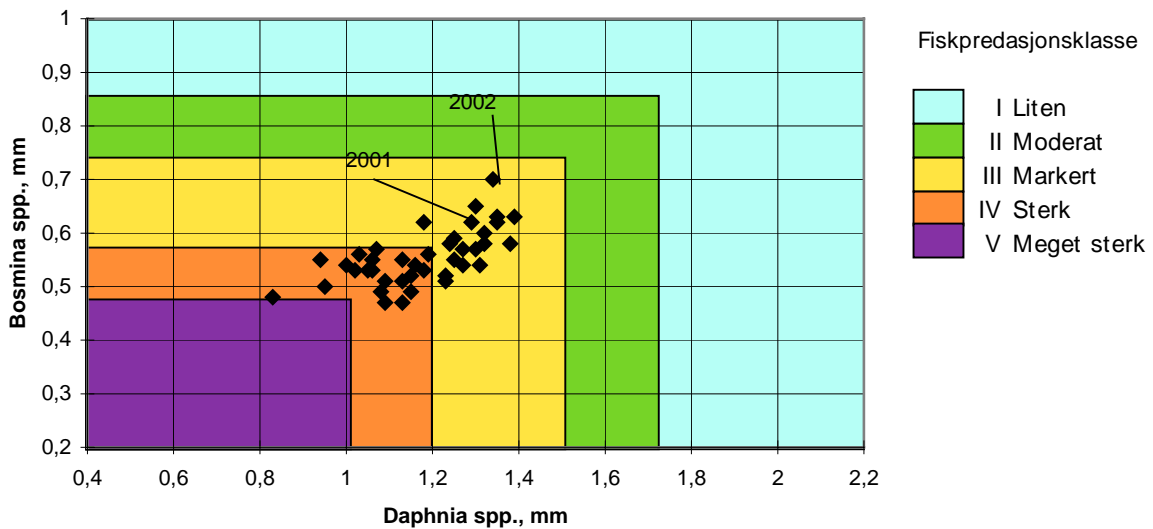
Planktonspisende fisk kan ha en klart strukturerende/modifiserende påvirkning på krepsdyrplanktonet i en innsjø. Predasjonspresset fra fisk i Mjøsas frie vannmasser er vurdert ut fra et klassifiseringssystem som er utarbeidet av Løvik (ikke publisert) (se tabell 12). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne eggbærende hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* på sensommeren eller høsten. Økt predasjonspress gir mindre middellengde og overgang mot dominans av mer småvokste arter og/eller at enkelte større arter blir borte. Det siste gjelder også storvokste hoppekreps og enkelte andre vannlopper. Klassifiseringssystemet er bygd på antagelsen om at det i innsjøer med forekomst av planktonspisende fisk først og fremst er predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer av de to vannloppe-slektene. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som her anses som mest følsom for fiskepredasjon og blir ”styrende” parameter.

Krepsdyrplanktonet i Mjøsa i sommeren 2001 og 2002 vurderes ut fra dette systemet som markert påvirket av fiskepredasjon; tilsvarende predasjonsklasse III i Løvik's klassifikasjonssystem. Predasjonspresset de to siste somrene var således likt forholdene i 1999 og 2000, men klart lavere enn i 1997 og 1998. Årsaken til dette er sannsynligvis som tidligere blitt nevnt liten eller ingen forekomst av 1+ lagesild, dvs. fisk som ble født i 2000 eller 2001. I den periode Mjøsundersøkelsene har pågått (1966 - 2002) har beitepresset fra planktonspisende fisk variert i området sterk (klasse IV) med *Daphnia cristata* som dominerende ”daphnia”-art i enkelte år til markert (klasse III) med middels store *Daphnia galeata* som dominant ”daphnia”-art. Sterk fiskepredasjon (klasse IV) har vi hatt de årene det har vært spesielt stor forekomst av yngre lagesild. Eksempel på dette i senere tid er årene 1989, 1992, 1993, 1994 og 1998. I 1992 kom det en meget tallrik årsklasse av lagesild som bidro til ekstremt stort predasjonspress sommeren 1993 da de var 1+. Predasjonspresset ble da vurdert som meget sterkt til sterkt.

Tabell 12. Vurderingsgrunnlag for klassifisering av beitepress fra planktonspisende fisk i de frie vannmasser (pelagialen) i større innsjøer (Løvik 1998).

Fiskepredasjonsklasse	<i>Daphnia spp.</i>	<i>Bosmina spp.</i>
I Liten	>1,7 mm	>0,84 mm
II Moderat	1,5-1,7 mm	0,74-0,84 mm
III Markert	1,2-1,5 mm	0,58-0,74 mm
IV Sterk	1,0-1,2 mm	0,48-0,58 mm
V Meget sterk	<1,0 mm	<0,48 mm

Mjøsa. Middellengder av voksne hunner m/egg



Figur 39. Predasjonspress på krepsdyrplankton fra planktonspisende fisk i Mjøsas frie vannmasser. År 2001 og 2002 er markert i figuren. Datamaterialet er fra perioden 1972 - 2002, og i denne periode har predasjonspresset i hovedsak variert i området markert til sterk. Størst predasjonspress har vi registrert når det har vært store bestander av 1 + lagesild i innsjøen.

3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold

Den 19. september i 2002 ble det foretatt en synoptisk hygienisk/bakteriologisk undersøkelse i de øvre vannlag (sjiktet 0 - 30 meter) i Mjøsas frie vannmasser. Denne undersøkelsen ble utført i samarbeide med de kommunale næringsmiddeltilsynene (KNT-laboratoriene) i Gjøvik og Hamar. Stasjonsnettet er vist i figur 2 i kap.2 "Materiale og metoder" og rådata er gitt i tabell XI i vedlegg B. De prøvetakingssteder og analyseparametre som ble benyttet i 2002 er de samme som ved de hygienisk/bakteriologiske undersøkelsene som tidligere har blitt utført i Mjøsas frie vannmasser (se Kjellberg et al. 1989). Resultatene over forekomst av fekale indikatorbakterier som termotolerante koliforme bakterier og koliforme bakterier samt totalantallet bakterier (kimtall) ved 39 stasjoner og i tre ulike dyp (1, 15 og 30 meter) i 2002 er vist i figur 40, 41 og 42 i teksten. Figur 43 viser forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas øvre vannlag vurdert på bakgrunn av prøveresultater fra de 3 ulike dypene (1, 15 og 30 m).

Termotolerante koliforme bakterier.

Forekomst av termotolerante koliforme bakterier, (vanligvis = tarmbakterien *Escherichia coli*) indikerer fersk fekal forurensning fra mennesker og/eller varmblodige dyr. Dette er en følsom og hensiktsmessig vannkvalitetsparameter som raskt gir utslag også om den fekale belastningen er liten. Hvis *E. coli* kan påvises, betyr det at vannet med stor sannsynlighet er tilført fersk avføring som også kan inneholde aktive smittestoffer. Hovedkilden til fersk fekal forurensning i vann er utslipp av boligkloakk (Statens institutt for folkehelse 1998).

Det er i hovedsak utslippene fra de store renseanleggene, samt til tider overløpsdrift og lekkasje i/fra de kommunale avløpsnettene, som i dag tilfører Mjøsa ferske tarmbakterier av betydning. Akuttutslipp fra gjødselkjellere vil også kunne bidra til mer lokalbetting fekal forurensning. Videre er kloakkutslipp fra separate avløpsanlegg, lekkasjer fra gjødselkjellere og

frittliggende deponier med husdyrgjødsel samt utsig av husdyrgjødsel i forbindelse med gjødsling av dyrket areal potensielle kilder til fersk fekal forurensning.

Ved prøvetakingen den 19. september i 2002 var Mjøsas øvre vannlag i de frie vannmasser lite til moderat påvirket av fersk fekal forurensning (termotolerante koliforme bakterier, T.K.B.) fra mennesker og/eller dyr. Vi registrerte da T.K.B. i området 0 - 9 bakt. pr. 100 ml, og det var de øvre vannlag (sjiktet 1 - 15 meter) som var mest påvirket. I prøvene fra 30 meter ble det ikke funnet T.K.B. > 1 bakt/ 100 ml og i de fleste prøver ble det ikke registrert T.K.B.. De bakteriologiske forhold i Mjøsa ved prøvetakingstidspunktet tilsvarte "meget god" til "god" tilstand ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Bakteriemengder som oversteg det interkommunale fastsatte miljømål for badevann (> 50 T.K.B. pr. 100 ml) ble således ikke registrert. Mest påvirket av fersk fekal forurensning var området ved Gjøvik, et større område utenfor Hamar samt indre del av Furnesfjorden. Disse områdene ble vurdert som moderat påvirket, og her ble det registrert TKB i området 2 - 9 bakt./100 ml. Øvrige deler av Mjøsa var lite påvirket og i mesteparten av prøvene ble det ikke påvist fersk fekal forurensning. En lengre periode med tørt vær like før prøvetakingen har trolig begrenset utslippene av fekal forurensning og bidratt til det gode resultatet. De hygieniske forholdene i Mjøsas frie vannmasser har blitt klart bedre enn de var før "Mjøsaksjonen", og vi har tidligere ikke registrert så lav forekomst av T.K.B. i Mjøsas frie vannmasser. Større utslipp av urensset kloakk, som f.eks. ved snøsmelting og i perioder med mye regn, når en del kloakk vil gå i overløp, vil likevel raskt kunne gi en økning av mengden tarmbakterier (se f.eks. 1985 og 1988 (Kjellberg 1989) og 17. juli 1995 (Fylkeslegen i Hedmark et al. 1996)).

Koliforme bakterier.

Forekomst av koliforme bakterier er som regel også en god indikator på forekomst av fekal forurensning fra varmblodige dyr og mennesker, men her tilkommer også "gammel" forurensning med mer eller mindre svekket bakterieflora samt også jordbakterier og særlig bakterier som er vanlig forekommende i utslipp fra skogindustrier med fiberutslipp.

Ved prøvetakingstidspunktet var det øvre vannlag i Mjøsas frie vannmasser generelt sett lite til moderat belastet med koliforme bakterier (K.B.). I selve Mjøsa varierte antallet K.B. i området 0 - 51 bakt. pr. 100 ml. Dette tilsvarte liten eller moderat påvirkingsgrad. Moderat påvirket var følgende områder: et mindre område like syd for Lillehammer, to områder et nord og et syd for Moelv, et område syd for Kapp, et større område ved Hamar inkl. Furnesfjorden. Mest påvirket var området ved Hamar og Åkersvika. Øvrige deler av Mjøsa inkl. 30 metersdypet var lite påvirket med K.B. som ikke oversteg 10 bakt. pr. 100 ml. Sammenligner vi situasjonen i 2002 med de forholdene som ble registrert i 2000, så var det noe høyere forekomst av K.B. i Mjøsa i 2002.

Kimtall.

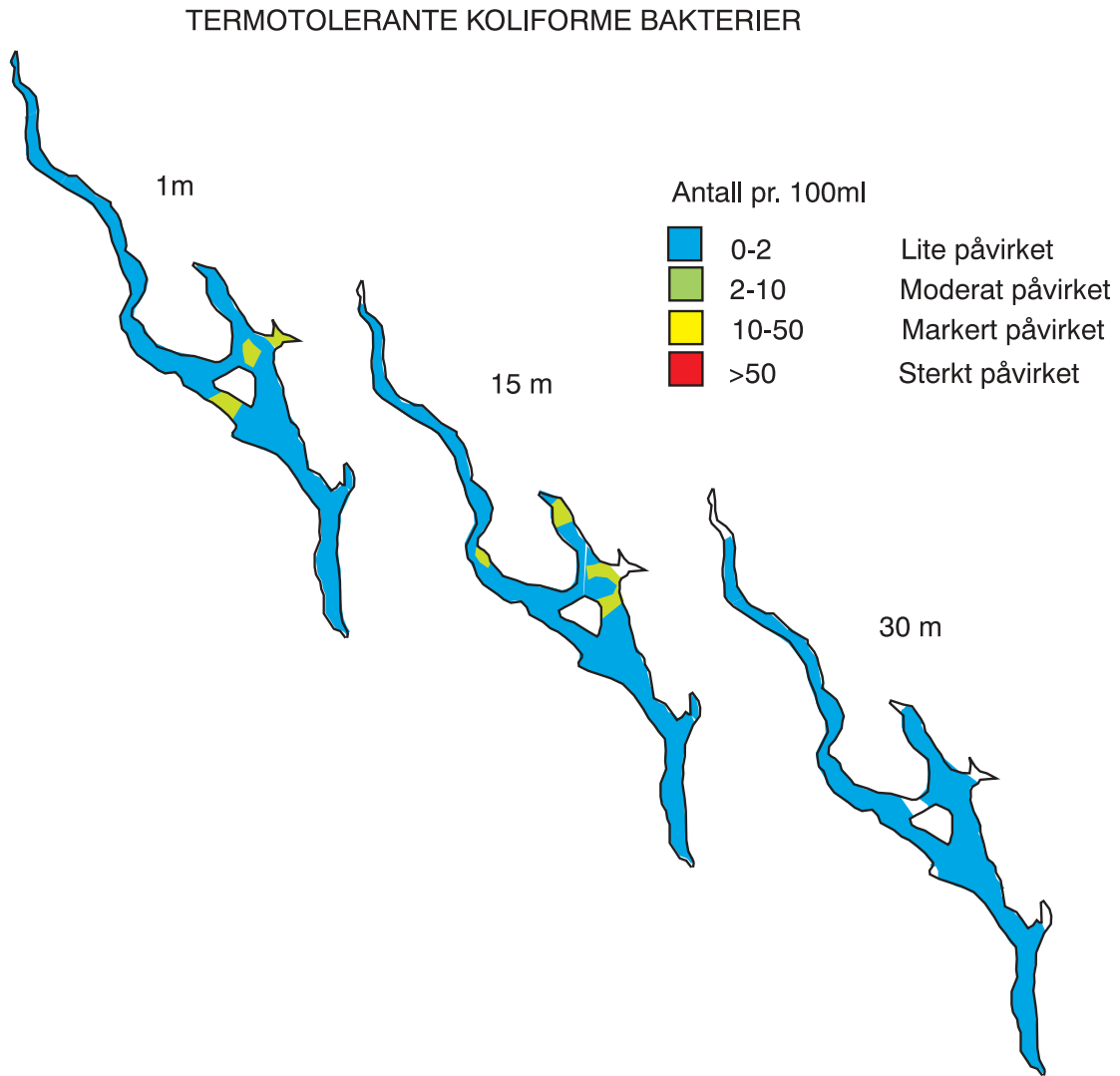
Kimtall er et mål for totalantallet bakterier som fremkommer ved bakteriedyrking og gir indikasjoner på mengden av lett nedbrytbart organisk stoff. Kimtall inkluderer også aktive og svekkede koliforme bakterier.

Ved prøvetakingstidspunktet var det øvre vannlag i Mjøsas frie vannmasser inkl. Åkersvika generelt sett lite belastet med lett nedbrytbart organisk stoff med kimtall i området 1 - 150 bakterier pr. 1 ml. Det ble bare registrert kimtall > 100 bakt./ 1 ml i to prøver. Den ene fra det øverste vannlag i Furnesfjorden og den andre fra Åkersvika. Samtlige prøver fra 15 og 30 meter hadde kimtall < 100 bakt./1 ml. Vi har tidligere ikke registrert så lavt innhold av kimtall i det øvre vannlag i Mjøsas frie vannmasser.

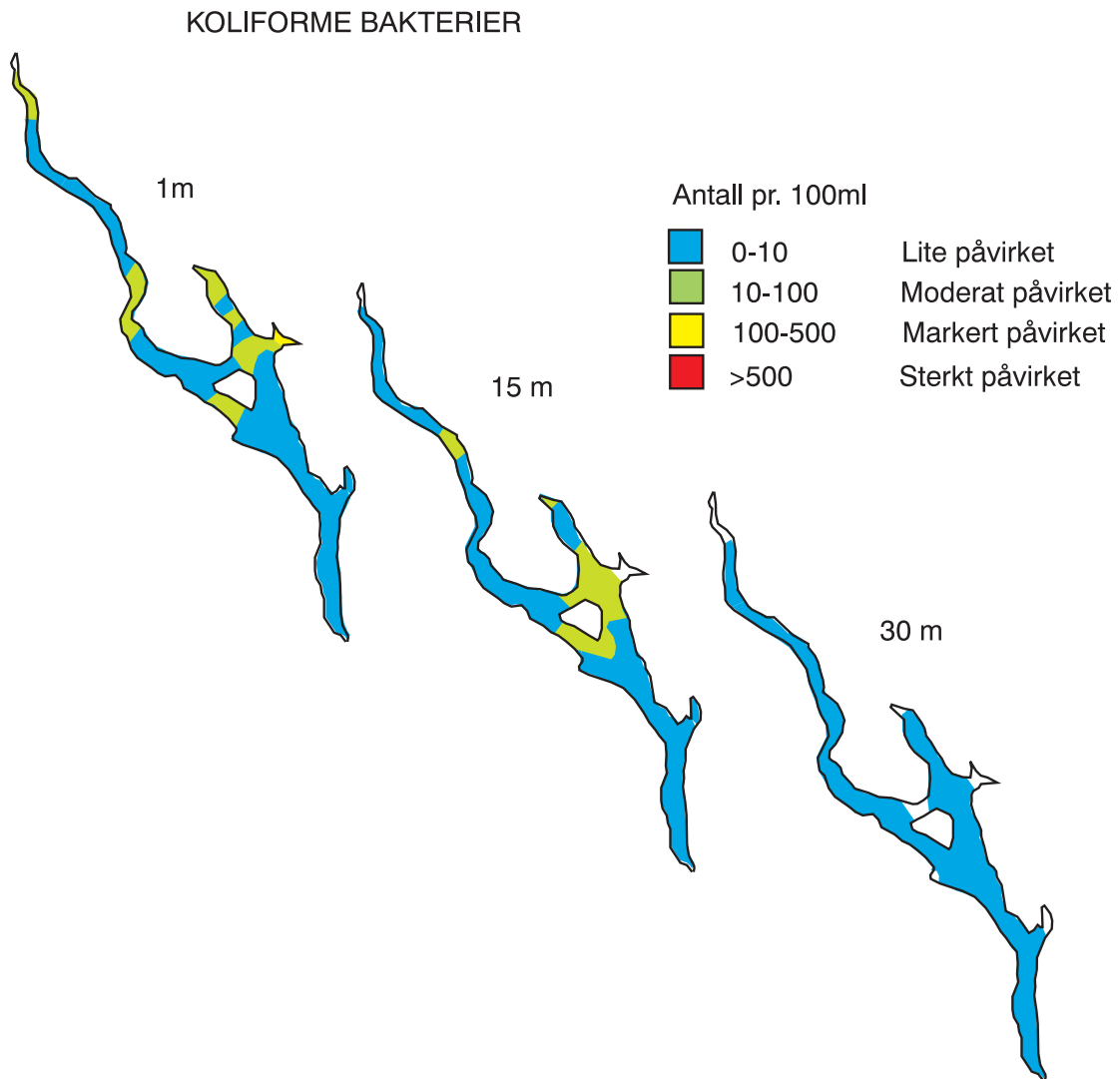
Som også tidligere undersøkelser har vist var det i de områdene i Mjøsa (inkl. Åkersvika) som ligger i tilknytning til større tettsteder, som var mest påvirket av fersk fekal forurensning og lett nedbrytbart organisk stoff. De kontinuerlige utslippene fra rensesanleggene samt særlig

tilførsel av urensset kloakk via lekkasjer og overløpsdrift i de kommunale avløpssystemene står her sentralt. I tilrennende elver og bekker har særlig akuttutslipp fra gjødselkjellere men også lekkasje fra separate kloakkanlegg i spredt bebyggelse, dyrestaller, frittliggende deponier med husdyrgjødsel og uteforingsplasser betydning. Gjødselspredning kan også føre til betydelig fersk fekal forurensning om den blir foretatt i perioder med mye regn. Videre vil også utslipp av råkloakk fra Skibladner samt eventuelt også fra andre båter kunna ha en viss betydelse.

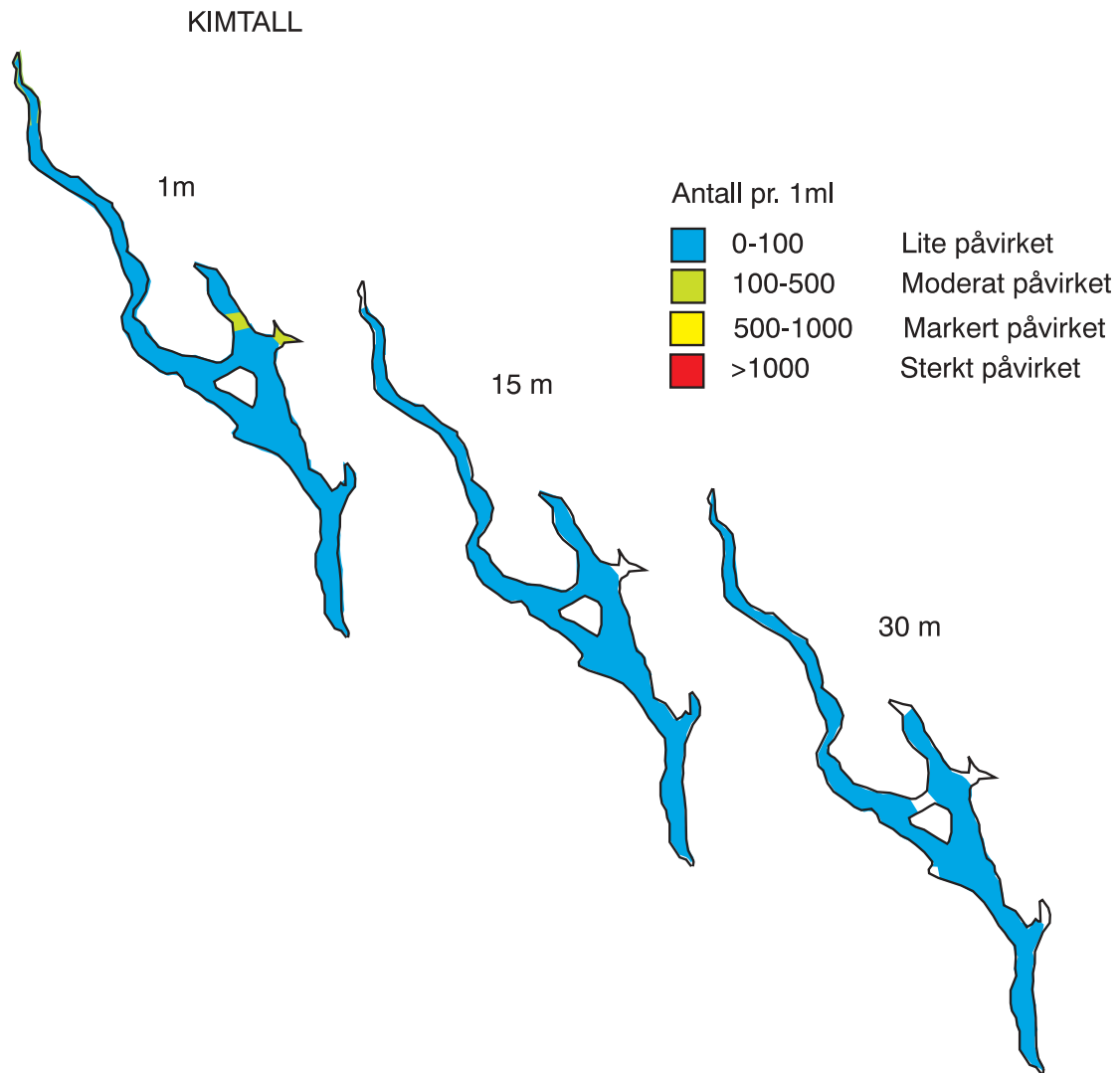
De hygienisk/bakteriologiske forholdene har blitt klart bedre enn de var i tiden før Mjøsaksjonen da det meste av kloakken gikk urensset ut i innsjøen. Større utslipp av urensset kloakk vil likevel raskt kunne gi en markert økning av mengden tarmbakterier. Bakterieinnholdet vil likevel raskt bli redusert etter en slik episode. Det er særlig i perioder med stor tilførsel av vann til de kommunale kloakkanleggene at det blir økt overløpsdrift, og Mjøsa blir tilført fersk fekal forurensning. Situasjonen i Mjøsa den 14. august i 1985 er et godt eksempel på dette (se Kjellberg et al. 1988).



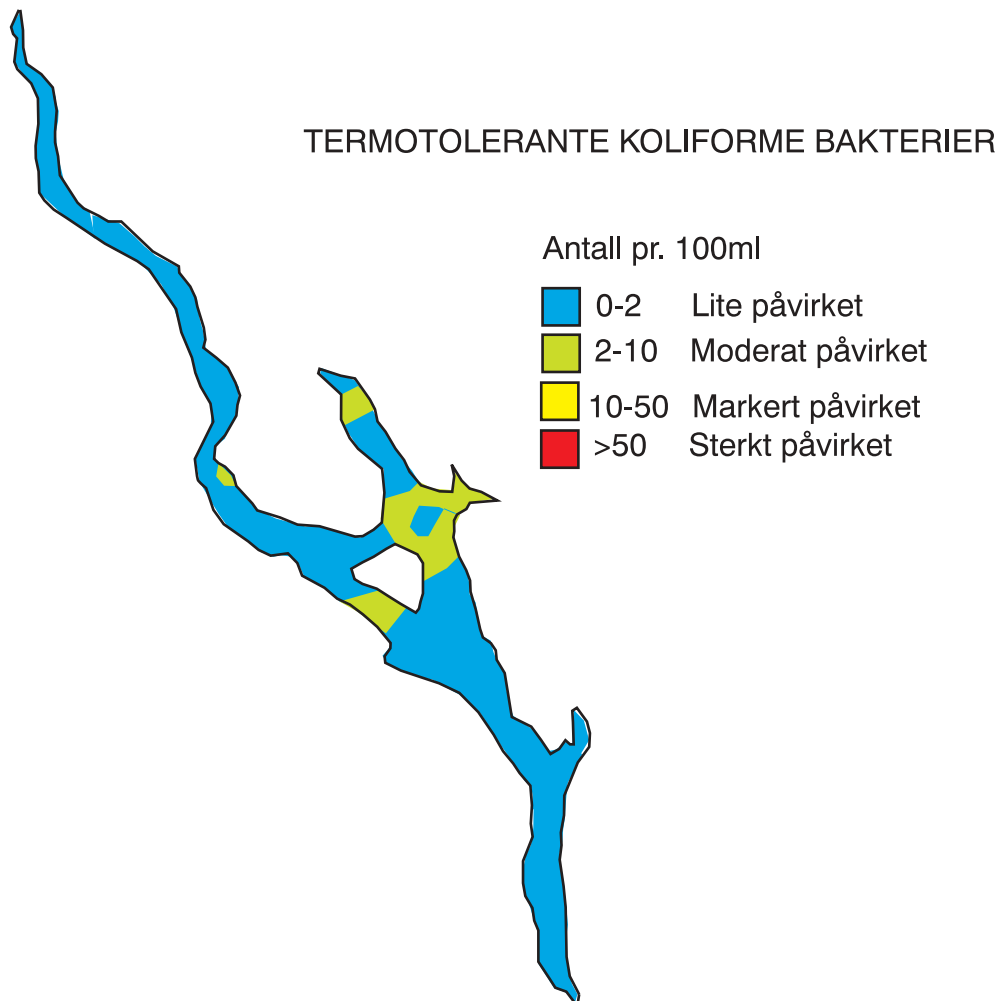
Figur 40. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier (44 °C), i Mjøsas øvre vannlag den 19. september 2002. Kriteriene for vurdering av påvirkningsgrad er tilpasset Mjøsa.



Figur 41. Forekomst av koliforme bakterier (37 °C. K.B.) i Mjøsas øvre vannlag den 19. september 2002. Kriteriene for vurdering av påvirkningsgrad er tilpasset Mjøsa.



Figur 42. Forekomst av kimtall ("totalantall bakterier" (22 °C)) i Mjøsas øvre vannlag den 19. september 2002. Kriteriene for vurdering av påvirkningsgrad er tilpasset Mjøsa.



Figur 43. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas øvre vannlag vurdert på bakgrunn av resultater fra tre ulike dyp (0,5, 15 og 30 meter) den 19. september 2002. Kriteriene for vurdering av påvirkningsgrad er tilpasset Mjøsa.

Kimtall ved st. Kise og st. Furnesfjorden.

Prøvene er tatt ut som blandprøver fra sjiktet 0 - 10 meter. Rådata er gitt i tabell IV i vedlegg B.

Ved st. Kise registrerte vi i vegetasjonsperioden 2002 kimtall i området 54 - 890 bakterier pr. 1 ml. Størst forekomst var det i oktober.

I Furnesfjorden ble det i samme tidsperiode registrert kimtall i området 80 - 410 bakterier pr. ml, og her var det størst forekomst i september.

Generelt vurdert så var Mjøsa ved st. Kise lite til markert påvirket av kimtall mens Furnesfjorden var lite til moderat påvirket. Vi har da brukt de vurderingskriterier som er gitt i figur 42.

3.2 Tilløpselver

3.2.1 Hydrologiske forhold

I 2001 og 2002 ble Mjøsa tilført ca. 9860 respektive 9612 mill. m³ vann fra tilløpende elver og bekker. Det var større tilførsel fra det lokale nedbørfelt i 2001 jevnført med forholdene i 2002. Årlig avrenning fra innsjøen var i 2001 og 2002 på ca. 11977 respektive 11034 mill. m³ hvilket tilsvarte en årlig middelvannføring på 379,9 respektive 349,9 m³/sek. Avrenningen i 2001 var ca. 20 % over normalen, og i 2002 var avrenningen ca. 10 % over normalen.

Relativt stor vanntilførsel fra Gudbrandsdalslågen og de lokale elvene på forsommeren i de to årene bidro i vesentlig grad til dette. I 2002 var det også relativt stor vannføring i Gudbrandsdalslågen på ettersommeren i forbindelse med varmt vær og stor breavsmelting. I begge årene var det jevnt avtagende vannføring i tilløpende vassdrag utover høsten uten noen store høstflommer.

2001

Totalt ble Mjøsa i 2001 tilført 8012 mill. m³ vann fra Gudbrandsdalslågen tilsvarende en midlere vannføring på ca. 254 m³/sek. Dette var tilnærmet et normalår og tilsvarte 81 % av den totale vanntilførselen til Mjøsa dette år. Ca. 63 % av vannet kom i perioden juni - oktober da innsjøen var termisk lagdelt. Største vannføring var det i "Lågen" fra mai til midten av juli. Maksimal vannføring på 941,8 m³/sek ble registrert den 23. juni. Vannføring > 400 m³/sek. var vanlig i mesteparten av vegetasjonsperioden. Det var bare i slutten av august og utover høsten det var en lengre periode med vannføring rundt 200 m³/sek.

2002

Totalt ble Mjøsa i 2002 tilført 8173 mill. m³ vann fra Gudbrandsdalslågen tilsvarende en midlere vannføring på ca. 259 m³/sek. Dette var 2 % mer tilførsel av vann enn i et normalår og tilsvarte 85 % av den totale vanntilførselen til Mjøsa dette året. Ca. 58 % av vannet kom i perioden juni - oktober da innsjøen var termisk lagdelt. Største vannføring var det i "Lågen" fra slutten av mai til slutten av juni. Maksimal vannføring på 1279 m³/sek ble registrert den 25. mai. Vannføring > 400 m³/sek. vanlig i mesteparten av vegetasjonsperioden. Det var bare i slutten av august og utover høsten det var en lengre periode med vannføring i området 300 - 100 m³/sek.

De mindre elvene som drenerer nærområdene hadde både i 2001 og 2002 en markert vårflom som bidro til stor vannføring i april og mai. Videre var det flere mindre flomtilfeller i sommerperioden samt en markert høstflom i oktober i 2001.

Nedbørfordelingen og vannføringsregimet i 2001 og 2002 førte til økt forurensningstilførsel og arealavrenning fra nærområdene i vårflommen og på forsommeren. Videre var det økt tilførsel av uttransport av erosjonsmateriale samt overløpsdrift i de kommunale avløpsanlegg i forbindelse med kortere flomtilfeller på sensommeren og i 2001 også utover høsten.

3.2.2 Næringssaltkonsentrasjoner og næringssalttransport

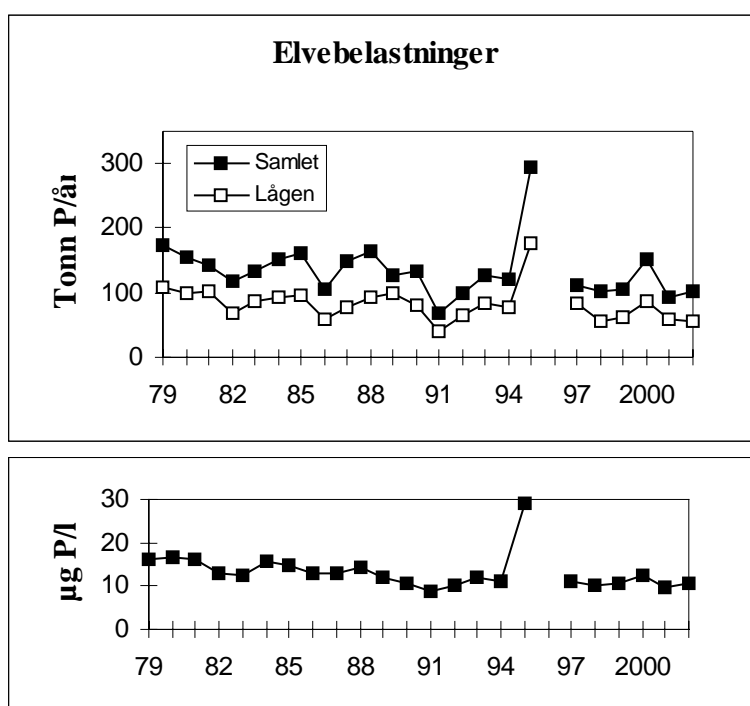
Rådata over målte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen samt vannføringsdata i 2001 er gitt i NIVA-rapp. løpenr. 4527-2003 (Kjellberg 2003). For 2002 er rådata stilt sammen i tabeller for hver elv i vedlegg D bak i rapporten. Beregnet stofftransport og volumveide middelverdier pr. måned og år er også gitt for hver elv i tabellene. Resultatene er framstilt i figurene 44 - 48 sammen med resultatene fra tidligere år (perioden 1979 - 2002).

Transport av fosfor og nitrogen

Elvetransporten av fosfor og nitrogen i tilløpselvene til Mjøsa varierer først og fremst i takt med vannføringen og i flomperioder er det derfor stor transport av næringsalter. Årstiden har også en viss betydning da arealavrenningen og transport av jordpartikler som regel er størst

når mye dyrket mark ligger bar vår og høst. Lavest transport av næringsalter er det på vinteren som resultat av begrenset arealavrenning og lav vannføring. Størst årlig tilførsel (som regel > 50 %) av fosfor og nitrogen til Mjøsa kommer via Gudbrandsdalslågen, som herved får stor innflytelse, og i stor grad også ”styrer” de årlige konsentrasjonsvariasjoner i Mjøsa særlig når det gjelder nitrogen. Dette gjelder særlig i sommerperioden når de lokale elvene som regel har lange perioder med lav vannføring og liten stofftransport. Gudbrandsdalslågen har derfor stor betydning for den økologiske status i Mjøsa, og da særlig i den nordre del av innsjøen dvs. Mjøsa nord for Gjøvik.

I 2001 og 2002 var det moderat transport av næringsalter ut i Mjøsa fra Gudbrandsdalslågen og fra de lokale vassdragene som Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva (se fig. 44, 45 og 46). Jevnt stor vanntilførsel i det meste av sommerperioden i ”Lågen” og lav vannføring i de lokale elver og bekker seinsommer og høst var hovedårsaken til dette. Mest fosfor kom det i mai i forbindelse med vårflommen, mens det foruten i vårflommen også var stor fosfortransport i Lena i juli 2002.



Figur 44. Samlet årlig elvetransport av fosfor til Mjøsa fra de 6 viktigste elvene, samt beregnet årlig middelkonsentrasjon av fosfor på bakgrunn av samlet elvetransport i perioden 1979 - 2002.

I ”Lågen” var det størst transport av nitrogen i vårflommen i mai, men det kom også mye nitrogen i juni, juli og august i forbindelse med stor transport av breslam. I de mindre elvene var det størst transport av nitrogen i april og mai i forbindelse med den første våravsmeltingen.

Samlet årlig elvetransport av fosfor og nitrogen til Mjøsa fra Gudbrandsdalslågen, Gausa, Lena, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva ble i 2001 beregnet til 88 respektive 2817 tonn og i 2002 til 97 respektive 3130 tonn. Gudbrandsdalslågen svarte i 2001 for 66 % av elvetransporten av fosfor og 58 % av elvetransporten av nitrogen. I 2002 svarte ”Lågen” for 59 % av elvetransporten av fosfor og 61 % av elvetransporten av nitrogen. Total elvetransport (dvs. transporten fra samtlige tilløpselver og tilløpsbekker) av næringsalter til Mjøsa i 2001 og 2002 er estimert til 94 respektive 103 tonn fosfor og 3014 respektive 3349 tonn nitrogen.

I figur 48 har vi vurdert tilstand i de 6 elver på bagrunn av årlig arealspesifikk transport (kg per hektar og år) av fosfor og nitrogen. Vurderingsgrunnlaget her hentet fra Naturvårdsverket i Sverige (SNV-Rapport 4913).

Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen

I Gudbrandsdalslågen varierte konsentrasjonen av fosfor i 2001 og 2002 i området fra 2,5 - 15,3 respektive 1,5 - 12,8 µg tot-P/l og konsentrasjonen av nitrogen fra 117 - 472 respektive 110 - 582 µg tot-N/l. Konsentrasjonen av fosfor i "Lågen" var i perioder klart lavere enn konsentrasjonen i Mjøsa. I tillegg er "Lågen" påvirket av breslam i en stor del av vekstsesongen. Fosfor bundet til brepartikler er lite biologisk tilgjengelig (Berge & Källqvist 1988), og laboratorieforsøk med vann rikt på breslam fra Gudbrandsdalslågen har vist at dette gir reduserende effekt på algeveksten (Holtan et al. 1975). Alle disse forhold gjør at Gudbrandsdalslågen har en gunstig virkning på vannkvaliteten i Mjøsa. Elva senker til tider fosforkonsentrasjonen i innsjøen og breslammet adsorberer fosfor (gjør det lite biotilgjengelig) slik at effekten blir ekstra gunstig med hensyn til å hindre uønsket algevekst.

De lokale elvene hadde i 2001 og 2002 konsentrasjoner av fosfor som varierte i området 2 - 252 respektive 1,5 - 483 µg tot-P/l. Høyest konsentrasjon ble registrert i Lena i 2002 i forbindelse med en flomepisode i juli. Konsentrasjonene av nitrogen varierte i området 261 - 4449 respektive 411 - 5720 µg tot-N/l med de laveste konsentrasjoner i Gausa og de høyeste i Lena. Høyest konsentrasjon var det i begynnelsen av vårflommen, samt i perioder med økt vannføring utover sommeren. Variasjonsbredde og årlig volumveid middelkonsentrasjon for de enkelte elvene er vist i tabell 13.

Middelkonsentrasjonen av fosfor i samlet elvetilførsel for 2001 og 2002 er beregnet til 9,5 respektive 10,7 mg tot. P/m³. Hovedårsaken til den relativt sett lave konsentrasjonen i de to år var jevnt over lave fosforkonsentrasjoner i "Lågen". Det var bare i forbindelse med vårflommen i mai vi i "Lågen" registrerte konsentrasjoner klart høyere enn 10 µg tot-P/l.

Hunnselva, Lena, Svartelva og Flagstadelva var mest forurenset av næringssalter av de lokale elvene med volumveid årsmiddelkonsentrasjon av fosfor i 2001 og 2002 på henholdsvis 34, 38, 39 og 31 respektive 84, 133, 41 og 45 µg tot-P/l. Gausa kan betegnes som moderat forurenset (14,4 respektive 11,3 µg tot-P/l), og Lågen som lite forurenset (7,2 respektive 7,0 µg tot-P/l). Høye vol. veide årsmiddelverdier av nitrogen ble registrert i Lena, Flagstadelva, Svartelva og Hunnselva med konsentrasjoner på henholdsvis 2357, 1411, 1170 og 1225 respektive 3151, 1763, 1605 og 1690 µg tot-N/l. Lena, Svartelva og Flakstadelva er de elvene som har størst andel dyrket mark (> 20 %) i sine nedbørfelt. Gausa hadde også relativt høy konsentrasjon (510 respektive 865 µg tot-N/l), mens konsentrasjonen i Gudbrandsdalslågen var lav med en verdi på 203 respektive 232 µg tot-N/l. Vannet fra Gudbrandsdalslågen har derfor enn klart fortynnende effekt på nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa, mens de lokale tilløpselvene i hovedsak bidrar til økt konsentrasjon av nitrogen, og da særlig de elver og bekker som drenerer større jordbruksområder.

Tabell 13. Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i de 6 største tilløpselvene til Mjøsa i 2001 og 2002.

FOSFOR I 2001

Elv	Nedbørfelt km ²	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon µg tot-P/l	Variasjonsbredde µg tot-P/l
Gudbrandsdalslågen	11 439	7	2,5 – 15,3
Gausa	934	14	2,6 – 65,7
Svartelva	489	39	12,2 – 142,4
Hunnselva	378	34	11,0 – 78,0
Lena	292	38	2,0 – 204,0

Flakstadelva	177	31	8,0 – 252,0
--------------	-----	----	-------------

NITROGEN I 2001

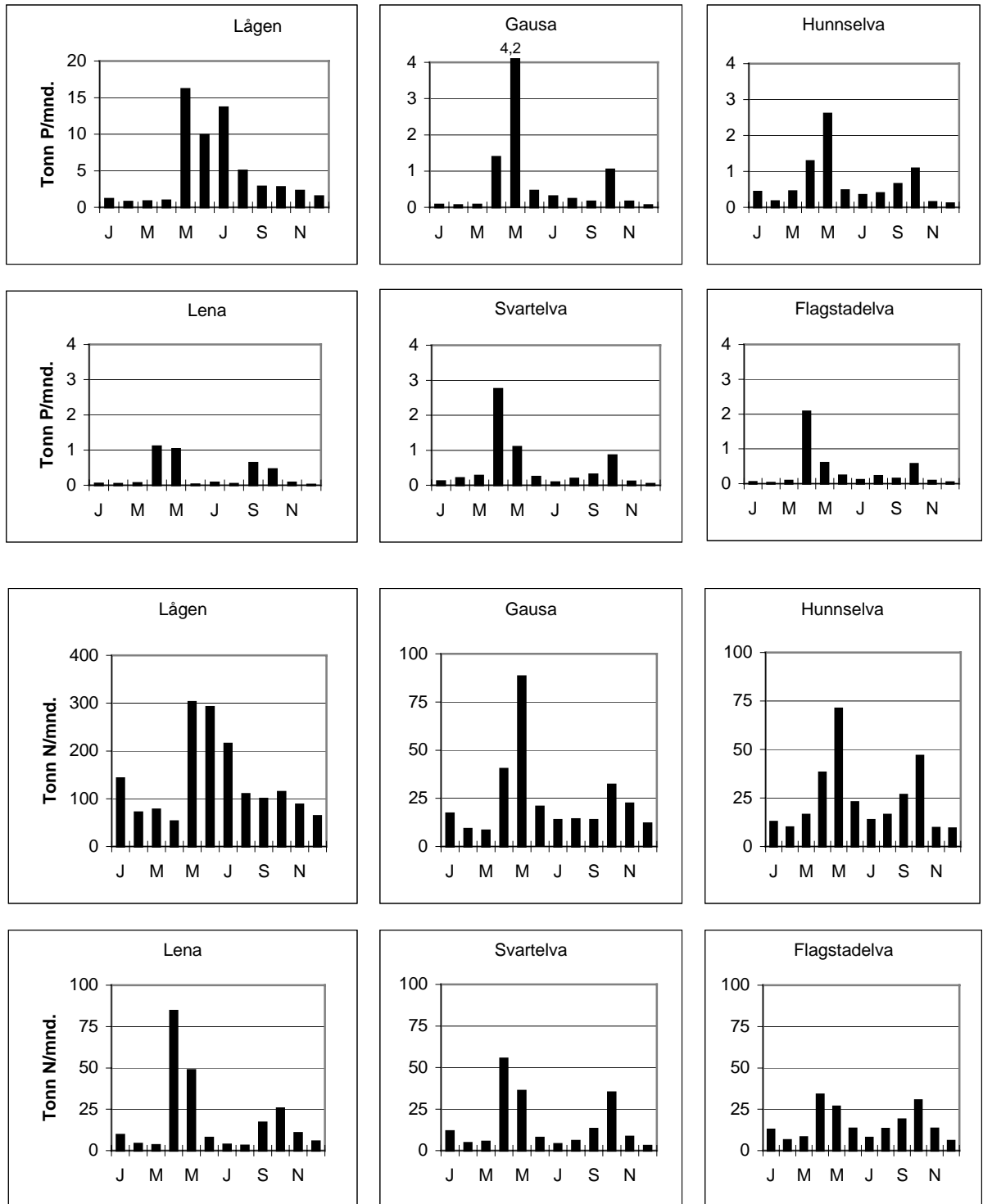
Elv	Nedbørfelt km ²	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon µg tot-N/l	Variasjonsbredde µg tot-N/l
Gudbrandsdalslågen	11 439	203	117 - 472
Gausa	934	510	261 - 1640
Svartelva	489	1170	682 - 2300
Hunnselva	378	1225	877 - 2287
Lena	292	2357	1118 - 4449
Flakstadelva	177	1411	739 - 3726

FOSFOR I 2002

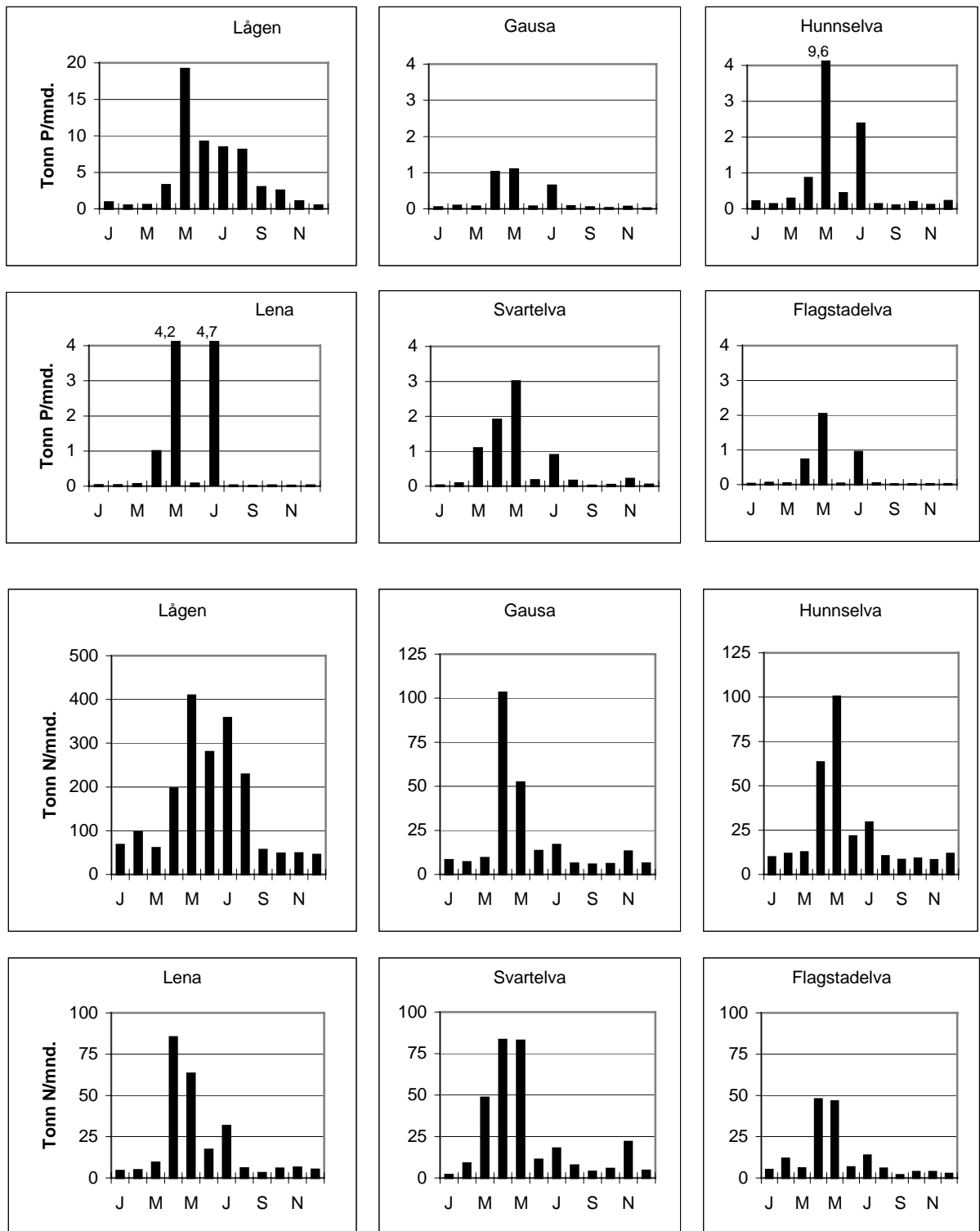
Elv	Nedbørfelt km ²	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon µg tot-P/l	Variasjonsbredde µg tot-P/l
Gudbrandsdalslågen	11 439	7	1,5 – 12,8
Gausa	934	11	1,5 – 47,6
Svartelva	489	41	1,5 - 123
Hunnselva	378	84	13,0 - 322
Lena	292	133	4,0 - 483
Flakstadelva	177	45	4,9 - 130

NITROGEN I 2002

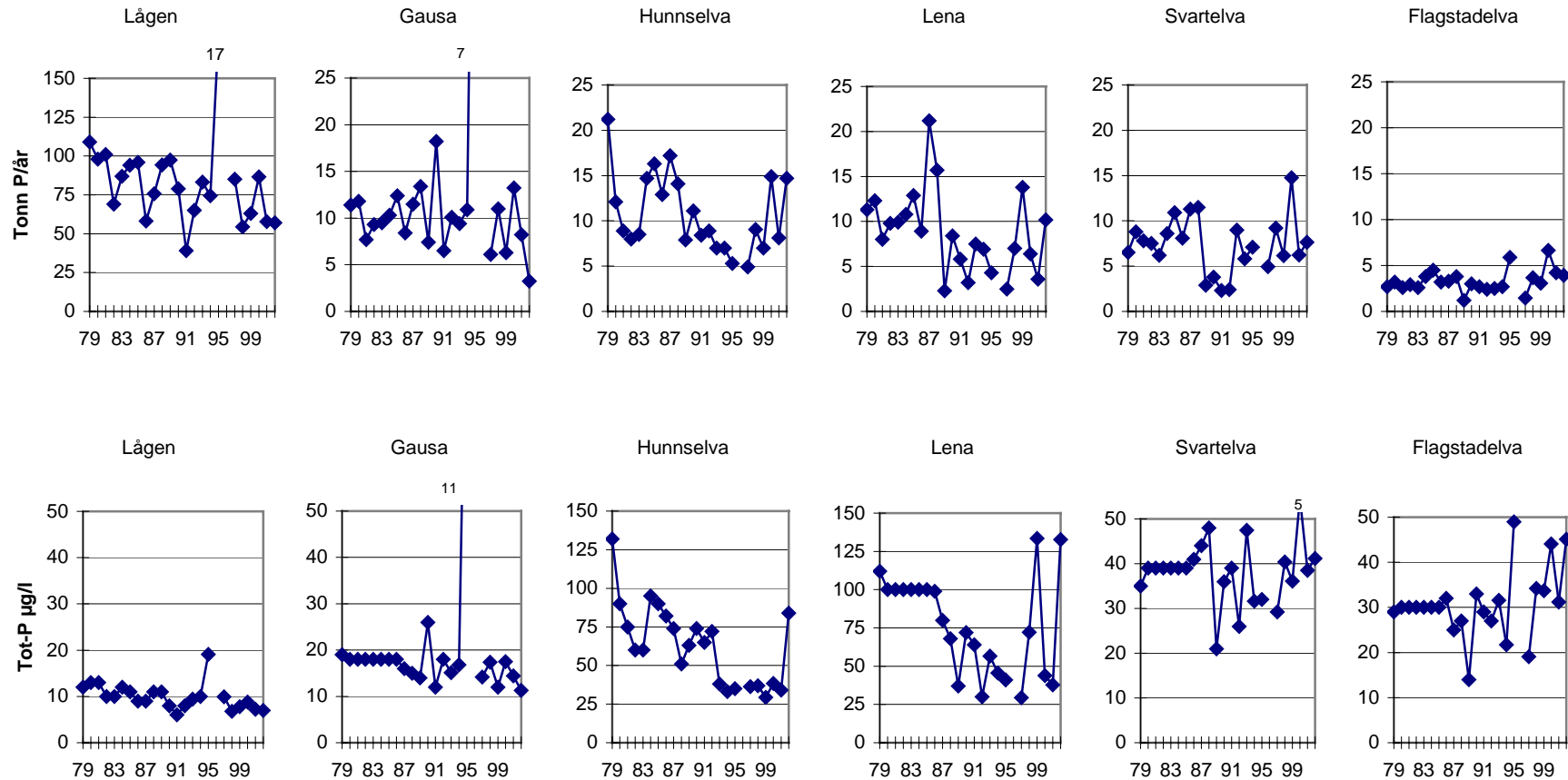
Elv	Nedbørfelt km ²	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon µg tot-N/l	Variasjonsbredde µg tot-N/l
Gudbrandsdalslågen	11 439	232	110 - 582
Gausa	934	865	411 - 2350
Svartelva	489	1605	751 - 3230
Hunnselva	378	1690	933 - 2880
Lena	292	3151	1483 - 5720
Flakstadelva	177	1763	602 - 2960



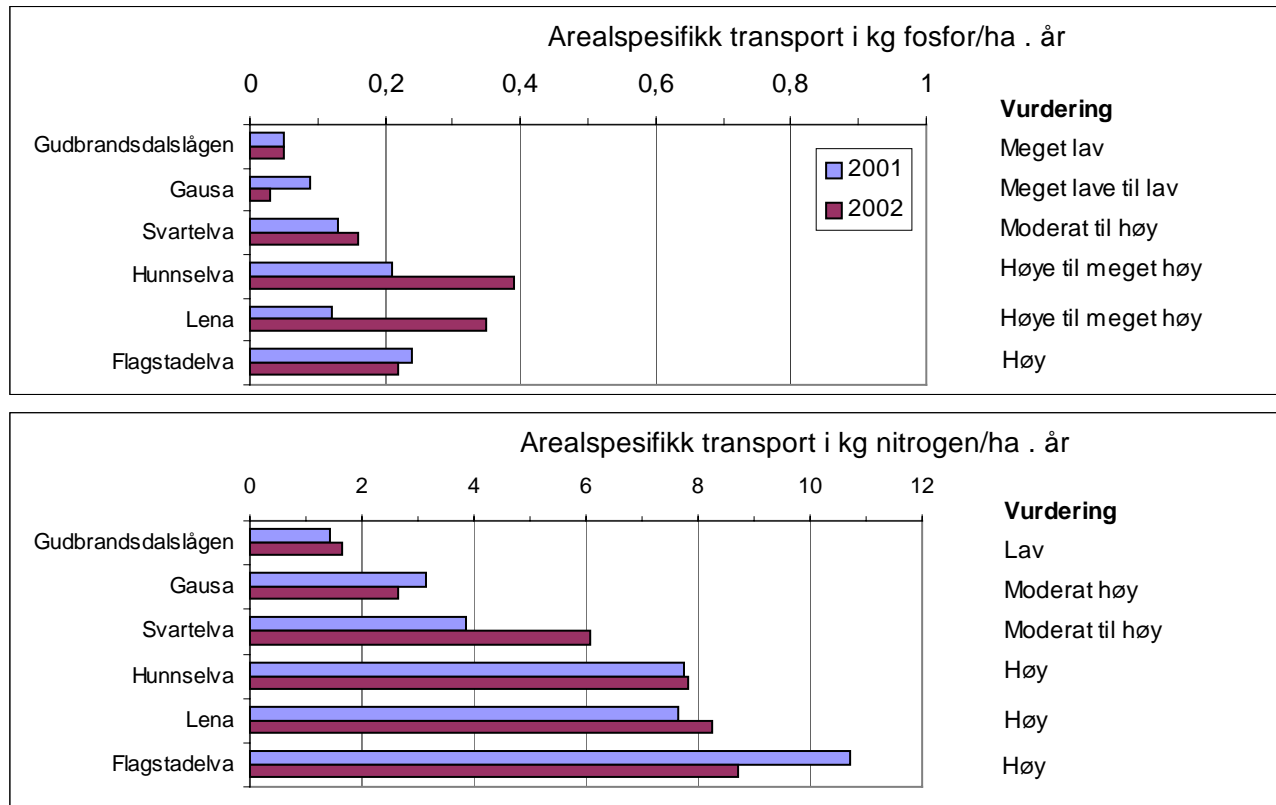
Figur 45. Månedstransport av total fosfor og total nitrogen i Mjøsas 6 største tilløpselver i 2001



Figur 46. Månedstransport av total fosfor og total nitrogen i Mjøsas 6 største tilløpselver i 2002



Figur 47. Årlig transport av fosfor samt volumveid midlere årskonsentrasjon av total fosfor i de 6 største tilløpselvene til Mjøsa i 1979-2002. Verdiene for Gausa, Svartelva, Flagstadelva fra 1980 t.o.m. 1985 er estimert. Dette gjelder også for perioden 1981 t.o.m. 1985 i Lena, årene 1980 og 1981 i Hunnselva og år 1982 i Gudbrandsdalslågen (Rognerud 1988).



Figur 48. Tilstand i de 6 største tilløpselvene til Mjøsa vurdert ut fra arealspesifikk transport av fosfor og nitrogen i 2001 og 2002. Vurderinger av transport er foretatt etter kriterier gitt av Naturvårdsverket i Sverige (Rapport 4913)

3.2.3 Biologiske feltobservasjoner i Gausa

Det har hittil ikke blitt utført biologiske feltobservasjoner som omfatter hele Gausavassdraget. I august 1990 ble det foretatt undersøkelser av begroingsorganismer ved fem lokaliteter i Gausas nedre del (Kjellberg og Romstad 1991) og videre ble det foretatt undersøkelser av begroingsorganismer og bunndyr i august 1976 og i oktober 1992 i Skeiselva (Holtan 1977, Kjellberg 1993). Den 12. til 14. november i 2001 ble det i forbindelse med "Mjøsprosjektet" utført biologiske feltobservasjoner langs hele vassdraget unntatt innsjøene. Resultatene fra befaringen er visualisert ved farger i figur 49 i teksten.

Vi må her også nevne at Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, har gjennomført omfattende vannkjemiske og bakteriologiske undersøkelser i nedre del av Gausa i tidsperioden 1987 - 1997. Østlandsforskning har oppsummert undersøkelsene fra vannkvalitetsovervåkingen i Gausavassdraget i perioden 1987 - 1992 (Østdahl og Taugbøl 1990). Videre har fylkesmannen også foretatt fiskeundersøkelser i det samme område i perioden 1985 - 1989 (Østdahl og Taugbøl 1990).

Beskrivelse av vassdraget

Gausa, som er ca. 55 km lang, ligger i hovedsak i Gausdal kommune, unntatt den nedre del som ligger i Lillehammer kommune og noen mindre bekker som ligger i Ringebu og Sør-Fron kommune. Elva har et nedbørfelt på ca. 925 km² og renner ut i Gudbrandsdalslågen like ved Fåberg tettsted. Jøra utgjør hovedgreinen av Gausavassdraget og bidrar med nær 80 % av årlig vanntilførsel. Elva har et fall på ca. 687 meter. Hoveddelen av nedbørfeltet (ca. 74 %) består av sammenhengende skog- og myrområder. Jordbruks- og boligområder, som i hovedsak finnes i elvas nedre del i området ved Svingvoll og Segalstad, utgjør ca. 8,5 % av nedbørfeltet. Innsjøprosenten er lav (1,1 %) men det finnes likevel et 30-tals innsjøer i vassdraget. Fjellområdene utgjør ca. 16 % av nedbørfeltet. Det bor ca. 6 000 personer i nedbørfeltet. Av disse bor ca. 3 000 i tettstedene Follebu, Segalstad, Forset og Svingvoll, resten i klyngebebyggelse og spredt. Det finnes flere hytte- og seterområder i nedbørfeltet og flest hytter og størst turistaktivitet er det ved Skeikampen. Skeikampen og tettstedene er tilknyttet offentlig kloakknett. Ellers er kloakkingen løst ved separate anlegg. F. o. m. 2003 overføres all kommunalt tilsluttet kloakk til det kommunale renseanlegget i Lillehammer unntatt kloakken som tilføres renseanlegget ved Forset. Forset blir overført i 2004.

Berggrunnen i Gausas nedbørfelt er vekslende, men domineres av basiske bergarter. I de nedre deler langs Gausa og opp til vestre Gausdal og Skeikampen dominerer Brøttumskifer/sandstein. Bergarten er basisk og rik på organisk materiale. I de høytliggende områder nord for Skeikampen består berggrunnen av hardere og mer kvartsrike mineraler. De nordvestre deler av nedbørfeltet langs Jøra har kalkstein/skifer som dominerende bergarter.

Generelt er berggrunnen dekket med tykk morene. I det vestre hoveddalføret er det større mektigheter med sand og grus. Løsmaterialet stammer fra den lokale berggrunn og er derfor relativt kalk- og næringsrik.

Gausavassdraget har således god bufferevne overfor tilførsel av surt vann.

Nedbørfeltet til Gausa har en årlig midlere avrenning på 12,2 l/s km² hvilket tilsvarer en total årlig avrenning på 440 mill. m³. Midlere årlig vannføring er beregnet til ca. 14 m³/s ved utløpet til Gudbrandsdalslågen. Karakteristisk for vannføringen er en flomtopp i mai i forbindelse med snøsmelting i fjellet samt mindre topper i nedbørrike perioder på sommeren og høsten. I tørrværsperioder om sommeren er vannføringen lav, men hovedelvene (Gausa, Jøra, Augga og Vesleelva) og de større sidevassdragene går aldri tørre. I lengre tørkeperioder kan vannføringen gå ned til ca. 2 m³/s i elvas nederste del. Ved snøsmelting og i nedbørrike

perioder stiger vannføringen betraktelig og vassdraget har tydelig flomkarakter, dvs. at vannføringen endres svært raskt.

Gausavassdraget er et varig verna vassdrag med mange brukerinteresser og brukerkonflikter. De viktigste brukerinteressene er rekreasjon, fritidsfiske, kraftproduksjon og uttak av vann til jordvanning. Vassdraget benyttes videre som resipient for diffuse kilder, renseanlegget ved Forset og for overløpsdrift i det kommunale kloakksystemet. Elva er reproduksjonslokalitet for mjøsørret og mjøsharr og har dessuten lokale fiskestammer bl.a. flere lokale røye- og ørretstammer knyttet til innsjøene på fjellet. Mjøsørreten kan bruke en stor del av vassdraget og Gausa er en av de viktigste gyteelvene for den storvokste mjøsørreten. Det tas regelmessig gytefisk på opptil 7 kg, og mjøsørreten kan vandre mer enn 30 km oppstrøms i vassdraget (Østdahl og Taugbøl 1990). Årlig naturgitt "smoltproduksjon" av mjøsørret i Gausa/Lågen har vi beregnet til ca. 10 000 individer. Den lokale fiskeforening setter årlig ut ørretunger i deler av vassdraget og det er bygget et settefiskanlegg og fiskevei ved Follebu bruk. Videre har det blitt utført biotopforbedrende tiltak i deler av hovedvassdraget. Flere av disse tiltakene har likevel blitt rasert av flommer. Foruten harr og ørret så finnes det også steinulke og ørekyte i vassdraget.

Potensielle forurensningskilder

Lokalbetiget forurensning

Potensielle forurensningskilder av lokal art er utsig av boligkloakk og gråvann fra overløpsdrift og lekkasjer i de kommunale avløpsanleggene samt fra lekkasjer i separatanlegg i spredt bebyggelse, lekkasjer av oljeprodukter fra bensinstasjoner og verksteder/industribedrifter, lekkasje av diverse stoffer fra søppelplasser og barkdeponier, utsig av gråvann og lekkasjer fra kloakkdeponering i hytteområder, utsig av melk og vaskemidler fra melkerom og meieri, utsig av silopressaft fra siloer, utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, frittliggende deponier med husdyrgjødsel, avrenning (partikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelsrester) fra dyrket mark samt avrenning fra veier (partikler, oljerester og div. miljøgifter).

Langtransportert forurensning

Forekomst av biotilgjengelige og persistente miljøgifter med langtidseffekter som enkelte tungmetaller (særlig kvikksølv) og organiske mikroforurensninger er ikke undersøkt. Vi anser likevel ikke dette som noe direkte problem i Gausavassdraget. Innhold av metyl-kvikksølv i eldre fiskespisende røye og ørret kan imidlertid være så høyt at det bør undersøkes.

Gausavassdraget er ikke negativt påvirket av tilførsel av surt vann og det foreligger ikke noe behov for kalking.

Miljøkvalitetstilstand

Gausavassdragets hovedløp (Jøra, Augga og Vesleelva) og større tilrennende bekker er generelt lite eller moderat påvirket av forurensninger (Vannkvalitetsklasse I eller II) og har biologisk status i nært samsvar med forventet naturtilstand. Hovedløpene var ved befaringsstidspunktet lite (Vannkvalitetsklasse I) eller lite til moderat (Vannkvalitetsklasse I-II) påvirket av forurensninger og hadde stort sett god biologisk status. Elva var likevel moderat overgjødlet i den nederste del fra Follebu renseanlegg til utløpet i Gudbrandsdalslågen (Vannkvalitetsklasse II). Her var det bl.a. uønsket stor forekomst av den fastsittende trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. Seks små jordbruksbekker var sterkt forurenset av lett nedbrytbart organisk stoff og her var det masseforekomst av heterotrof begroing (Vannkvalitetsklasse III og IV). Trolig årsak til dette var utslipp av husdyrgjødsel.

Tar vi utgangspunkt i den kunnskap som foreligger kan vi konkludere med følgende:

- Det foreligger ingen direkte problemer p.g.a. forsurening i Gausavassdraget og elva hadde levedyktige bestander av enkelte meget forsurningsfølsomme organismer, samt rike

bestander av moderat og litt forsuringfølsomme organismer. Det er heller ikke påvist rekrutteringsproblemer for fisk p.g.a. forsuring.

- De deler av Gausavassdraget som ligger i skog- og fjellområder der forurensningstilførselen er ubetydelig hadde rentvannskarakter, dvs. høy eller god biologisk status med flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Forholdene her tilsvarer vannkvalitetsklasse I. Rent lokalt i forbindelse med bruer og der veier går tett inntil vassdraget var det i flere bekker partikeltilførsel som forringet habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr (nedslamming).
- De deler av Gausavassdraget som berøres av hytteområder og/eller sætrer var lite påvirket av forurensninger og hadde god biologisk status som vi vurderte var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Unntak var en mindre bekk ved Skeikampen, som renner ned i Skeiselve like ved det nedlagte renseanlegget, som var påvirket av næringsalter og lettredbrytbart organisk stoff tilsvarende vannkvalitetsklasse III. Videre var utløpsbekken fra Veslesætervatnet noe overgjødslet og her var det økt forekomst av mer næringsaltkrevende fastsittende alger.
- De deler av Gausavassdraget som berøres av større jordbruksområder og boligområder var lite til moderat eller moderat overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse I-II eller II. Like nedstrøms renseanlegget ved Follebu var Gausa også litt påvirket av lettredbrytbart organisk stoff. Unntak var 6 mindre bekker i Østre Gausdal som var sterkt forurenset av bl.a. lettredbrytbart organisk stoff. Her var det masseforekomst av sopp og bakterier ("lammehaler" og lignende) og vond lukt, dvs. ikke akseptabel økologisk status (Vannkvalitetsklasse II - III). Sannsynlig årsak til denne forurensning var utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere.
- Generelt sett hadde de deler av Gausavassdraget som var lite berørt av forurensning høy biologisk status mens de deler av vassdraget som var mer berørt av forurensning fra landbruksaktiviteter og boliger hadde god eller moderat biologisk status. Unntak var noen små bekker som hadde meget dårlig dvs. ikke akseptabel biologisk status.
- Skal Gausavassdraget kunne opprettholde fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål er det viktig at tilførselen av næringsalter og partikler reduseres mest mulig. Videre må en foreta tiltak som kan redusere faren for akuttutslipp.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1990 – 2001

Sammenligner vi forurensningssituasjonen i 2001 med resultatene fra de biologiske undersøkelsene som ble utført i nedre del av Gausa i 1990 og i Skeiselve i 1992, så har det ikke skjedd noen større forandringer i nedre del av Gausa. Muligens var elvestrekningen like nedstrøms Follebu renseanlegg mer påvirket av lettredbrytbart organisk stoff i 2001 sammenlignet med forholdene i 1990. Den økologisk status i Skeiselve hadde likevel blitt betraktelig bedre. Årsaken til forbedringen i Skeiselve er at elva ikke lengre tilføres utslipp fra renseanlegget ved Skeikampen. Kloakken fra området ved Skeikampen føres nå til renseanlegget på Lillehammer.

Vurdering av resipientkapasitet og tålegrense

Generelt sett har Gausavassdraget god selvrensningsevne og tålegrensen i hovedelva var i 2001 bare overskredet på strekningen fra Follebu renseanlegg og ned til samløpet med Gudbrandsdalslågen. Her var det uønsket stor tilførsel av fosfor og til dels også av lettredbrytbart organisk stoff. Tilrennende mindre vassdrag hadde også stort sett god resipientkapasitet som resultat av at vi i sommerperioden i 2001 ikke hadde noen lengre perioder med lav vannføring. Jevnt fordelt nedbør bidro videre til at det var lite behov for jordvanning. Disse forholdene medførte at Gausavassdraget hadde unormalt stor fortynningsevne i hele sommerperioden, men vi bør nevne at enkelte strekninger i mindre

bekker, som renner gjennom jordbruksområder høyst sannsynlig vil kunne bli markert forurenset og få ikke akseptabel økologisk status i perioder med lav sommervannføring.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

De til dels omfattende forurensningsbegrensende tiltak som ble satt i verk i Gausas nedbørfelt i forbindelse med Mjøsaksjonen inkludert jordbrukstiltak også i 1987-92, må opprettholdes og i visse områder forbedres. Det må derfor kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense tilførslene av forurensninger såvel til nedre del av hovedelva som til de bekker som renner gjennom jordbruksområder.

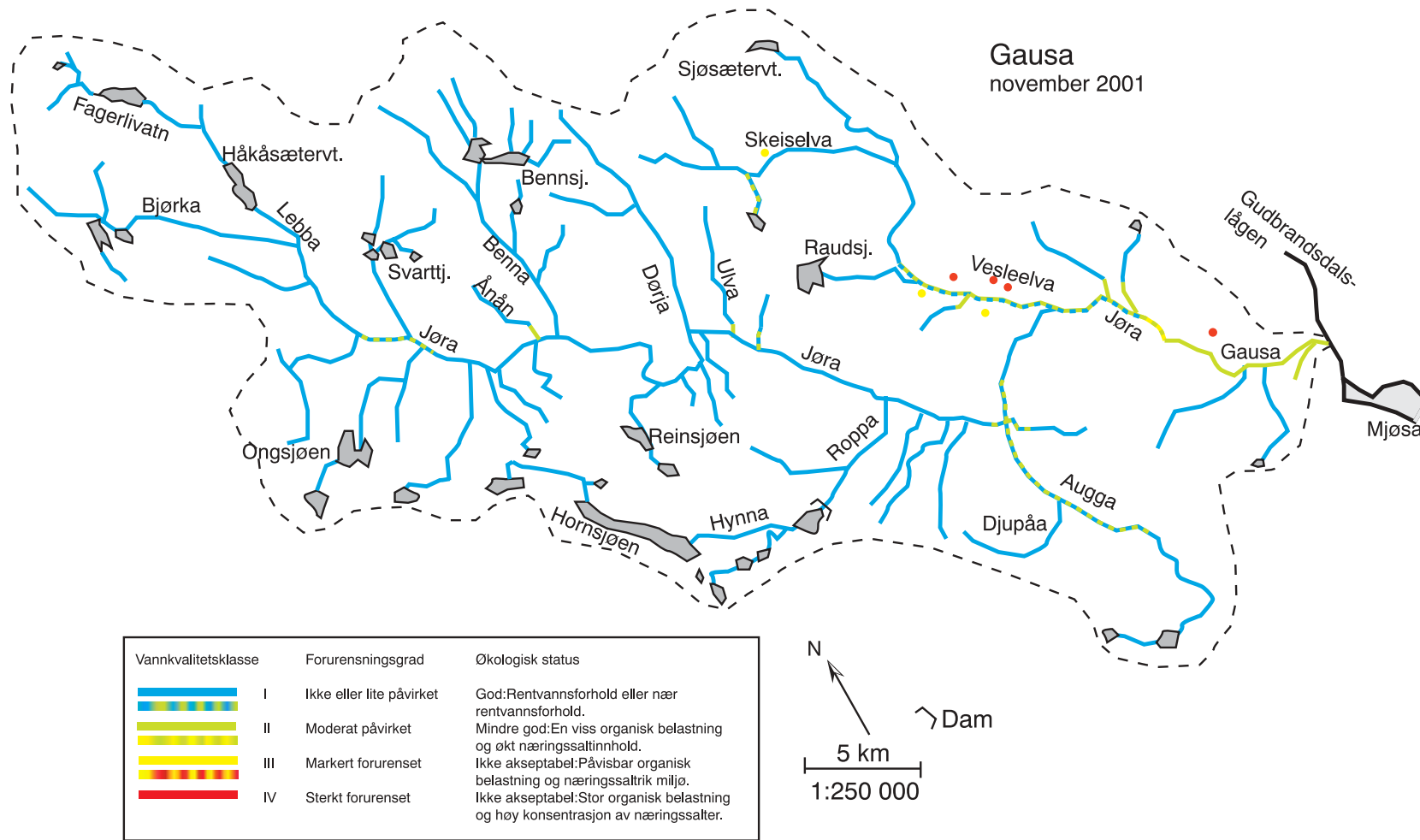
Hovedinnsatsen må settes inn mot:

- Kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra de kommunale avløpsanleggene. Eventuelle feilkoblinger må rettes opp. Det er også ønskelig å knytte flere hustander til det kommunale kloakknettet.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Her står det sannsynligvis igjen en del etter Mjøsaksjonen. Anlegg med direkte utslipp, bare slamavskiller og/eller sandfilter, bør oppgraderes til høyere standard. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner og rådgivning.
- Akutt/uhellsutslipp fra melkerom, gjødselkjellere, frittliggende deponier med husdyrgjødsel og siloanlegg. Også her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner.
- Diffus avrenning av kloakk og gråvann fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelse.

Det er også viktig med tiltak som kan redusere avrenning av næringssalter, sand og jordpartikkler fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra fiskeførende bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. Det er også ønskelig med ytterligere biotopforbedrende tiltak langs enkelte av elvestrekningene i hovedvassdraget der det har blitt foretatt tiltak for flomsikring. Videre er det viktig at kantvegetasjonen spares mest mulig. En bør undersøke om veikulverter i sidebekkene utgjør vandringshinder og om så er tilfelle bør dette utbedres.

Før øvrig vil vi vise til de forslag som tidligere er gitt av Fylkesmannen i rapport nr. 6/90. "Vannkvalitet og fisk i Gausavassdraget 1989", og ikke minst i "Vassdragsplan for Gausavassdraget". Planen er en kommunedelplan etter plan- og bygningsloven og den er vedtatt av kommunestyrene i Gausdal og Lillehammer i 1995. I dag er det Gausdal Jeger og Fiskeforening som driver fiskekultivering i Gausavassdraget.

"Vassdragsplan for Gausavassdraget" bør snarest oppjusteres, og tilpasses EU's Rammedirektiv for vannr (se Qvortrup 2000). Driftsplan for fiskestell bør tilpasses den informasjon, kunnskap og forslag til tiltak som nå foreligger i forbindelse med prosjekt "Operasjon Mjøsørret". For mer informasjon se Taugbøl (1995) og Garnås et al. (1996). Forvaltningsplanen må ha et konkretisert handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger, grunneiere og enkeltpersoner (se Qvortrup 2000).



Figur 49. Forurensningssituasjonen i Gausa i midten av november i 2001 vurdert ut fra biologiske forhold. Lokalteter som ikke er undersøkt/vurdert er markert med sort.

3.2.4 Biologiske feltobservasjoner i Moelvavassdraget

Det har tidligere blitt utført biologiske feltobservasjoner i Moelvavassdraget i 1975 (Holtan 1977) og i 2000 (Kjellberg 2001). Befaringen i 2000 omfattet bare de vassdrag som renner til innsjøen Næra. Den 28. og 29. september i 2001 ble det i forbindelse med "Mjøsprosjektet" utført biologiske feltobservasjoner langs hele vassdraget inkl. Olavstjern, Klufftjern, Ellungstjern, Langtjern (i Korta) og Rustadtjern. Resultatene fra befaringen og foreliggende resultater fra Botshaugtjern, Svarttjern, Langtjern, Erstjern og Brukstjern fra 2000 (Kjellberg 2001) har blitt brukt for å vurdere foreliggende biologiske status i Moelva-vassdraget.

Forurensningssituasjonen i Moelva-vassdraget i slutten av september i 2001 er visualisert ved farger i figur 50. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebekker er ikke angitt i figuren.

Beskrivelse av vassdraget

Moelva, som er ca. 30 km lang, har sitt utspring i Botshaugtjern i Lismarka. Elva har sitt utløp til Mjøsa ved Moelv tettsted og har et totalt fall på ca. 469 meter. Fra innsjøen Næra til Mjøsa er det et fall på 216 meter. Vassdraget ligger i sin helhet i Ringsaker kommune. Nedbørfeltet, som har et areal på ca 196 km², domineres av skog og myrområder som utgjør 86,7 % av arealet. Gran er det dominerende treslag. Vann utgjør 5,4 % og dyrket mark inkl. boligarealer 7,9 %. I vassdraget finnes innsjøen Næra, og 11 tjern (se figur 50). Skog- og myrområdene fører til humusrik avrenning som er med på å farge vannet i vassdraget brunt av utløste humusforbindelser.

Vassdraget har fra naturens side klar flomkarakter med en markert vårflom og regnflommer utover høsten med store og raske forandringer i vannføringen. Gjennomsnittlig årlig vannføring er ca. 2,4 m³/s, og spesifikk avrenning i området er fra ca 10 til 14 l/s km².

Moelva har gjennom lang tid vært utnyttet til kraftproduksjon. Moelv kraftverk ligger i den midtre del av selve Moelva ca. 2,5 km ovenfor Moelv tettsted. Innsjøen Næra blir brukt som reguleringsmagasin. Næra er regulert med en reguleringshøyde på 3 meter. Energiproduksjon er derfor en betydelig brukerinteresse i vassdraget. Videre blir vassdraget brukt til rekreasjon, fritidsfiske og som vannkilde til jordvanning. Det finnes ca. 40 hytter ved Næra. I vassdraget finnes kreps, bekkeniøye, ferskvannsulke, lokale ørretstammer, abbor, gjedde, krøkle og ørekyte. Fiske etter gjedde og abbor i Næra er av størst betydning og innsjøen er en meget populær isfiske lokalitet. Videre bruker mjøsharren og mjøsørreten nedre del av elva som rekrutteringslokalitet. Naturlig årlig "smolt"-produksjon av mjøsørret har vi beregnet til 400 - 500 individer.

Moelva-vassdraget ligger i et berggrunnsgeologisk variert område, i grensesonen mellom det store sandsteinfeltet av Brøttumsformasjonen i nord og kambrosilurfeltet i Mjøsområdet i sør. Berggrunnsgeologisk er det stedvis stor variasjon over korte avstander. Berggrunnen varierer fra lettforvitrelig og næringsrik kalkstein og skifer til mer tyngre forvitrelig kiselholdig sandstein.

Løsavsetninger består av bunnmorene, mens langs vassdraget er det stedvis betydelige mektigheter av glaci-fluviale sand- og grusavsetninger.

De geologiske forhold gjør at Moelva-vassdraget er relativt næringsrikt og har stort sett god bufferevne overfor tilførsel av surt vann.

I den øvre delen av nedbørfeltet dvs. i nedbørfeltet til Næra bor det ca. 700 personer, og størst bosetting og menneskelig aktivitet er det her i områdets nordvestre del. Det er i hovedsak spredt bosetting i området, men i Åsmarka er det et mindre boligområde med skole som kan

betegnes som et minitettsted. Her er det et nybygget kommunalt renseanlegg. Det er også kommunalt renseanlegg i Lismarka. Forøvrig er de sanitære forhold løst med separatanlegg som bl.a. septiktanker kombinert med sandfiltergrøfter. Dette gjelder også i området i øvre del av selve Moelva, mens befolkningen som bor i boligområdene langs elvas nedre del ved og i Moelv er tilknyttet det kommunale renseanlegget i Moelv. Totalt bor det ca. 7380 personer i nedbørfeltet til Moelva og av disse er nær 6 000 (81 %) tilknyttet kommunalt renseanlegg.

Potensielle forurensningskilder

Lokalbettinget forurensning

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder av lokal art er utslipp fra renseanleggene i Lismarka og Åsmarka, utsig av boligkloakk og gråvann fra overløpsdrift og lekkasjer i de kommunale avløpsanleggene samt fra lekkasjer i separatanlegg i spredt bebyggelse. Videre forurensning fra jordbruksdrift som utsig av melk og vaskemidler fra melkerom, utsig av silopressaft fra siloer, utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere og frittliggende deponier med husdyrgjødsel, utsig av urin og fekalier fra beitedyr, avrenning (jord- og siltpartikkler, næringssalter, husdyrgjødsel og rester fra sprøytemidler) fra dyrket mark. Avrenning fra veier, gårdsplasser og parkeringsplasser (partikkler, oljerester og div. miljøgifter) kan også bidra til lokal forurensning. Videre tilkommer utslipp fra Buvika sag, Ringalm. Mek. verksted og Strand Brænderi.

Langtransportert forurensning

Moelva-vassdraget har relativt sett god bufferevne mot tilførsel av surt vann og det er ikke påvist skadeeffekter av forsuring i vassdraget. Vassdraget blir derfor ikke kalket.

Forekomst av giftige, biotilgjengelige og persistente miljøgifter med langtidseffekter som enkelte tungmetaller og organiske mikroforurensninger er ikke undersøkt. Vi anser likevel ikke dette som noe direkte problem i Moelva-vassdraget. Innhold av metyl-kvikksølv i stor ørret, abbor og gjedde er sannsynligvis så høyt at det bør dokumenteres bl.a. med tanke på eventuelle lokaltilpassede kostholdsregler og markedsføring av fisket.

Miljøkvalitetstilstand

Selve Moelva (strekningen fra Næroset til Mjøsa) var ved befaringstidspunktet markert forurenset av lettnedbrytbart organisk stoff i den nederste delen. Her var det synlig heterotrof begroing ("lammehaler") og vond lukt (Vannkvalitetsklasse III). Der elva passerer tettstedet Moelv var den moderat overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse II. Hovedelva oppstrøms Moelv tettsted var lite til moderat påvirket av næringssalter og her var det på enkelte strekninger unaturlig stor forekomst av fastsittende trådformete alger (Vannkvalitetsklasse I-II).

De elver og større bekker som renner til hovedelva og innsjøen Næra var lite eller lite til moderat påvirket av forurensning tilsvarende vannkvalitetsklasse I eller I-II. Unntak var øvre del av Haugsvebekken og en bekk som renner ut i nedre del av Mysuholta. Disse var tydelig forurenset av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff tilsvarende vannkvalitetsklasse III og III-IV. Videre var nedre del av Glebekken moderat overgjødslet, og her var det stor og til dels problemskapende forekomst av trådformete grønnalger (Vannkvalitetsklasse II).

Tar vi utgangspunkt i den kunnskap som foreligger kan vi konkludere med følgende:

- Det foreligger ingen direkte forsøringsproblemer i Moelva-vassdraget og elva har levedyktige bestander av enkelte meget forsøringsfølsomme organismer (gjelder særlig selve Moelva) samt rike bestander av moderat og litt forsøringsfølsomme organismer. Det er heller ikke påvist rekrutteringsproblemer for fisk p.g.a. forsuring. Vassdraget blir ikke kalket.
- De deler av Moelva-vassdraget som ligger i skogsområder der forurensningstilførselen er liten har rentvannskaraktter, dvs. høy eller god biologisk status med flora og fauna i

samsvar med forventet naturtilstand. Forholdene her tilsvarer vannkvalitetsklasse I. Rent lokalt i forbindelse med bruer og der veier går tett inntil vassdraget er det i flere bekker partikeltilførsel som forringer habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr.

- De deler av Moelva-vassdraget som berøres av større jordbruksområder og/eller boligområder er lite til moderat eller moderat overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse I-II eller II. Her er det til tider økt forekomst av fastsittende alger som kan være til sjenanse. Videre har makrovegetasjonen økt betraktelig på enkelte lokaliteter bl.a. i Næra og i de påvirkede tjern.
- Bekker som renner gjennom jordbruksområder blir til tider påvirket av partikeltilførsel som forringer habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr.
- Til tider skjer det utslipp av lettnekbrytbart organisk stoff som bidrar til direkte forurensning som masseforekomst av sopp og bakterier ("lammehaler" og lignende) og vond lukt, dvs. ikke akseptabel økologisk status (Vannkvalitetsklasse III eller IV). Eksempel på dette var i 2001 nederste del av hovedelva samt to mindre bekker som renner til innsjøen Næra. Sannsynlig årsak til disse forurensningene var utslipp fra Strand Brænderi, utslipp fra det kommunale renseanlegget i Åsmarka samt utsig av husdyrgjødsel fra en utett gjødselkjeller.
- Skal vassdraget nå og på sikt kunne opprettholde fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål må tilførselen av næringssalter og jordpartikler reduseres. Videre er det viktig med tiltak som kan redusere faren for akuttutslipp.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1970 – 2001

Sammenligner vi forurensningssituasjonen i 2001 med forholdene som ble observert i 1975 (Holtan 1977) så har det skjedd klare forbedringer av vannkvaliteten i Moelva-vassdraget etter aksjon Mjøsa. Størst forbedring har det blitt i Mysuholta, Haugsvebekken og Korta som tidligere var de bekkene som var mest forurenset. I selve Moelva har det også blitt markerte forbedringer. Elva er nå mindre overgjødslet og belastet med lettnekbrytbart organisk stoff sammenlignet med de forhold som forelå før Mjøsaksjonen. Nederste delen av elva var da også sterkt påvirket av utslipp av halmlut fra Strand Brænderi og her var det årlige episoder med fiskedød. Vannkvaliteten i Langtjern og Erstjern har også blitt bedre. Disse tjernene er nå mindre overgjødslet sammenlignet med situasjonen før Mjøsaksjonen, da de hadde markert farget vann på grunn av til tider stor forekomst av planteplankton.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Moelva-vassdraget må opprettholdes og forbedres. Det er bl.a. behov for et nytt og bedre renseanlegg i Åsmarka. Det må derfor kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense tilførselen av forurensninger såvel til hovedelva som til de bekker som renner gjennom jordbruksområder. Hovedinnsatsen må settes inn mot:

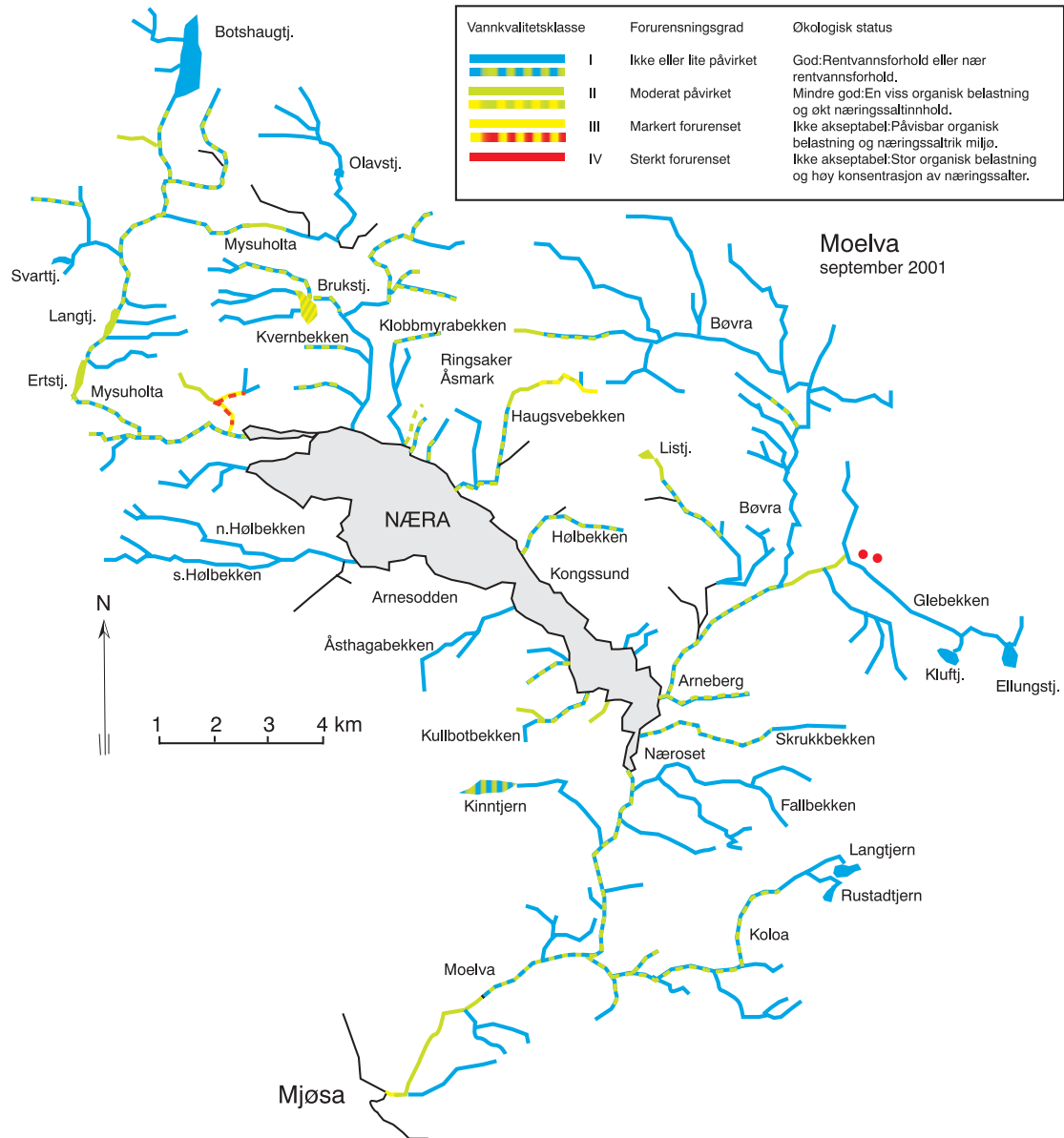
- Kloakkutslipp fra lekkasjer og overløpsdrift i de kommunale avløpsanleggene.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner, og at anlegg med direkte utslipp, bare slamavskiller og/eller sandfilter, oppgraderes til høyere standard. Videre er det ønskelig å knytte flere husstander til kommunalt nett.
- Akutt/uhellutslipp og lekkasje fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg og frittliggende deponier med husdyrgjødsel. Også her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner og rådgivning.

Det er også ønskelig med tiltak som kan redusere avrenning av næringssalter, sand og jordpartikler fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra fiskeførende

bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. Videre er det viktig at kantvegetasjonen spares mest mulig. En bør også undersøke om veikulverter utgjør hinder for fiskens frie ferdsel og om så er tilfelle må dette utbedres.

Tilførselen av næringsalter til innsjøen Næra må begrenses mest mulig da spesielt økt tilførsel av fosfor vil skape problemer med økt forekomst av cyanobakterier (se Kjellberg 1999).

Det er ønskelig at det blir utarbeidet en forvaltningsplan/vannbruksplan for Moelva-vassdraget inklusive driftsplan for fiskestell. I driftsplan for fiskestell fremlegges tiltak som kan bedre fiskemulighetene og da særlig m.h.t. rekruttering av mjøsørret (se Taugbøl 1995 og Garnås et al. 1996). Forvaltningsplanen må ha et konkretisert handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger, grunneiere/brukere og om nødvendig enkeltpersoner. Vi vil her også vise til EU's nye rammedirektiv for vann (se Qvortrup 2000). I dag er det Moelv og Omg. Jeger og Fiskeforening som driver kultiveringstiltak i elvas nedre del, mens det er Pilske Sameie som har ansvar for øvrige deler av vassdraget.



Figur 50. Forurensningssituasjonen i Moelva-vassdraget i slutten av september 2001 vurdert ut fra biologiske forhold. Vurderinger av biologisk status i Botshaugtjern, Svarttjern, Langtjern, Ertstjern og Brukstjernet bygger på undersøkelsene foretatt i disse lokaliteter i 2000. Lokaliteter som ikke er undersøkt/vurdert er markert med sort.

3.2.5 Biologiske feltobservasjoner i Hunnselva

Det har tidligere blitt utført biologiske feltobservasjoner og biologiske undersøkelser i Hunnselva i 1961 (Bergman-Paulsen 1961), i 1982 (Kjellberg 1983), i 1984 (Kjellberg og Rognerud 1985), i 1985 - 87 (Lien og Lindstrøm 1987), i 1993 (Kjellberg 1994) og i 1997 (Kjellberg 1998) og (Aagaard et al. 2002). Den 23. august samt 5. og 6. september i 2002 ble det i forbindelse med "Mjøsprosjektet" utført omfattende biologiske feltobservasjoner langs hele Hunnselva. Resultatene fra befaringen og foreliggende resultater fra Skjelbreia i 2000 (Kjellberg et al. 2001) samt fra Einavann, Elgsjøen, Skumsjøen og Eikstادتjernet i 2002 (Kjellberg in 2004) har blitt brukt for å vurdere foreliggende biologisk status i Hunnselva-vassdraget.

Forurensningssituasjonen i Hunnselva-vassdraget i begynnelsen av september i 2002 er visualisert med farger i figur 51. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebekker er ikke angitt i figuren. Lokalteter som ikke ble undersøkt eller vurdert er markert med sort.

Beskrivelse av vassdraget

Hunnselva har sitt utspring i Einavann og renner i nordlig retning gjennom Raufoss til Breiskallen, hvor den svinger østover gjennom Gjøvik by og ut i Mjøsa litt sør for fergekaia. Vassdraget er ca. 23 km langt og renner relativt rolig ned til Breiskallen. Herfra til Mjøsa (ca. 7,5 km) har elva et fall på 170 meter. Det er mange små tilløpselver og bekker til Hunnselva. Av større tilløp kan nevnes Vesleelva fra Vardal med samløp i Hunndalen og Konelstadelva som er regulert (fra Skumsjøen) med samløp ved Breiskallen.

Innenfor det 378,4 km² store nedbørfeltet er det foruten Einavann to større sjøer, Skumsjøen vest for Breiskallen og Skjelbreia vest for Eina. Sistnevnte benyttes som vannkilde for Vestre Toten kommune (Skjelbreia vannverk). Einavann, Skjelbreia og Skumsjøen er regulert ved demninger for elproduksjon. Dessuten er det bygget relativt små demninger nedover i vassdraget ved Reinsvoll, Raufoss, i Dybdalsbakken og i Gjøvik ovenfor Hunton Fiber AS. Det finnes videre 8 større og mindre tjern og overflatevann utgjør ca. 5 % av nedbørfeltet.

Hunnselva drenerer i hovedsak skog- og myrområder (ca. 77 % av nedbørfeltet), men også store jordbruksområder med spredt bosetting. Jordbruksområdene utgjør ca. 16 % av nedbørfeltet og ligger spredt langs østsiden av elva og på begge sider av Einavann. I nordre del av nedbørfeltet, langs Vesleelva, er det også flere større jordbruksområder. Videre drenerer elva tettstedene Eina, Reinsvoll, Raufoss og Hunndalen samt deler av Gjøvik by. Tettbygget areal utgjør ca. 1,5 % av nedbørfeltet. I alt bor det ca. 20 000 personer i nedbørfeltet og av disse er ca. 16 000 tilknyttet de kommunale renseanleggene. Øvrige bor spredt og har separate kloakkanlegg av varierende kvalitet.

Vassdraget er utbygget med i alt 6 elvekraftverk som langs enkelte strekninger (totalt 6,5 km) helt eller nesten helt tar bort alt vannet fra elva. Sammen med et betydelig antall vanningsanlegg til jordvanning gjør dette at vannføringen i tørkeperioder i sommerhalvåret er sterkt redusert og selvrensingskapasiteten/tålegrensen blir lav. Hunnselva er kjent som en god ørretelv og elva er mye brukt til fritidsfiske. Videre kan vi nevne at elva er en viktig vinterlokaltet for fossefall samt leveområde for elvemusling.

Hunnselvas nedbørfelt domineres av grunnfjell på vestsiden og marin kambrium, ordoviscium og marin silur på østsiden. Grensen mellom disse to bergartstypene følger en forkastningssone som begynner i Gjøvik, går herfra i sørvestlig retning mot Breiskallen og videre sørover gjennom Raufoss og Eina. Hunnselva følger i grove trekk denne forkastningen fra Eina til Breiskallen. Konelstadelva drenerer områder med kvartsrik sandstein og gneis, mens Vesleelva renner gjennom Vardal og drenerer kambriske skifer- og kvartssandsteinområder.

Når det gjelder de kvartære avsetninger, er det kalk- og leirholdig bunnmorene som dekker kambro-silurbergartene, mens bregrus av varierende tykkelse dekker grunnfjellet. Langs Vesleelva har grusavsetningene enkelte steder stor mektighet. Disse bergartsforskjellene medfører en større hardhet, høyere pH og større ledningsevne i vannet som renner til Hunnselva østfra, sammenlignet med tilsig fra vestsiden.

Med unntak for Konelstadelva har derfor Hunnselva-vassdraget god bufferevne mot tilførsel av surt vann. Vassdraget er ikke kalket.

Potensielle forurensningskilder

Lokalbettinget forurensning

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder er utslipp av rensset kloakk fra renseanleggene på Eina og Breiskallen, lekkasje og overløpsdrift av urensset boligkloakk fra de kommunale avløpsanleggene samt fra separatanlegg i spredt bebyggelse, utsig av gråvann og muligens også kloakk fra enkeltanlegg i hytter, utslipp av prosessvann fra Skjelbreia vannverk, lekkasje av oljeprodukter fra bensinstasjoner, verksteder og fyllplasser/deponier, giftutslipp fra metallurgisk industri og fyllplasser/deponier, utslipp av organisk stoff fra treforedlingsindustri, fiskeoppdrett og fyllplasser, utslipp av organisk stoff og næringsalter fra silokummer, melkerom, gjødselkjellere/kummer, frittliggende lagringsplasser for gjødsel og frittliggende foringsplasser samt avrenning (næringsalter, husdyrgjødsel, jordpartikkler og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Avrenning fra veier, gårdsplasser og parkeringsplasser (partikkler, oljerester og div. miljøgifter) kan også bidra til lokal forurensning. Videre ligger Bradalsmyra testsenter og skytefelt i nedbørfeltet til Hunnselva.

Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringsalter (overgjødning), lettredbrytbart organisk stoff (saprobiering), tarmbakterier (fekal forurensning) og utslipp av giftige stoffer (fiske- og bunndyrød) står derfor sentralt.

Langtransportert forurensning

Selve Hunnselva og de fleste av de tilrennende bekker har god bufferevne mot tilførsel av surt vann. Unntak er Vedsetelvavassdraget som fortsatt sannsynligvis er noe påvirket av sur nedbør (for mer informasjon se Kjellberg 2004).

Forekomst av giftige, biotilgjengelige og persistente miljøgifter med langtidseffekter som enkelte tungmetaller og organiske mikroforurensninger er ikke undersøkt. Vi anser likevel ikke dette som noe direkte problem i Hunnselva-vassdraget. Innhold av metyl-kvikksølv i stor ørret, abbor og gjedde er sannsynligvis så høyt at det bør dokumenteres bl.a. med tanke på eventuelle lokaltilpassede kostholdsregler og markedsføring av fisken og fisket.

Miljøkvalitetstilstand

Søndre del av nedbørfeltet dvs. Einavann og Skjelbreia med tilrennende bekker var generelt sett lite påvirket av forurensninger tilsvarende vannkvalitetsklasse I til II. Begge innsjøene kan karakteriseres som oligotrofe, men nordre del av Einavann var noe påvirket av økt næringsaltforurensning. Her må vi særlig nevne problemer med stor forekomst av vasspest i området ved Eina tettsted. Enkelte bekkestrekninger var moderat overgjødning men effekten var liten og direkte forurensningsproblemer (stor og sjenerende forekomst av makrovegetasjon og/eller fastsittende alger) ble ikke påvist.

Øvre del av Hunnselva fra utløp Einavann ned til Reinsvolldammen var også lite berørt av forurensninger og hadde nærmest rentvannskaraktter (Vannkvalitetsklasse I-II). En viss effekt av økt tilførsel av næringsalter kunne likevel spores ved økt forekomst av makrovegetasjon og/eller fastsittende alger på enkelte lokaliteter. Flere av de større tilførselsbekkene var moderat overgjødning (Vannkvalitetsklasse II) og lokalt var det stor forekomst av fastsittende trådformete grønnalger.

Hunnselva på strekningen Reinsvoll til Raufoss var mer belastet og økt tilførsel av næringssalter bidro til stor forekomst av makrovegetasjon langs de mer stilleflytende partiene og markert algebegroing i strykpartiene (Vannkvalitetsklasse II). Her kan vi nevne at det var spesielt stor forekomst av vasspest i Reinsvolldammen og til dels også i dammen i Raufoss. Ved Reinsvoll var det like nedstrøms AL Settefisks fiskeoppdrett også visuelt fremtredende heterotrof begroing (Vannkvalitetsklasse II - III). Årsaken var utsig av forrester og fiskefekalier. Tilrennende større bekker til denne elvestrekning var lite til moderat overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse I til II med unntak for nedre del av Korta som var moderat til markert forurenset av lettredbrytbart organisk stoff (sannsynligvis kloakk) (Vannkvalitetsklasse II - III). Her var det synlig forekomst av heterotrof begroing ("lammehaler" og lignende) samt vond lukt.

På strekningen fra Raufoss til Breiskallen var Hunnselva noe overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse II. Her var det bl.a. stor og sjenerende forekomst av fastsittende alger. Videre var det meget sparsomt med bunndyr langs hele denne strekningen noe som indikerte at det her var eller hadde vært utslipp av toksisk art dvs giftpåvirkning.

Skumsjøen med tilrennende bekker var lite påvirket av forurensninger og hadde nærmest rentvannskaraktter. Unntak var deler av Vedsetelva som fortsatt synes å være noe påvirket av forsurening. Sannsynligvis er det surstøt i perioder med høy vannføring som kan skape problemer (for mer informasjon se Kjellberg 2004).

Kongelstadelva og tilrennende bekker var noe påvirket av næringssaltforurensning (Vannkvalitetsklasse I – II eller II), mens Eikstadtjernet til dels hadde grodd igjen av makrovegetasjon. Vi vurderte derfor tjernet som markert overgjødslet (for mer informasjon se Kjellberg 2004).

På strekningen fra Breiskallen til samløpet med Vesleelva var elva lite til moderat påvirket (Vannkvalitetsklasse I - II) av økt tilførsel av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff. Dette var mest fremtredende langs den elvestrekningen som har minstevannføring (Beritknappen dam - Åmot kraftverk). Det var sannsynligvis i første rekke utslippet fra Breiskallen renseanlegg og overløpsdrift i det kommunale ledningsnett som bidro til dette. Også her var det meget sparsomt med bunndyr, noe som indikerte at det var eller hadde vært utslipp av toksisk art dvs giftpåvirkning langs denne elvestrekningen.

Vesleelva var litt overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse I – II (for mer informasjon se Kjellberg 2004).

Like nedstrøms samløpet med Vesleelva var Hunnselva kraftig påvirket av overgjødning og her var det masseforekomst av fastsittende trådformete grønnalger. Lokalt har ved tidligere undersøkelser vist seg å ha rik forekomst av bunndyr. Nå var det bare et fåtall fjærmygglarver og døgnfluer tilstede noe som indikerte at lokaliteten høyst sannsynlig har blitt påvirket av en eller annen form for giftutslipp.

Videre ned til utslippet fra Hunton Fiber A/S var Hunnselva noe overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse II. Også her var det få bunndyr høyst sannsynlig som resultat av en eller annenform for giftpåvirkning.

Hunnselva på strekningen nedstrøms Hunton Fiber A/S til utløpet i Mjøsa var markert forurenset av lettredbrytbart organisk stoff (les fiber) tilsvarende vannkvalitetsklasse III. Her var det fiberrester langs elvekanten samt synlig heterotrof begroing (særlig av bakterien *Spherotilus natans*=lammehaler) særlig langs elvekanten men også på bunnsstratet ute i elva. Det var utslipp av fiber fra Hunton Fiber A/S som var den største forurensningskilden, men det kom også ut noe boligkloakk langs denne del av elva. Videre var det unormalt få

bunndyr på strekningen og vi fant bl.a. ikke noe eksemplar av døgnfluen *Ephemerella* som normalt bruker å ha stor forekomst her. Dette indikerte at også denne elvestrekningen sannsynligvis var eller hadde blitt påvirket av en eller annen form for giftutslipp.

Tar vi utgangspunkt i den kunnskap som foreligger kan vi konkludere med følgende:

- Selve Hunnselva inkl. de fleste av tilførselsbekkene er ikke negativt påvirket av tilførsel av surt vann og elva har levedyktige bestander av enkelte meget forsurningsfølsomme organismer (gjelder særlig selve Hunnselva) samt rike bestander av moderat og litt forsurningsfølsomme organismer. Det er heller ikke påvist rekrutteringsproblemer for fisk p.g.a. forsuring. Unntak er øvre del av Vedsetelva som fortsatt synes å være noe påvirket av sur nedbør (for mer informasjon se Kjellberg 2004). Det er ikke noen lokalitet i Hunnselva vassdraget som blir kalket.
- De deler av vassdraget som ligger i og drenerer skogsområder der forurensningstilførselen er liten har rentvannskarakter, dvs. høy eller god biologisk status med flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Forholdene her tilsvarer vannkvalitetsklasse I. Unntak er som nevnt ovenfor deler av Vedsetelva som er noe forsuret. Den biologiske status i Vedsetelva vurderes derfor som moderat. Rent lokalt i forbindelse med bruer og der veier går tett inntil vassdraget er det i flere bekker partikeltilførsel som forringer habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr.
- De deler av Hunnselva-vassdraget som berøres av større jordbruksområder og/eller boligområder er lite til moderat eller moderat overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse I-II eller II. Her er det til tider økt forekomst av fastsittende alger som kan være til sjenanse. Videre har makrovegetasjonen økt betraktelig på enkelte lokaliteter og særlig i selve Hunnselva på strekningen fra Reinsvoll til Raufoss samt i følgende dammer og tjern: Reinsvolldammen, dammen i Raufoss sentrum, Lygna, Sivesintjern, Buertjernet og særlig Eikstad tjernet. Vi kan her nevne at det kom vasspest til Einavann og selve Hunnselva en gang i perioden 1989 – 1992, og denne planten har nå etablert tette og problemskapende bestander på flere lokaliteter i hovedvassdraget.
- Bekker som renner gjennom jordbruksområder blir til tider påvirket av partikeltilførsel som forringer habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr. Tilførsel av partikkler skaper også problemer i dammene (særlig Reinsvoll dammen) og i enkelte tjern.
- Til tider skjer det utslipp av lett nedbrytbart organisk stoff til vassdraget som bidrar til direkte forurensning med masseforekomst av sopp og bakterier ("lammehaler" og lignende) og vond lukt, dvs. ikke akseptabel økologisk status tilsvarende vannkvalitetsklasse II - III eller høyere. Eksempel på dette var i 2002 en kortere strekning av hovedelva ved Reinsvoll, nedre del av Korta samt hovedelva der den renner gjennom Gjøvik og ut i Mjøsa. Sannsynlig årsak til disse forurensninger var utslipp av forrester og fiskefekalier fra AL Settefisks settefiskanlegg på Reinsvoll, kloakk fra det kommunale ledningsnettet på Raufoss og fiber fra sponplatefabrikken (Hunton Fiber A/S) i Gjøvik.
- Til tider skjer det giftutslipp som bidrar til biologiske skadeeffekter i hovedelva på strekningen fra Raufoss til utløpet i Mjøsa. Sannsynligvis kommer disse utslipp fra en eller flere industribedrifter. I 1997 var det fiske- og bunndyrdød i elvas nederste del og i 2002 var det redusert forekomst av fisk og særlig bunndyr langs hele elvestrekningen fra Raufoss til utløpet i Mjøsa.
- Skal Hunnselva-vassdraget kunne nå fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål må tilførselen av tarmbakterier, næringssalter, lett nedbrytbart organisk stoff og partikkler fortsatt reduseres. Videre er det viktig med tiltak som kan redusere faren for akuttutslipp og da særlig av stoffer som gir gifteffekter.

De biologiske feltobservasjonene som ble foretatt i 1997 viste at Hunnselva-vassdraget har relativt bra vannkvalitet ved normal vannføring, men at selvrensingskapasiteten raskt overskrides på enkelte strekninger i perioder med lav vannføring og at forurensningspåvirkningen blir spesielt påtagelig ved lange perioder med lavvannføring som i 1997.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1961 - 2002

Sammenligner vi den biologiske status, som ble registrert i 1961 (Bergman-Paulsen 1961) med de forholdene som ble registrert i 1997 (Kjellberg 1998), og ved befaringen i september 2002, så har Hunnselva blitt betydelig reinere med klart bedret vannkvalitet og biologisk status. Dette gjelder særlig strekningen fra Raufoss og ned til Mjøsa som tidligere var nærmest totalt ødelagt i hovedsak p.g.a. industriutslippene. Nå er denne strekning fiskeførende og både mjøsharr og mjøsørret benytter elvas nederste del. Hovedårsaken til de registrerte og observerte forbedringer er at det har blitt etablert kommunale kloakkrenseanlegg slik at utslippene av råkloakk fra Eina, Raufoss, Hunndalen og Gjøvik har blitt redusert og ikke minst at utslippene fra industribedriftene langs elva har blitt kraftig redusert eller opphørt. Til slutt kan vi nevne at det ikke har skjedd noen større forandringer i forurensningssituasjonen i perioden 1993 - 2002. Muligens er Hunnselva nå likevel mindre påvirket av boligkloakk enn i 1997. Vi kan her også nevne at det har vært noe mindre vasspest i Einavann og i selve Hunnselva i de to siste år.

Aktuelle tiltak og tilrådinger

Vestre Toten og Gjøvik kommuner har i 1991 utarbeidet en felles vannbruksplan for Hunnselva. Vannbruksplanen gir en samlet oversikt over bruk og vern av vassdraget. For at oppsatte og ønskede miljømål skal nås er det påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense tilførselen av forurensninger, særlig med hensyn til stoffer som kan gi gifteffekter, lettredbrytbart organisk stoff, fosfor og tarmbakterier. De største forurensningskilder synes for tiden å være fiberutslipp fra Hunton Fiber A/S, kloakkutsig fra de kommunale kloakkanleggene og utslippene fra settefiskanlegget (A.L. Settefisk) på Reinsvoll. Punktutslipp fra landbruket (silo, gjødselkjellere, frittliggende gjødseldeponier) utgjør for tiden ikke noe større problem, men vassdraget tilføres mye næringsrike partikler fra omkringliggende jorder i forbindelse med snøsmelting og i perioder med store regnmengder. Uttak av vann til jordvanning i perioder med lav vannføring bidrar til å minske vassdragets selvrensingsevne/tålegrense.

Dersom vannkvaliteten og den biologiske status i Hunnselva-vassdraget skal bli akseptabel og i samsvar med fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål trengs følgende prioriterte tiltak:

Reduksjon av kloakktilførselen.

- Dette bør være en høyt prioritert oppgave. Trolig kommer mesteparten av kloakken fra overløp/lekkasje i de kommunale ledningssystemene. Det er viktig at renseanleggene drives optimalt og at kloakkvannet når frem til anleggene. Forbedring av kloakkledninger og pumpestasjoner står her sentralt. Anleggene (septiktanker o.l.) i spredt bebyggelse må også jevnlig kontrolleres og forbedres. Vi vil foreslå at anlegg med direkte utslipp, bare slamavskillere og/eller sandfilter blir oppgradert til høyere standard. Det er også ønskelig at flere husstander tilkoples kommunalt nett.

Reduksjon av fiberutslippene fra Hunton Fiber A/S.

- Det er for tiden ikke akseptabel økologisk status i den nederste del av Hunnselva. Årsaken til at forurensningssituasjonen til tider er så påtagelig nedstrøms utslippet fra Hunton Fiber A/S må ses i sammenheng med at vassdraget er lite og derfor har liten naturgitt kapasitet som resipient, særlig i perioder med lavvannføring. Den beste og trolig eneste løsningen for nederste delen av Hunnselva er derfor at elva helt avlastes fra

utslippene fra Hunton Fiber A/S. Dvs. at utslippene ledes direkte ut i Mjøsa eller til utløpsosen etter forsvarlig rensing. Alternativt må dagens utslipp kraftig reduseres.

Reduksjon av utslippene av forrester og fiskefekalier fra A.L. Settefisk på Reinsvoll.

- Her oppstår direkte forurensningsproblemer og ikke akseptabel økologisk status da anlegget på sommeren er oppfylt og det i lengre perioder er lav vannføring i elva. Muligens kan problemene her løses ved å øke minstevannføringen. Alternativt må også utslippene fra de frittstående karene renses før de slippes ut i elva.

Begrense faren for akuttutslipp/uhellsutslipp av giftstoffer fra industribedrifter.

- Det er viktig at elva ikke blir påført skadeeffekter p.g.a. giftutslipp. Industrien må derfor foreta ytterligere effektivisering og sikkerhetstiltak for å redusere faren for utslipp ved driftsuhell.

Videre er det viktig at de forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Hunnselva videreføres og forbedres. Det må derfor kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense forurensningstilførslene såvel til hovedelva som til de bekker som renner gjennom jordbruks- og boligområder. Følgende tiltak er her aktuelle:

- Jordbruket må stadig gjennomføre vedlikeholds- og forbedringstiltak for at akuttutslipp og utsig fra melkerom, siloanlegg, gjødselkjellere og frittliggende deponier med husdyrgjødsel samt arealavrenning skal kunne reduseres. Det nyetablerte tiltaket "Miljømål i landbruket" som nå blir innført vil her være et viktig tiltak. Også her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner og mer bistand fra landbruksetaten i kommunene.
- Det er viktig at en opprettholder tilstrekkelig minstevassføring dvs. at en sannsynligvis må begrense vannuttaket til jordvanning fra elva i tørre perioder eller at en øker minstevannføringen. Som eksempel kan vi nevne at den minstevannføring som forelå i tørkeperioden sommeren 1997 ikke var stor nok til å opprettholde en tilstrekkelig selvrensingseffekt og elvas tålegrense ble da overskredet.
- Fordi Hunnselva drenerer store skogsområder er det viktig at det her drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk.
- Utsig av kloakk og gråvann fra enklere avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelse (diffus avrenning) må reduseres. Også her er det ønskelig med strengere kontrollrutiner og rådgivning.

Det er også ønskelig med tiltak som kan redusere avrenning av næringssalter, partikler og sprøytemiddelrester fra dyrket mark. Riktig bruk av gjødsel og plantevernmidler samt ikke minst kommende "Miljøplan – Landbruk" står her sentralt.

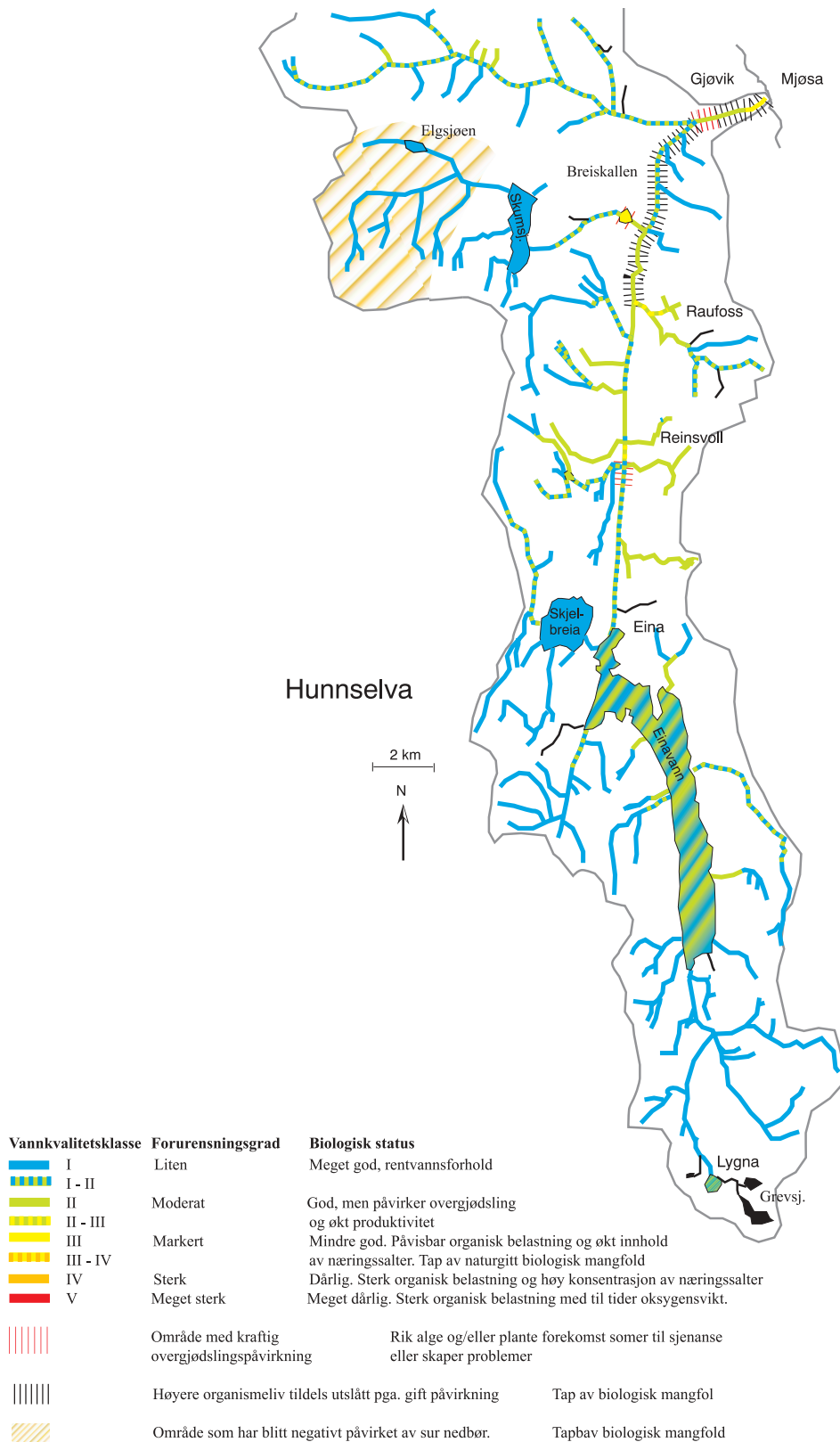
Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra fiskeførende bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. Videre er det viktig at kantvegetasjonen langs vassdraget vernes mest mulig. En bør også undersøke om veikulverter utgjør hinder for fiskens frie ferdsel og om så er tilfelle må dette utbedres.

En bør videre vurdere om Vedsetelva og Elgsjøen skal kalkes. Dette bl.a. for å forbedre rekrutteringen av ørret til Skumsjøen (for mer informasjon se Kjellberg 2004).

Dammen ved Gåstjern bør repareres så vannstanden i tjernet blir høyere og i samsvar med hva den var da dammen var intakt. Gåstjern med omkringliggende område er en verdifull fuglelokalitet.

Reinsvolldammen bør reetableres til ønsket økologisk status. Dammen har i dag nesten blitt vokst igjen med bl.a. vasspest. Videre er den i ferd med å bli igjenslammet. Brukerinteresser som friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og vannintak til AL Settefisk stiller krav til bedre forhold. Vestre Toten kommune har foretatt en utredning om saken. Vestbakdammen må tappes så skånsomt som mulig når den blir senket. Dette for å redusere erosjon og transport av slam og mudder.

Vi vil også vise til de forslag til tiltak og miljøkvalitetsmål som er gitt i "Vannbruksplan for Hunnselva". Videre vil vi vise til EU's rammedirektiv for vann (Qvortrup 2000), og i denne sammenheng er det sannsynligvis behov for å oppgradere og konkretisere foreliggende vannbruksplan så den kan tilpasses EU-direktivet.



Figur 51. Forurensningssituasjonen i Hunnselva-vassdraget i begynnelsen av september 2002 vurdert ut fra biologiske forhold. Vurderinger av biologisk status i Skjelbreia bygger på undersøkelser fra 2000 og i Skjumbjøen, Elgsjøen, Eikstadtjernet, Buertjernet, Lygna og Einafjorden fra undersøkelser og observasjoner som ble utført i disse lokaliteter i 2002. Lokaliteter som ikke er befart er markert med sort.

3.2.6 Biologiske feltobservasjoner i Vikselva

Det har tidligere blitt utført biologiske feltobservasjoner i Vikselva i 1973 (Holtan 1974), 1992 (Kjellberg 1993) og i 1997 (Kjellberg 1998). Videre har Stange kommune i 1991 foretatt kjemiske og bakteriologiske undersøkelser i hele vassdraget (Christiansen 1991). Den 8. og 9. august i 2002 ble det i forbindelse med "Mjøsprosjektet" utført biologiske feltobservasjoner langs hele Vikselva. Resultatene fra befaringen og foreliggende resultater fra Linderudsjøen og Viksdammen i 2002 (Kjellberg 2003) har blitt brukt for å vurdere biologisk status i Vikselv-vassdraget.

Forurensningssituasjonen i begynnelsen av august 2002 er visualisert med farger i figur 52. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebekker er ikke angitt i figuren.

Beskrivelse av vassdraget

Vikselva får vanntilførsel fra Fosselva i øst og Starelva i vest. Fosselva-vassdraget har sitt utspring i Lundestjern og Starelva starter i området ved Åsvang. Elva som er ca. 17 km lang renner ut i Mjøsa ved Tangen tettsted innerst i Tangenvika. Vikselva avvanner i hovedsak store skogområder, men også områder med dyrket mark med spredt bosetting. Videre avvanner elva Gata tettsted og deler av Tangen tettsted. Nedbørfeltet har et areal på 156 km² og består av 84 % skog og myrområder, 6 % vann og 10 % dyrket areal inklusive boligområder.

Vassdraget har en fallhøyde på 44 meter. Lange partier av Starelva og selve Vikselva renner uten nevneverdige fall gjennom et flat landskap ved og oppstrøms Linderudsjøen. Spesifikk årlig vannføring er 7,5 l/sek. og km². I lengre tørrværsperioder kan mange av tilførselsbekkene gå mer eller mindre tørre.

Berggrunnen i hele nedbørfeltet består av kalkfattig granitt/gneis fra grunnfjellsperioden. Unntaket er et par innslag fra kambrosilur ved Vallset kirke. Løsmassenes innhold av kalk er varierende. Det er mer kalk i løsmassene spredt utover den nordvestlige delen av området langs Starelva. Morenedekket er vekslende med størst mektighet i sentrale deler av vassdraget langs Linderudsjøen og Starelva. Grus og sandavsetningene langs Vikselva gjør at elva får stort tilsig av grunnvann.

Vikselva har et ionefattig, svakt surt vannet med stort innhold av humusstoffer. Enkelte områder er følsomme for tilførsel av surt vann. Dette skyldes kalk- og næringsfattig berggrunn som også er tungt forvitnelig samt at elva avvanner store skog og myrområder.

I nedbørfeltet bor det ca. 3500 mennesker, vesentlig fordelt på Struperud, Foss og Kolmoen samt tettstedene Gata og Tangen

Vassdraget, som utgjør ca. 21 % av Stange kommunes totale areal, er av stor betydning for Stanges befolkning når det gjelder : strandområder, båtbruk, bading, fritidsfiske, krepsing, vannforsyning, jordvanning, resipient for: industri, spredt bosetning og jordbruk.

Nederste del av elva nedstrøms Viksdammen, som har en fallhøyde på 35 meter, er gyteområde for mjøsharr og mjøsørret. Naturgitt årlig "smoltproduksjon" av mjøsørret er beregnet til ca. 150 individer. Videre er deler av Vikselv-vassdraget viktige krepselokaliteter.

Stange kommune har i 1993 utarbeidet en vannbruksplan for Vikselv-vassdraget (Christiansen 1993).

Potensielle forurensningskilder*Lokalbetinget forurensning*

Potensielle og til dels vedvarende forurensningskilder av lokal art er utsig av boligkloakk og gråvann fra overløpsdrift og lekkasjer i det kommunale ledningsnettet samt fra lekkasjer i separatanlegg i spredt bebyggelse, utsig av gråvann og lekkasjer fra kloakkdeponering i hytteområdet ved Harasjøen. Utsig av organisk stoff fra barkdeponiet ved det nedlagte sagbruket (Støsaga) ved Harasjøen. Videre forurensning fra jordbruksdrift som utsig av melk og vaskemidler fra melkerom, utsig av silopressaft fra siloer, utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere og frittliggende gjødseldeponier, utsig av urin og fekalier fra beitedyr, avrenning (partikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelsrester) fra dyrket mark. Avrenning fra veier, gårdsplasser og parkeringsplasser (partikler, oljerester og div. miljøgifter) kan også bidra til lokal forurensning i mindre bekker.

Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning), lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering) og tarmbakterier (fekal forurensning) står derfor sentralt.

Langtransportert forurensning

Vikselv-vassdraget er på enkelte strekninger dårlig buffret mot tilførsel av surt vann. Det er likevel ikke påvist direkte skadeeffekter av forsuring i vassdraget.

Forekomst av giftige, biotilgjengelige og persistente miljøgifter med langtidseffekter som enkelte tungmetaller og organiske mikroforurensninger er ikke undersøkt. Vi anser likevel ikke dette som noe direkte problem i Vikselv-vassdraget. Innhold av metyl-kvikksølv i eldre gjedder og fiskepisende abbor og ørret er sannsynligvis så høyt at det bør dokumenteres bl.a. med tanke på eventuelle lokaltilpassede kostholdsregler og markedsføring av fisken.

Miljøkvalitetstilstand

Fosselva inkl. Harasjøen, Store og Vesle Yksen, Øyetjernet, Startjernet, Mælumstjernet og tilrennende bekker (bl.a. Yksenåa, Rådelbekken og Sundåa) var ved befaringstidspunktet lite påvirket av forurensninger som økt næringssalttilførsel og tilførsel av lettnedbrytbart organisk stoff. Vassdraget hadde her nærmest rentvannsforhold (Forurensningsklasse I eller I-II) med en flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Unntak var Ludstjernet og bekken som renner ut fra tjernet som var noe overgjødslet (Forurensningsklasse I-II og II). Her var det økt forekomst av makrovegetasjon og fastsittende alger. Området nordøst for Harasjøen er p.g.a. av de geologiske forhold følsomt for tilførsel av surt vann. Det ble likevel ikke observert direkte skadeeffekter av forsuring i bekkene som avvanner dette område.

Starelva med tilrennende bekker (bl.a. Skjærbekken, Tomterbekken, Kolobekken og Åa) som avvanner den nordvestre delen av nedbørfeltet var på enkelte lokaliteter moderat eller markert overgjødslet, men også påvirket av partikler (Forurensningsklasse II, II-III eller III). Mest overgjødslet var Melstjern og selve hovedvassdraget Starelva. I Starelva var det kraftig utviklet makrovegetasjon og elva var nærmest helt igjengrodd på enkelte strekninger. Videre var det stor jerntilførsel til og fra Skjærbekken som også skapte forurensningsproblem ved okerutfellinger både i bekken og langs en lengre strekning i selve Starelva. Tilrennende bekker unntatt Skjærbekken som avvanner skogområder var lite påvirket av forurensning (forurensningsklasse I).

Selve Vikselva dvs. hovedvassdraget etter samløp Fosselva og Starelva ved Åklyfta var også klart påvirket av forurensninger og særlig av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning) og partikler. Forurensningsgraden ble her bedømt som moderat eller markert (Forurensningsklasse II og III). I likhet med forholdene langs Starelva hadde Vikselva stor forekomst av makrovegetasjon. Dette gjaldt særlig Linderudsjøen og Viksdammen som nå synes å være i ferd med å vokse igjen (for mer informasjon se Kjellberg 2003). Nykjua og

tilrennende bekker som i hovedsak avvanner skogområder var lite påvirket av forurensning (Forurensningsklasse I).

Den nederste delen av Vikselva nedstrøms Viksdammen, som er en viktig krepselokalitet og verneverdig rekrutteringslokalitet for mjøsharr og mjøsørret, var også overgjødslet men ikke i så stor grad som i vassdraget oppstrøms. Her var det ikke noen større forekomst av makrovegetasjon men økt forekomst av vannmoser og fastsittende trådformete grønnalger.

Tar vi utgangspunkt i den kunnskap som foreligger kan vi konkludere med følgende:

- Sur nedbør har ikke ført til direkte biologiske skadeeffekter i Vikselv-vassdraget, men området nordøst for Harasjøen vurderes fortsatt som følsom for tilførsel av surt vann.
- Nykjua og bekker som renner igjennom skogområder var lite påvirket av forurensning og hadde god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål (Vannkvalitetsklasse I). Unntak var Skjærbekken som var påvirket av jernutfellinger (jernoker). Denne bekkestrekning tilsvarte vannkvalitetsklasse II – III.
- Fosselve-vassdraget var lite påvirket av forurensning, men indikasjon på økt tilførsel av næringssalter forelå likevel i selve Fosselve og i bekken som renner fra Lundstjern (Vannkvalitetsklasse I – II). Lundstjern var noe overgjødslet tilsvarende vannkvalitetsklasse II. Den økologisk status i Fosselve-vassdraget vurderes likevel som god og i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Starelva-vassdraget var på lange strekninger moderat eller markert overgjødslet, men også markert påvirket av jordpartikkler og sand tilsvarende vannkvalitetsklasse II eller III. Mest overgjødslet var Melstjern og selve Starelva. Her var det kraftig utviklet makrovegetasjon og i Starelva var enkelte strekninger helt igjenvokst. Videre var det stor jerntilførsel til og fra Skjærbekken som skapte forurensningsproblem ved okerutfellinger både i bekken og langs en lengre strekning i selve Starelva. Den økologiske status i Starelva-vassdraget ble vurdert som dårlig og var ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.
- Selve Vikselva inklusive Linderudsjøen og Viksdammen var klart påvirket av forurensninger og særlig av økt tilførsel av næringssalter (overgjødsling) og partikler. Forurensningsgraden bedømmes her som moderat til markert (Vannkvalitetsklasse II – III). I likhet med forholdene langs Starelva hadde Vikselva stor forekomst av makrovegetasjon. Dette gjaldt særlig Linderudsjøen og Viksdammen som nå synes å være i ferd med å vokse igjen. Den økologisk status i selve Vikselva ble vurdert som dårlig og var ikke i samsvar med fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål.
- Den nederste delen av Vikselva nedstrøms Viksdammen var også overgjødslet men ikke i så stor grad som i vassdraget oppstrøms. Økologisk status ble her vurdert som moderat, men likevel ikke i samsvar med fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål. Da lokaliteten er en viktig rekrutteringslokalitet for storørret er det viktig at denne elvestrekning har god økologisk status (se Taugbøl 1995 og Garnås et al. 1997).

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1973 - 2002

Sammenligner vi den biologiske status, som ble observert i Vikselvs-vassdraget i 1973 før Mjøsaksjonen og i 1992 med de forhold som ble observert i 1997 og ved befaringen i august 2002 så har det skjedd klare forbedringer av vannkvaliteten i denne periode til tross for at deler av vassdraget fortsatt er forurenset og har dårlig økologisk status. I perioden 1997 til 2002 har det likevel ikke skjedd større forandringer. Unntak er muligens den nederste delen av elva som blitt mer overgjødslet i 2002 sammenlignet med forholdene i 1997. Videre hadde

forekomsten av makrovegetasjon økt betraktelig i Starelva, i selve Vikselva og særlig i Linderudsjøen og Viksdammen.

Vurdering av selvrenningskapasitet og tålegrense

Vikselvas selvrenningskapasitet/tålegrense overskrides fortsatt langs enkelte strekninger og her var den økologiske status ikke i samsvar med fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål. Det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen til vassdraget, særlig med hensyn til fosfor, partikler og tarmbakterier. De største forurensningskilder synes for tiden å være kloakkutslipp fra det kommunale ledningsnettet og fra separatanlegg i spredt bebyggelse. Videre tilføres særlig Starelva men også nedre del av vassdraget erosjonsmateriale rikt på næringssalter fra nærliggende jorder i forbindelse med snøsmelting og i perioder med store regnmengder. Uttak av vann til jordbruksvanning i perioder med lav vannføring bidrar til å minske vassdragets selvrenningsevne/tålegrense. Enkelte grøftesystemer tilfører vassdraget også jernforbindelser. Punktutslipp fra landbruket (melkerom, silo, gjødselkjellere og frittliggende gjødseldeponier) synes for tiden ikke å utgjøre noe større problem, men det er viktig med tiltak som kan redusere faren for akuttutslipp og utsig fra frittliggende deponier med husdyrgjødsel.

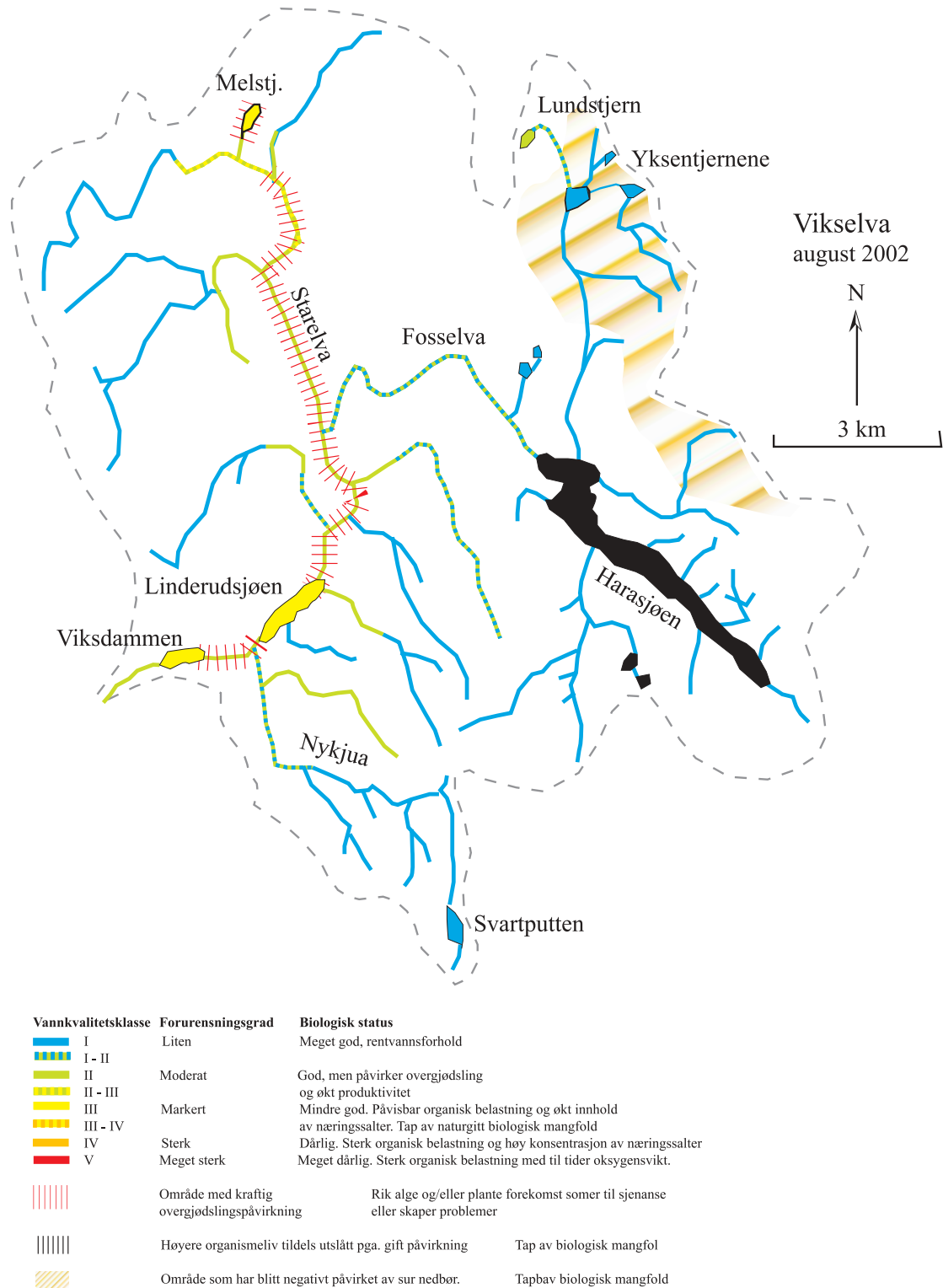
Aktuelle tiltak og tilrådinger

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Vikselv-vassdraget må opprettholdes og forbedres. Det må derfor kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense tilførselene av forurensning såvel til hovedelva som til de bekker som avvanner jordbruks- og boligområder. Hovedinnsatsen må settes inn mot:

- Kloakkutslipp fra lekkasjer og overløpsdrift i det kommunale ledningsnett.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner, samt at anlegg med direkte utslipp, bare slamavskiller og/eller sandfilter blir oppgradert til høyere standard. Det er også ønskelig at flere hustander tilkoples kommunalt nett.
- Akutt/uhellsutslipp og lekkasje fra melkerom, siloanlegg, gjødselkjellere og frittliggende deponier med husdyrgjødsel. Også her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner og bistand.

Videre er det påkrevet med tiltak som kan redusere avrenning av næringssalter, partikkler fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra fiskeførende bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. Det er også viktig at kantvegetasjonen spares/vernes mest mulig. En bør også undersøke om veikulverter utgjør hinder for fiskens frie ferdsel og om så er tilfelle må dette utbedres.

Forøvrig vil vi vise til de forslag til tiltak som er gitt i Stange kommunes "Vannbruksplan for Vikselv-vassdraget". Vi vil også vise til EU's nye rammedirektiv for vann (Qvortrup 2000), og i denne sammenheng er det sannsynligvis behov for å oppgradere og utvide foreliggende vannbruksplan.



Figur 52. Forurensningssituasjonen i Vikselva i begynnelsen av august 2002 vurdert ut fra biologiske forhold. Vurderinger av biologisk status i Linderudsjøen og Viksdammen bygger på kjemiske og biologiske undersøkelser foretatt i 2002 og i Melstjern, Lundstjern, store og vesle Yksen, Starttjernet, Mælumstjernet og Svartputten fra feltobservasjoner som ble foretatt i 2002 i forbindelse med befaringen av selve Vikselva. Lokalteter som ikke ble vurdert er markert med sort.

4. LITTERATUR

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Berge, F. 1973. En undersøkelse basert på fossile diatomeer i en sedimentprofil utenfor Hamar 1972. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 1. 31 s.
- Berge, F. 1973. En undersøkelse av fossile diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Helgøya 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 2. 21 s.
- Berge, F. 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra strandsonen sør for Gjøvik 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 3. 21 s.
- Berge, F. 1976. Undersøkelser av sedimenter fra Mjøsa utenfor Feiring, med hovedvekt på diatomeanalyse. NIVA. Mjøsprosjektet. delrapport nr. 5. 17 s.
- Berge, F. 1973. En undersøkelse basert på fossile diatomeer i en sedimentprofil utenfor Hamar 1972. NIVA. Mjøsprosjektet. delrapport nr. 1. 31 s.
- Berge, D. og T. Källqvist. 1988. Algetilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. NIVA 0-87064, 0-87079, E-88431
- Bergman-Paulsen, B. 1961. Undersøkelse av forurensningen i Hunnselva. NIVA. O-155.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.
- Braarud, T., B. Føyen. og H.H. Gran. 1928. Biologische Untersuchungen in einigen Seen des östlichen Norwegens, August-September 1927. Avh. Det norske Vidensk.-Akad., Oslo I. Matem. Nat. v. sk. kl., nr. 2: 1-37.
- Christiansen, P.B. 1991. Vassdragsobservasjoner i Stange 1991. Stange kommune. 40 s.
- Christiansen, P.B. 1993. Vannbruksplan for Vikselv-vassdraget. Stange kommune. 38 s.
- DN. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN Handbok 13 – 1999.
- Fylkeslegen i Hedmark, Fylkesmannen i Hedmark, Næringsmiddeltilsynet i Hedmark og Norsk institutt for vannforskning. 1996. Hygienisk overvåking av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. Sluttrapport. 63 s.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapp. Løpenr. 2355. 64 s.
- Garnås, E., O. Hegge, B. Kristensen, T. Næsje, T. Qvenild, J. Skurdal, B. Veie-Rosvoll, B. Dervo, Ø. Fjeldseth og T. Taugbøl. 1996. Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning for DN 1997-2.
- Hamilton, P.B. and M.T.Dokulil. 2000. Cyanoprokaryotes and Chlorophytes across Lake Trophic States. *Hydrobiologia* 438:1-12.

- Harris, G. 1986. Phytoplankton ecology. Structure, function and fluctuations – Chapman and Hall, London, 384 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 37, 1-91.
- Holmboe, J. 1900. Undersøgelser over norske ferskvandsdiatomeer. *Arch. Math. Naturv.* 22: 1-72.
- Holtan, H., G. Kjellberg. og O.Nashoug. 1973. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3 A. Undersøkelser 1972. Resultater og kommentarer. NIVA-rapport O-91/69. 113 s.
- Holtan, H. 1994. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 4. Undersøkelser i 1973. NIVA-rapport O-91/69. 83 s.
- Holtan, H. et al. 1975. Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer. 1974-1975. Del A. NIVA-rapport O-151/73. 389 s.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.92:06. TA-905/1992. 31 s.
- Holtan, H. 1977. Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 7. Undersøkelser i 1976. NIVA-rapport o-91/69. 45 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i Norske Vande. Nationaltrykkeriet, Christiania, 199 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1916. Mjøsens fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916. Nr. 2. Aktietrykkeriet i Trondheim 1917. 257 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1946. The plankton in Mjøsa. *Nytt Mag. Naturvid.* 85: 161-221.
- Hynes, H.B.N. 1963. The biology of polluted waters. Liverpool University Press. 202 s.
- Kjellberg, G. 1982. Overvåkning av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring, del B. Statlig program for forurensnings overvåkning (SFT). Rapp.nr. 54/82. NIVA 0-8000203.
- Kjellberg, G. 1983. Rutineundersøkelser i nedre delen av Hunnselva 1982. NIVA. Overvåkingsrapport. 104/83. 37 s.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. og S. Rognerud 1985. Tiltaksorientert overvåking i Hunnselva 1984. Statelig program for forurensningsovervåking (SFT), rapp. Nr. 203/85. NIVA O-8000224.
- Kjellberg, G., L. Hessen, A. Kjeldsen og Melhuus, B. 1988. Mjøsa og tilrennende vassdrag. En bakteriologisk undersøkelse og en hygienisk vurdering. Notat utarbeidet av Byveterinæren i Hamar 1988. 17 s.
- Kjellberg, G. 1989. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa og dens nedbørfelt i 1988. NIVA-rapp., løpenr. 2277. 71 s.

- Kjellberg, G. et al. 1989. Hygienisk/bakteriologiske undersøkelser av Mjøsa og tilrennende vassdrag i oktober 1988. NOTAT. 17 s.
- Kjellberg, G. og R. Romstad. 1991. Gausa. Undersøkelse av begroingsamfunnet ved fem stasjoner i Gausa, august 1990. NIVA-rapp., O-9017. 8 s.
- Kjellberg, G. 1993. Biologisk befaringsundersøkelse i Skeiselva, Gausavassdraget. 12. oktober 1992. NIVA-rapp., løpenr. 2831. 21 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking av Lenavassdraget. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli og oktober 1992. NIVA-rapp., løpenr. 2881. 19 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking av Moelva, Brumunda, Flakstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapp., løpenr. 2943. 31 s.
- Kjellberg, G. 1994. Tiltaksorientert overvåking i 1993 av Mjøsa. Rapp., løpenr. 558/94. NIVA 0-93032.
- Kjellberg, G. 1994. Biologisk befaringsundersøkelser av Hunnelva i 1993. NIVA-rapp., løpenr. nr. 3050. 30 s.
- Kjellberg, G., T.A. Nordhagen, B. Stårvik og A-B. Vatlø. 1996. Hygienisk overvåking av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. Sluttrapport. Ide trykk, Hamar. 62 s.
- Kjellberg, G. 1997. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1996. NIVA-rapp., løpenr. 3667-97. 99 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp., løpenr. 3847-98. 97 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp., løpenr. 3819-98. 45 s.
- Kjellberg, G. 1999. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp., løpenr. 4023-99. 54 s.
- Kjellberg, G. 2000. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1999. NIVA-rapp., løpenr. 4169-2000. 51 s.
- Kjellberg, G., D.O. Hessen and J.P. Nilssen. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fiord-type Lake Mjøsa, Norway, Freshwater Biology (1991) 26, 165 – 173.
- Kjellberg, G. 2001. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 2000. NIVA-rapp., løpenr. 4363-2001. 61 s.
- Kjellberg, G. 2002. Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma. Resultater og kommentarer fra perioden 1996 – 2000. NIVA-rapp., løpenr. 4497-2002. 128 s.
- Kjellberg, G. 2003. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Datarapport for 2001. NIVA-rapp., løpenr. 4527-2002. 41 s.

- Kjellberg, G. 2003. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Stange kommune. Årsrapport for 2002. NIVA-rapp., løpenr.4669-2003. 28 s.
- Langeland, A. og O. Skulberg. 1971. Undersøkelser av Mesnavassdraget ved Lillehammer. NIVA-rapp. O-63/68. 92 s.
- Lien, L. og E-A. Lindstrøm. 1987. Tiltaksorientert overvåking av Hunnselva 1985-87. NIVA-rapp., løpenr. 2076.
- Lindstrøm, E-A., R. Skulberg and O. M. Skulberg. 1973. Observations on Planktonic Diatoms in the Lake-River System Lake Mjøsa – Lake Øyeren- River Glåma, Norway. Norwegian Journal of Botany. Vol. 20. 20 Nos. 2-3: 183-195.
- Lindstrøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). E-92432. 28 s.
- Løvik, J.E. and G. Kjellberg. 2003. Long-term changes of the crustacean zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. J. Limnol., 62(2): 143-150.
- Murgatroyd, M.B., K. Bailey and P. Whitehouse. 1996. A review of polyelectrolytes to identify priorities for EQS development. Technical Report P21. Environment Agency, Bristol. 69 s.
- Naturvårdsverket, 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Noorthoorn van der Kruijff, J.F. 1995. Onderzoek naar de milieubezwaarlijkheid van polyelectrolyten in rwzi's. Stowa-rapport 95-17. Hageman Verpakkers BV. 45 s.
- Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Lakes and Reservoir Management 12: 432-447.
- Olrik, K., P. Blomqvist, P. Brettum, G. Cronborg and P. Eloranta. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport nr. 4860. 86 s.
- Qvortrup, J. 2000. EUs nye rammedirektiv for vannressurser. Rapport utgitt av Kommunenes Sentralforbund (KS). 35 s.
- Rodhe, W. 1969. Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe, p. 50-64. In Eutrophication: causes, consequences, correctives. Nat. Acad. Sci., Washington, D.C.
- Rognerud, S. et al. 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsen i perioden 1975-79. NIVA 0-70112.
- Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 336/88. NIVA 0-86053.
- Rognerud, S. og G. Kjellberg. 1990. Long-term dynamics of zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 580-585.

- Rognerud, S., J. E. Løvik og G. Kjellberg. 1995. Overvåking av vannkvaliteten i Mesnavassdraget. Sluttrapport for undersøkelsene i perioden 1992 – 1994. NIVA-rapp. Løpenr. 3240. 47 s.
- Rosen, G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* (Berlin), 13 (2): 263-290.
- Schindler, D.W. 1969. Two usefull devices for vestical plankton and water sampling. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 26: 1948-1955.
- Steeman Nilsen, E. 1963. Productivity, definition and measurement. In *The Sea*, vol. 2, ed. M. Nm Hill, New York and London: 129-164.
- Statens institutt for folkehelse. 1998. Miljø og helse ISBN: 82-7364-127-9. 290s
- Stensby, T. 1994. Vassdragsplan for Otta. Status mål tiltak. Høringsdokument, Skjåk, Lom, Vågå, Sel kommunar.
- Taugbøl, T. Operasjon Mjøsørret. Sluttrapport. 1995. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen. Rapport 9. 55 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtp planktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN91-620-1115-4. 280 s.
- "Tiltakspakke for Mjøsa" 1990. Mjøsa kan bli ren. Avsluttende forslag til tiltak som vil føre til en mer tilfredsstillende vannkvalitet for alle bruksformer. Avsluttende fagrapport fra et sam-arbeidsprosjekt mellom Fylkesmennene og Fylkesland-bruuskontorene i Hedmark og Oppland, kommunene i Mjøsa's nedbørfelt og Statens forurensningstilsyn. Desember 1989. 53 s.
- Utermöhl, H. 1958. Zür Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol*, 9: 1-38.
- WATECO. 2002. Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.
- Vinberg, G.G. 1961. Modern conditions and problems in the study of primary production of waters. referat. *Zhur. Biol. Minsk.* (1962) 22Zh392: 11-24.
- Vollenweider, M., M. Munawar and P. Stadelmann. 1974. A comparative review of phytoplankton and primary production in the Laurentian Great Lakes. *J.Fish. Res. Board Can.*, Vol. 31, No. 5: 739-762.
- Willén,E. 2000. Phytoplankton in Water Quality Assessment - An Indicator Concept. *Hydro. and Limnol. Aspects of Lake Monitoring.* ISBN 471 89988-7
- Aagaard, K., T. Bækken og B. Jonsson. 2002. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Sluttrapport 1997 - 2001. NINA Temahefte 19, NIVA Løpenr. 4539-2002. 80 s.
- Østdahl, T. og T. Taugbøl. 1991. Vannkvalitet og fisk i Gausavassdraget 1990. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen, rapp. 19/91. 35 s.
- Østdahl, T. 1993. Forurensning i Gausa – status, endringer og videre tiltak. Østlandsforskning rapp. Nr. 8 – 93. 36 s.

Østdahl, T. 1995. Vannkvaliteten i Gausavassdraget 1994. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 5/95. 16 s.

Østrem, G., N. Flagstad og J.M. Santha. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Meddelelse nr. 48 fra Hydrologisk avdeling. 128 s.

5. VEDLEGG

Vedlegg A. Generell informasjon om Mjøsa

Arealfordeling
Innsjødata
Befolkning
Brukerinteresser

Generell informasjon om Mjøsa

For informasjon om geografisk og administrativ avgrensning, tidligere undersøkelser, brukerinteresser, forurensningstilførsler og brukerkonflikter/problemer i Mjøsa for de enkelte problemområder henvises til: "Programforslag for tiltaksorientert overvåking av Mjøsa og dens nedbørfelt i 1987", datert 22.10.1986.

En utførlig områdebeskrivelse er gitt i NIVA-rapport 54/82, del B. (Kjellberg 1982) ("Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring"). Nedenfor er noen viktige data sammenstilt i tabell A og B. Videre er det tatt med et dybdekart for Mjøsa.

Tabell A. Arealfordeling i Mjøsas nedbørfelt.

Arealtype	Areal		Dyrket mark		Skog		Myr		Uprod.		Vann		Tettsted	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Gudbr.lågen	11459	100	233	2	3198	28	246	2	7372	64	461	4	-	-
Nedb.felt nedstr.Fåberg	4904	100	807	16	3065	63	391	8	191	4	450	9	-	-
Totalt	16363	100	1040	6	6263	38	637	4	7563	46	911	6	39	0,2

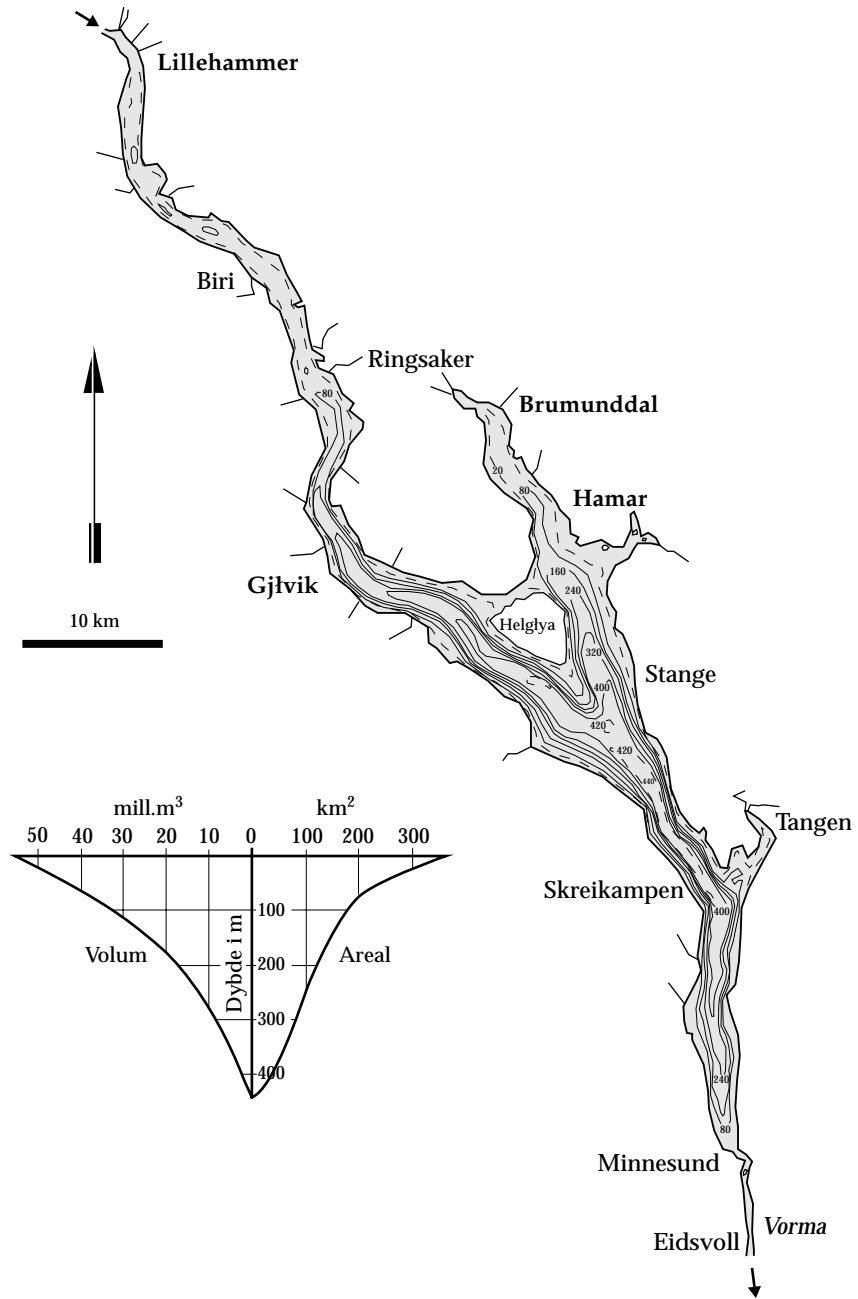
Tabell B. Data for Mjøsa.

Nedbørfelt	16420 km ²	Største målte dybde	453 m	Teor.oppholdstid	5,6 år
Høyde over havet	122 m	Midlere dybde	153 m	Reguleringsampl.	3,61 m
Lengde	117 km	Volum	56,244 mill.m ³	Reguleringsmagas.	1312 mill.m ³
Største bredde	14 km	Årlig midlere avløp	10,000 mill.m ³	H.R.V.	123,19 m
Strandlinjeutvikling	43,8	Midl.avrenn. tot.	320 m ³ /s	L.R.V.	119,58 m
Overflate	362 km ²	Midl.avrenn.v.Lågen	256 m ³ /s		

I alt bor ca. 200 000 personer i Mjøsas nedbørfelt, hvorav 150 000 i innsjøens umiddelbare nærhet. Ca. 120 000 personer er tilknyttet off. kloakksystem og i alt er det bygget 84 høygradige kommunale avløpsrenseanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80 000 personer bor i spredt bebyggelse og benytter separatanlegg. Ca. 80 000 mennesker får idag sitt drikkevann fra 7 større kommunale vannverk med dypvannsinntak i Mjøsa. Vassdraget nedstrøms Mjøsa (nedre del av Glåma) blir brukt som drikkevannskilde for ca. 150 000 mennesker. Ialt er derfor ca. 230.000 personer, d.v.s. ca. 5 % av Norges befolkning, direkte eller indirekte avhengig av vannkvaliteten i Mjøsa.

Mjøsa brukes til vanning av ca. 90.000 dekar jordbruksareal, og 8 industribedrifter har eget vanninntak i Mjøsa. Betydelige rekreasjons- og fiskeinteresser er knyttet til innsjøen. På en varm sommerdag er det anslått at ca. 4.000 personer bader i Mjøsa. Antall båter er anslått til ca. 5.000 og dagens fiskeavkastning er anslått til 4-7 kg/ha og år. Fisket etter mjøsaure og lågåsild er av størst betydning.

Rundt de sentrale deler av innsjøen - på Hedmarken og Totenbygdene - ligger noen av Norges viktigste jordbruksområder. Korndyrking er den dominerende driftsform og det er stort, økende uttak av vann til jordbruksvanning fra de tilrennende elver og bekker noe som skaper konflikter med øvrige brukerinteresser. I ekstreme tørkeperioder tørrlegges lange elve- og bekkestrekninger. I alt finnes det ca. 55 industribedrifter med konsesjonskrav til utslipp i Mjøsas nedbørfelt. De fleste vannforurensende bedrifter finnes innen bransjene treforedlingsindustri, næringsmiddelindustri og metallbearbeidende industri. 16 bedrifter har utslipp via eget renseanlegg, mens de resterende 39 bedriftene har utslipp til Mjøsa eller tilløpsbekker via kommunalt renseanlegg.



Vedlegg B. Rådata for Mjøsa i 2002

Anmerkninger:

Siktedyp er oppgitt i meter og det er brukt vannkikkert.

Klorofyll og næringssalter (fosfor og nitrogen) er oppgitt i $\mu\text{g/l} = \text{mg/m}^3$.

Ledn. evne/konduktivitet i mS/m.

Turbiditet i NTU.

Fargetall i mg Pt/l.

Alkalitet i mekv./l.

TOC i mg C/l.

Silisium i mg SiO_2 /l.

Tabell I. Meteorologiske observasjoner ved Kise (forsøksstasjon på Nes), i 2002

N= Normalen (1931-60) N₁= Normalen (1961-1990)

Måned	Middel temp °C			Nedbør mm			Soltimer		
	2002	N	N ₁	2002	N	N ₁	2002	N	N ₁
Januar	-7,5	-6,5	-7,4	53	35	36	31	31	31
Februar	-3,4	-6,8	-8,1	20	24	29	48	70	70
Mars	-0,2	-3,5	-3,1	28	19	27	154	147	130
April	5,1	2,8	2,2	35	31	34	111	180	171
Mai	10,6	8,6	8,5	75	38	44	212	217	216
Juni	15,5	13,2	13,6	54	63	59	251	265	250
Juli	16,0	15,9	15,2	111	82	66	155	235	242
August	18,5	14,6	14,0	25	70	76	257	208	199
September	12,0	10,1	9,6	21	64	64	147	139	139
Oktober	2,5	5,0	5,1	38	50	63	60	83	85
November	-3,0	0,2	-0,8	24	47	50	24	42	48
Desember	-8,3	-3,1	-5,3	15	40	37	15	21	20
Årsmiddel	4,8	4,2	3,6		-	-		-	-
Årsum	-	-	-	499	563	585	1465	1638	1601

Tabell II. Vanntemperaturobservasjoner (°C) ved fire stasjoner i Mjøsa, 2002.

Stasjon, Brøttum

Dato	21.5	27.6	30.7	31.8	27.9	22.10
Dyp						
0,5	6,6	14,5	17,3	18,7	13,6	8,6
2	6,5	14,5	16,6	18,7	13,6	8,6
5	6,4	13,5	15,9	18,7	13,6	8,6
8	6,2	12,8	15,7	17,8	13,6	8,6
10	6,1	12,5	15,5	17,3	13,6	8,6
12	6,0	11,1	15,4	16,3	13,4	8,6
16	5,9	8,3	15,3	13,0	12,7	8,6
20	5,7	6,5	14,4	10,9	10,5	8,6
30	4,9	5,8	7,7	7,2	7,0	6,9
50	4,3	5,2	5,7	5,3	5,7	5,7

Tabell II fort.

Stasjon, Kise

Dato	21.5	27.6	16.7	30.7	14.8	31.8	18.9	27.9	22.10
Dyp									
0,5	7,0	14,1	18,2	17,6	20,8	19,3	16,2	13,6	9,2
2	6,6	14,1	17,7	17,4	20,8	19,2	16,2	13,6	9,2
5	6,3	13,1	16,5	16,4	19,2	19,2	16,2	13,6	9,2
8	6,0	10,9	14,8	15,9	16,7	19,0	16,1	13,6	9,2
10	5,4	9,8	14,2	15,2	15,5	17,0	16,0	13,6	9,2
12	5,2	9,0	13,0	14,8	14,8	16,1	15,9	13,6	9,2
16	5,1	6,6	10,6	13,3	12,3	14,7	13,2	12,5	9,2
20	4,6	6,3	9,0	11,9	9,8	13,4	11,1	11,2	9,2
30	4,4	5,5	6,0	9,5	7,4	9,9	8,2	6,7	8,7
50	4,2	4,7	4,6	6,1	5,2	5,4	5,7	5,1	5,8

Stasjon, Furnesfjorden

Dato	21.5	27.6	16.7	30.7	14.8	31.8	18.9	27.9	22.10
Dyp									
0,5	7,2	15,1	20,0	17,7	23,5	20,5	15,0	13,4	8,4
2	6,6	14,7	19,6	16,5	23,5	20,5	15,0	13,4	8,4
5	6,2	14,2	16,6	16,3	20,0	20,5	14,6	13,4	8,4
8	5,7	14,1	15,3	16,1	16,2	20,5	14,1	13,3	8,4
10	5,4	13,0	14,6	15,8	14,7	20,0	13,5	13,3	8,4
12	5,3	12,5	13,4	14,0	13,7	19,7	13,1	13,2	8,4
16	5,1	11,4	10,3	10,1	12,8	14,5	11,3	13,1	8,4
20	5,0	10,5	8,1	6,6	12,0	9,7	9,9	13,1	8,4
30	4,6	8,3	6,1	5,1	9,4	6,2	6,2	8,0	8,1
50	4,4	5,3	4,8	4,6	6,5	4,7	5,0	5,3	6,3

Stasjon, Skreia

Dato	22.5	7.6	28.6	12.7	29.7	13.8	30.8	17.9	26.9	10.10	24.10
Dyp											
0,5	5,5	16,0	14,7	13,4	15,3	20,2	17,5	15,8	13,7	11,5	8,2
2	4,9	14,0	14,7	13,4	14,6	20,0	17,5	15,8	13,7	11,5	8,2
5	4,8	10,5	14,1	13,1	13,5	20,0	17,5	15,8	13,7	11,5	8,2
8	4,7	7,2	12,6	13,0	12,6	16,5	17,3	15,8	13,7	11,5	8,2
10	4,6	6,5	11,5	12,9	12,5	15,2	16,2	15,8	13,7	11,5	8,2
12	4,6	5,5	11,2	12,6	12,1	14,7	15,8	15,8	13,7	11,5	8,2
16	4,6	4,7	9,0	11,3	11,8	12,8	10,5	14,8	13,7	11,5	7,6
20	4,6	4,7	6,9	8,8	9,5	10,8	9,1	11,8	12,2	11,3	7,3
30	4,6	4,6	5,2	6,2	6,7	6,9	6,6	6,7	6,8	6,8	7,1
50	4,4	4,4	4,4	4,9	4,6	5,0	5,1	5,1	5,0	4,8	5,3

Tabell III Kjemiadata fra dybdeprofiler ved fire stasjoner i Mjøsa, 2002.

Stasjon: Brøttum 18.03.02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	4,1	351	146
10m	4,0	306	185
20m	2,9	375	253
30m	2,9	378	282
60m	3,0	396	316
Middel	3,4	361	236

Stasjon: Brøttum 21.05.02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	4,7	345	226
10m	5,2	380	234
20m	5,4	361	245
30m	5,1	394	286
60m	4,5	418	307
Middel	5,0	380	260

Stasjon: Kise 05.04.02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	4,4	410	288
20m	2,9	480	385
50m	3,3	493	387
100m	3,1	491	381
180m	2,9	492	385
Middel	3,3	473	365

Stasjon: Kise 21.05.02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	5,2	481	369
20m	3,1	506	428
50m	2,4	524	427
100m	3,3	510	424
180m	2,1	505	433
Middel	3,2	505	416

Tabell III fort.

Stasjon: Furnesfjorden 5/4-02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	3,0	508	405
10m	2,8	517	405
20m	2,7	527	403
30m	2,7	523	404
60m	2,4	509	405
Middel	2,7	517	404

Stasjon: Furnesfjorden 21/5-02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	3,6	552	439
10m	3,4	548	440
20m	2,8	574	439
30m	2,1	519	426
60m	2,8	538	443
Middel	2,9	546	437

Stasjon: Skreia 5/4-02

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
0,5 m	3,3	471	418
5 m	1,5	473	398
20 m	4,9	455	400
50 m	3,1	487	413
100 m	2,8	572	414
200 m	1,6	497	413
300 m	3,1	506	412
400 m	1,9	499	412
Middel	2,8	495	410

Stasjon: Skreia 22/5-02

Dyp	pH	Alk. pH 4,2 mmol/ l	Kond mS/m	Farge mg Pt/l	TOC mg/l	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	SiO ₂ mg/l	Turb FTU
0,5m	7,1	0,215	4,49	11	1,8	2,4	524	427	2,40	0,29
5m	7,1	0,224	4,50	11	1,9	3,3	530	427	2,40	0,29
20m	7,1	0,217	4,52	11	1,8	3,7	524	429	2,35	0,22
50m	7,2	0,218	4,47	12	1,8	3,4	517	426	2,25	0,20
100m	7,1	0,218	4,48	13	1,7	3,4	521	429	2,29	0,21
200m	7,1	0,224	4,48	12	2,1	2,9	566	429	2,46	0,22
300m	7,1	0,218	4,52	12	1,7	3,3	590	434	2,42	0,25
400m	7,1	0,226	4,58	13	1,8	3,3	527	454	2,44	0,25
Middel	7,1	0,220	4,51	12	1,8	3,2	537	432	2,38	0,24

Tabell IV Siktedyp samt kjemidata og tot.klor. a-målinger fra blandprøve fra dybdesjiktet 0-10 meter ved fire stasjoner i Mjøsa, 2002.

Stasjon: Brøttum

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
21.5	5,5	4,7	352	233	0,83
27.6	4,4	5,0	162	61	1,9
30.7	4,6	4,0	196	108	2,4
31.8	5,0	4,3	146	42	2,3
27.9	7,5	3,0	223	96	3,0
22.10	8,0	3,8	205	128	3,4
Middel mai - okt.	5,8	4,1	214	111	2,3
Middel juni - okt.	5,9	4,0	186	87	2,6

Stasjon: Kise

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l	TOC	Kim.
21.5	6,8	2,8	513	377	1,7		
27.6	6,6	4,3	287	174	1,5		
16.7	6,4	4,2	408	209	2,8	1,5	150
30.7	5,6	7,2	412	239	3,6	2,5	530
14.8	6,6	5,1	262	138	2,9	1,2	143
31.8	6,3	6,4	318	136	4,8	2,0	145
18.9	7,6	4,6	283	128	3,8	1,7	210
27.9	7,2	2,5	281	171	4,1	1,4	54
22.10	8,7	2,3	340	236	4,8	2,2	890
Middel mai - okt.	6,9	4,4	245	201	3,3	1,8	303
Middel juni - okt.	6,9	4,6	324	179	3,5	1,8	303

Tabell IV forts.

Stasjon: Furnesfjorden

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l	TOC	Kim.
21.5	9,1	3,3	552	438	1,3		
27.6	7,3	7,9	458	334	1,8		
16.7	3,2	7,2	572	297	3,7	2,5	250
30.7	6,4	6,3	396	265	3,0	2,5	380
14.8	7,5	5,4	380	230	3,7	2,6	235
31.8	6,4	6,3	397	179	5,4	2,4	222
18.9	6,9	2,4	382	231	3,3	1,6	410
27.9	7,0	3,2	367	222	4,5	1,9	80
22.10	8,0	2,4	385	269	5,5	2,1	145
Middel mai - okt.	6,9	4,9	432	274	3,6	2,2	246
Middel juni - okt.	6,6	5,1	417	253	3,9	2,2	246

Stasjon: Skreia

Dato	Siktedyp m	pH	Alk. pH 4,2 mmol/l	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	SiO ₂ mg/l	Tot.kl.a µg/l	Kond. mS/m
22.5	11,4	7,0	0,234	3,3	525	425	2,40	0,51	4,46
7.6	5,7	7,2	0,227	6,9	492	368	2,46	2,8	4,32
28.6	8,5	7,3	0,217	4,6	435	312	2,22	1,5	4,05
12.7	8,3	7,3	0,221	3,6	410	304	2,30	1,7	4,20
29.7	6,0	7,0	0,210	5,1	549	311	1,90	2,8	3,99
13.8	7,8	7,2	0,196	4,1	476	192	1,66	3,3	3,74
30.8	6,1	7,1	0,207	4,8	330	197	1,67	4,9	3,35
17.9	7,4	7,1	0,202	5,6	336	199	1,10	3,8	3,68
26.9	7,6	7,1	0,199	3,6	381	200	1,30	4,5	3,74
10.10	7,5	7,4	0,202	3,4	343	214	1,16	4,5	3,67
24.10	8,0	7,4	0,205	2,9	385	309	0,71	4,2	3,92
Middel mai-okt.	7,7	7,2	0,211	4,4	424	276	1,7	3,1	3,92
Middel juni-okt.	7,3	7,2	0,209	4,5	414	261	1,6	3,4	3,87

Tabell V Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, St_Brøttum

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	5	6	7	8	9	10
	Dag	21	27	30	31	27	22
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Tychonema bourrellyi		.	1,8	.	.	1,4	.
Sum - Blågrønnalger		0,0	1,8	0,0	0,0	1,4	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Chlamydomonas sp. (I=12)		0,1	.	0,1	.	.	.
Chlamydomonas sp. (I=8)		.	.	0,3	0,3	.	.
Dictyosphaerium pulchellum		.	.	.	0,4	.	.
Gyromitus cordiformis		.	.	1,2	.	0,2	.
Koliella sp.		.	.	0,2	.	.	.
Monoraphidium contortum		.	.	0,2	.	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	.	.	0,2	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		.	.	0,4	.	.	.
Pandorina morum		1,0
Paramastix conifera		0,9
Paulschulzia pseudovolvox		.	.	0,9	.	.	1,2
Quadrigula pfitzeri		0,4	.
Sphaerocystis schroeteri		0,5	.
Staurastrum paradoxum		.	0,8
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		.	.	0,3	.	.	.
Sum - Grønnalger		1,0	0,8	3,6	0,9	1,0	2,1
Chrysophyceae (Gullalger)							
Aulomonas purdyi		0,2	0,2
Bitrichia chodatii		0,4
Chrysochromulina parva		.	6,1	1,5	0,9	.	0,7
Chrysolynos skjajai		.	0,7	0,2	.	.	.
Craspedomonader		0,4	.	0,8	2,1	0,3	0,5
Dinobryon bavaricum		.	.	.	0,3	7,2	1,6
Dinobryon borgei		0,3	1,2	0,7	.	.	.
Dinobryon crenulatum		.	1,6
Dinobryon cylindricum var.alpinum		0,2	0,2
Dinobryon divergens		.	9,9	.	7,0	0,5	.
Dinobryon sociale		.	.	.	0,4	.	.
Dinobryon sociale v.americanum		.	1,3	.	0,9	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum		.	.	0,6	0,2	.	.
Kephyrion sp.		0,1	0,7	0,7	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		.	.	1,2	1,3	1,1	.
Mallomonas cf.crasssquama		1,9	0,3
Mallomonas cf.maiorensis		.	.	0,7	0,7	.	.
Mallomonas spp.		.	2,0	1,8	10,1	1,7	.
Ochromonas sp.		1,8	.	0,4	0,8	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		5,4	8,0	6,1	3,9	4,0	1,9

Pseudokephyron alaskanum	0,1	.
Små chrysomonader (<7)	28,9	43,6	33,4	16,7	8,4	9,3
Spiniferomonas sp.	.	.	0,4	.	.	.
Stelexomonas dichotoma	.	1,1
Store chrysomonader (>7)	4,3	8,6	14,6	6,0	0,9	6,0
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	6,6	2,7	1,1	.	.	0,7
Ubest.chrysophyceae	0,2	.	.	0,3	.	.
Uroglena americana	.	.	0,8	1,2	.	0,8
Sum - Gullalger	48,7	87,8	65,1	52,6	26,2	22,2
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	0,6	5,9	16,4	5,9	.	5,5
Aulacoseira alpigena	0,2	0,9	0,9	2,4	2,2	.
Cyclotella comta v. oligactis	.	.	3,8	6,2	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	1,3	.
Diatoma tenue	0,3
Fragilaria crotonensis	.	.	.	7,7	18,7	8,8
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	3,2	2,3	1,9	.
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	1,0	0,5
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	3,2
Rhizosolenia eriensis	.	.	0,9	.	0,5	4,2
Rhizosolenia longiseta	.	0,4	1,7	1,2	0,8	2,8
Stephanodiscus hantzschii	0,3	0,7
Tabellaria fenestrata	2,5	.	90,4	28,1	367,0	331,4
Tabellaria flocculosa v. asterionelloides	.	.	12,8	.	.	.
Sum - Kiselalger	8,1	7,7	130,2	53,8	392,4	353,4
Cryptophyceae (Svelgflagellater)						
Cryptaulax vulgaris	.	.	.	0,3	.	.
Cryptomonas cf.erosa	1,7	11,5	38,1	53,3	12,8	9,2
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	4,7	13,0	12,2	11,3	11,4
Cryptomonas marssonii	0,4	0,6	1,4	1,4	2,2	5,4
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,7
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	2,5	9,0	9,0	12,0	18,7
Katablepharis ovalis	1,0	11,9	5,0	4,3	0,7	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	25,5	41,1	49,2	15,6	17,4	8,3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,7	5,4	2,9	6,2	1,5	.
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	0,2	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	29,9	77,8	118,8	102,4	57,9	53,6
Dinophyceae (Fureflagellater)						
Ceratium hirundinella	.	6,0	.	6,0	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	1,1	5,3	6,4	3,2	1,0	1,0
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	3,3	.	.	.
Gymnodinium helveticum	4,0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	2,9
Peridinium sp. (l=15-17)	0,7	0,7	0,7	0,7	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,4	0,4	5,5	1,8	0,5	.
Ubest.dinoflagellat	1,4	2,8	1,4	0,9	.	.
Sum - Fureflagellater	4,6	18,0	17,2	12,5	1,5	5,0
My-alger						
My-alger	14,2	20,8	15,6	13,0	15,2	10,4
Sum - My-alge	14,2	20,8	15,6	13,0	15,2	10,4
Sum totalt :	106,5	214,6	350,4	235,3	495,5	446,7

Tabell VI Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa,
 St_Kise
Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	5	6	7	7	8	8	9	9	10
	Dag	21	27	16	30	14	31	18	27	22
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)										
Anabaena lemmermannii		.	4,2	7,8	.	.	0,5	.	.	.
Chroococcus limneticus		0,3	.	.
Tychonema bourrellyi		.	1,7	1,6	.	.
Woronichinia compacta		0,6	.	2,0	0,8
Woronichinia naegeliana		1,6	.	.	.
Sum - Blågrønnalger		0,0	5,8	7,8	0,0	0,0	2,7	1,9	2,0	0,8
Chlorophyceae (Grønnalger)										
Ankyra judayi		0,3	0,3	.	.
Ankyra lanceolata		0,2	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		0,1	.	.	.	0,2	1,6	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		0,3	0,3	1,6	0,8	0,5	.	.	1,1	.
Crucigenia tetrapedia		0,5	.	.
Dictyosphaerium pulchellum		.	.	.	2,8	.	3,4	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		0,1	0,1	.	0,5	.	.	.	0,5	.
Gloeotila sp.		.	.	1,6	4,8	0,8
Gyromitus cordiformis		.	2,4	0,4	0,5	0,4
Koliella sp.		0,2
Monoraphidium dybowskii		.	.	0,7	0,5	.	.	0,2	.	.
Oocystis parva		1,6	.	.	.
Paulschulzia pseudovolvox		1,7	.	.
Pediastrum privum		0,8
Quadrigula pfitzeri		1,6	0,8	.
Scenedesmus arcuatus		0,4
Scenedesmus ecomis		1,6	.	.
Sphaerocystis schroeteri		0,9	.	.	.
Staurastrum gracile		3,2	.	.
Staurastrum paradoxum		.	.	0,8	1,6	0,7	0,8	.	0,8	0,8
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus		0,6	.
Teilingia granulata		0,3	0,3	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)		0,2
Ubest.gr.flagellat		0,7	0,3	.
Sum - Grønnalger		1,2	2,7	5,1	10,9	3,3	9,0	9,4	4,8	1,8
Chrysophyceae (Gullalger)										
Bitrichia chodatii		0,4	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)		0,2	.	.
Chrysidiastrum catenatum		.	.	.	0,4
Chrysochromulina parva		1,2	3,8	3,6	1,8	1,9	0,4	0,6	0,4	.

Chrysococcus spp.	0,5
Chrysolykos planctonicus	0,2
Chrysolykos skujai	0,3	0,3	0,5
Craspedomonader	0,4	0,4	3,0	11,1	3,8	1,6	2,4	0,5	2,1
Dinobryon bavaricum	.	.	0,2	1,6	0,6
Dinobryon borgei	.	0,2	0,2	.	0,1
Dinobryon crenulatum	.	0,8	1,7	.	0,4
Dinobryon divergens	.	16,4	26,6	0,1	0,5	3,2	8,8	0,4	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	0,2
Epipyxis polymorpha	0,2	.
Kephyrion litorale	0,1
Kephyrion sp.	0,2	0,4	0,1	.	0,1
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	.	0,5	.	.	.	0,9	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	.	0,5	3,0	1,2	1,1	2,4	0,5	.
Mallomonas caudata	.	.	.	0,7
Mallomonas cf.maiorensis	.	.	0,7
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,2
Mallomonas spp.	0,5	0,6	7,1	16,7	2,6	4,4	4,0	2,0	.
Mallomonas tonsurata	.	0,3
Ochromonas sp.	0,3	2,0	.	.	.	0,6	.	0,4	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,5	2,9	5,3	2,1	2,0	2,4	2,8	3,7	1,2
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	0,1
Små chrysomonader (<7)	67,6	20,8	49,4	28,8	19,5	7,6	11,5	7,8	4,7
Stelaxomonas dichotoma	.	.	0,3	0,3
Store chrysomonader (>7)	12,1	7,8	15,5	10,3	3,4	.	4,3	3,4	0,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	1,0	1,7	0,7	1,0	.	.	0,3	1,7	0,3
Ubest.chrysophyceae	.	0,2	.	0,5	.	.	0,2	0,1	.
Uroglena americana	.	.	.	60,8	8,3	.	1,6	.	.
Sum - Gullalger	87,6	58,4	115,6	138,3	44,2	21,4	39,2	23,6	9,8

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	0,4
Asterionella formosa	1,5	4,0	34,3	238,7	41,1	24,7	39,7	3,4	3,2
Aulacoseira alpigena	.	1,1	3,8	1,9	1,7	2,4	3,4	1,3	1,1
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	11,0
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	2,6	11,7	6,4	23,1	2,9	1,1	.
Cyclotella glomerata	0,6	0,4
Diatoma tenue	0,2
Eunotia zasuminensis	0,2
Fragilaria crotonensis	0,9	.	2,4	5,5	17,6	195,8	99,0	44,0	66,0
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,2	0,1	2,8	6,0	0,9	0,5	1,9	.	1,4
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	10,5	0,3	3,3
Rhizosolenia eriensis	.	.	2,3	15,8	0,9	0,8	1,2	0,5	.
Rhizosolenia longiseta	0,9	0,9	.	0,4	0,4	0,4	.	2,8	13,4
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	13,9
Stephanodiscus hantzschii	1,9	0,6	0,6	1,3	.	.	.	1,0	0,6
Tabellaria fenestrata	5,0	2,6	94,4	347,9	358,6	976,5	1606,9	398,5	688,9
Tabellaria flocculosa	.	.	3,0
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	.	.	1,6
Sum - Kiselalger	47,0	10,1	151,2	629,1	427,8	1224,0	1754,9	452,5	774,6

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	0,7	0,3	.	.
Cryptomonas cf.erosa	10,5	16,3	15,6	35,2	19,4	26,4	30,2	18,7	10,8

Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,4	1,4	3,2	12,2	12,4	8,0	15,1	10,0	8,0	
Cryptomonas marssonii	0,8	2,6	1,6	0,7	0,7	1,3	.	1,4	5,8	
Cryptomonas sp. (l=15-18)	0,2	
Cryptomonas spp. (l=24-30)	5,0	5,5	8,0	14,5	8,5	6,5	15,0	13,5	18,5	
Katablepharis ovalis	0,8	3,6	4,3	2,9	4,1	0,7	3,6	1,4	.	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	81,7	89,6	64,1	66,3	51,3	31,2	27,8	16,6	7,4	
Rhodomonas lens	0,2	1,1	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,4	2,3	3,2	8,6	5,7	4,6	3,6	2,3	.	
Sum - Svelgflagellater	100,6	122,4	100,0	140,5	102,0	78,6	95,6	64,0	50,5	
Dinophyceae (Fureflagellater)										
Ceratium hirundinella	.	.	66,0	18,0	
Gymnodinium cf.lacustre	0,8	2,6	5,3	1,1	.	1,1	1,1	.	0,2	
Gymnodinium cf.uberrimum	10,5	.	.	6,6	3,3	.	.	.	2,9	
Gymnodinium helveticum	.	.	.	14,4	2,4	.	.	4,8	.	
Gymnodinium sp. (l=14-16)	1,2	.	1,4	0,5	
Peridinium raciborskii (P.palustre)	8,0	.	.	
Peridinium sp. (l=15-17)	3,0	4,0	.	0,3	0,7	0,3	.	.	1,0	
Peridinium umbonatum	2,6	
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,5	.	2,5	0,9	.	.	6,6	.	.	
Ubest.dinoflagellat	4,2	0,5	0,8	
Sum - Fureflagellater	22,8	7,0	76,0	41,8	6,4	1,4	15,7	4,8	4,1	
My-alger										
My-alger	13,8	14,4	18,7	20,7	9,5	11,4	14,2	10,1	11,4	
Sum - My-alge	13,8	14,4	18,7	20,7	9,5	11,4	14,2	10,1	11,4	
Sum totalt :	273,0	220,8	474,4	981,3	593,2	1348,6	1930,9	561,8	853,0	

Tabell VII Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, st_Furnesfjorden

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	5	6	7	7	8	8	9	9	10
	Dag	21	27	16	30	14	31	18	27	22
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)										
Anabaena lemmermannii	.	.	1,3	0,8	.	.	0,3	.	.	.
Planktothrix mougeotii	.	.	.	2,7
Tychonema bourrellyi	4,0	.	.	7,1
Woronichinia compacta	0,2	.
Woronichinia naegeliana	1,6	.	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	1,3	3,5	0,0	0,0	4,3	1,6	0,2	7,1	
Chlorophyceae (Grønnalger)										

Ankyra judayi	0,3	0,3	.	.
Ankyra lanceolata	0,3	0,5	0,2	.	.
Botryococcus braunii	1,4	.	.	.
Chlamydomonas sp. (I=12)	.	.	1,6	.	0,2
Chlamydomonas sp. (I=8)	.	0,3	0,3	0,5	0,3	0,3	.	.	0,3
Coelastrum asteroideum	.	.	0,8
Dictyosphaerium pulchellum	2,8	0,2	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	0,6
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	0,7	.	.	0,1	.	.	0,5	.
Fusola viridis	0,6	.
Gloeotila sp.	.	.	2,4	3,2
Gyromitus cordiformis	1,2	.	.	0,4	2,4
Koliella sp.	0,3	.	.	0,2
Monoraphidium contortum	.	0,2	.	0,2
Monoraphidium dybowskii	.	.	1,4	0,7	0,2	.	.	0,2	.
Nephrocytium agardhianum	0,6	.	.	.
Oocystis marssonii	0,2
Oocystis rhomboidea	1,1
Oocystis submarina v.variabilis	.	0,2	.	0,1
Paulschulzia pseudovolvox	0,6	.	.	0,6	.	0,6	.	.	.
Platymonas sp.	1,2
Quadrigula pfitzeri	0,8	.	.	0,5
Sphaerocystis schroeteri	9,1	.	0,3	.
Staurastrum erasum	.	2,4
Staurastrum gracile	3,2	3,2	.
Staurastrum lunatum	1,6	.	.	.
Staurastrum paradoxum	2,4	0,9	.	.
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	0,8	0,7	.	.	.
Staurodesmus indentatus	0,7
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	0,4
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	0,5
Ubest.gr.flagellat	.	0,2
Sum - Grønnalger	2,1	5,0	7,1	5,6	4,4	21,1	4,8	5,1	3,8

Chrysophyceae (Gullalger)

Bitrichia chodatii	0,8	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0,2	0,1	.	.
Chrysidiastrum catenatum	.	.	.	0,4
Chrysochromulina parva	3,0	1,8	3,9	2,7	.	0,2	0,8	.	0,9
Craspedomonader	0,4	0,4	12,6	4,5	0,3	3,7	0,1	2,3	1,2
Dinobryon bavaricum	0,4	0,2	.	.	0,3
Dinobryon borgei	0,5	0,3
Dinobryon crenulatum	.	5,2
Dinobryon cylindricum	0,2
Dinobryon divergens	.	13,0	1,2	0,3	2,1	2,5	.	0,2	.
Dinobryon sociale	.	.	.	0,3
Dinobryon sociale v.americanum	.	0,1	.	0,1
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	0,3
Kephyrion sp.	.	.	0,1
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	2,8
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,8	1,8	3,2	1,2	3,6	0,7	0,5	0,5	0,6
Mallomonas caudata	1,4	.	.	.
Mallomonas elongata	6,6	.	.	0,8	0,4
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,4	.	.	0,2	0,7
Mallomonas spp.	.	4,0	2,0	3,6	2,6	11,9	0,7	.	0,3
Ochromonas sp.	0,7	0,8	0,3	.	0,2

Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3,5	2,7	3,9	1,1	2,4	1,6	2,6	2,2	2,3
Smá chrysomonader (<7)	23,3	15,2	30,8	17,6	11,4	7,4	8,6	6,5	5,2
Spiniferomonas sp.	.	0,4
Stelaxomonas dichotoma	.	0,3	0,3
Store chrysomonader (>7)	5,2	5,2	5,2	6,0	.	2,6	5,2	2,6	0,9
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	0,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	2,7	1,3	1,0	.	1,0	.	0,3	1,7	1,0
Ubest.chrysofytce	.	0,2	0,3	0,8
Uroglena americana	.	.	0,7	7,2	7,2
Sum - Gullalger	48,5	52,6	69,2	46,0	31,1	33,2	19,3	16,0	14,0
Bacillariophyceae (Kiselalger)									
Asterionella formosa	6,3	2,2	81,3	137,0	27,4	18,7	32,9	32,9	12,2
Aulacoseira alpigena	.	0,3	4,5	1,6	3,4	1,4	.	0,7	.
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	17,4
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	.	.	1,3
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	0,8	7,0	16,9	16,7	1,9	.	.
Cyclotella glomerata	2,3	.	.	.	1,3
Cyclotella radiosa	0,6
Diatoma tenuis	.	0,1
Eunotia zasuminensis	1,6
Fragilaria crotonensis	1,3	.	9,9	15,4	28,6	469,7	60,5	112,4	39,1
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,5	1,9	21,3	7,9	2,3	.	0,9	1,9	.
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	29,8	0,3
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")	1,6	1,6
Rhizosolenia eriensis	.	0,4	3,2	10,5	.	1,3	0,8	1,7	0,9
Rhizosolenia longiseta	1,7	0,8	0,9	2,3	0,5	.	1,2	3,5	14,4
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	12,1
Stephanodiscus hantzschii	2,0	0,6	.	1,4	0,3
Tabellaria fenestrata	2,1	6,9	195,8	328,7	253,4	712,1	1006,6	1431,1	609,4
Tabellaria flocculosa	.	.	5,3
Sum - Kiselalger	78,6	15,1	323,1	513,0	334,3	1219,9	1104,8	1584,2	676,3
Cryptophyceae (Svelgflagellater)									
Cryptaulax vulgaris	0,3	0,3	.	.
Cryptomonas cf.erosa	3,2	7,9	142,8	21,4	43,0	29,4	6,4	18,3	13,2
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2,1	1,6	.	9,5	8,4	10,4	7,2	6,8	7,2
Cryptomonas marssonii	.	0,7	0,3	.	1,1	.	1,1	0,6	1,4
Cryptomonas spp. (l=24-30)	1,5	3,2	12,5	9,0	11,5	13,0	11,5	13,5	16,5
Cyathomonas truncata	0,4	.	.
Katablepharis ovalis	0,5	8,1	2,9	0,7	2,6	0,7	1,9	1,0	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	65,0	87,5	103,4	45,9	43,4	15,6	11,9	8,0	9,7
Rhodomonas lens	1,2	.	1,1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	1,2	1,6	8,0	5,2	8,0	2,4	2,4	.
Sum - Svelgflagellater	73,8	110,1	264,5	94,5	115,2	77,0	43,1	50,5	48,5
Dinophyceae (Fureflagellater)									
Ceratium hirundinella	6,0	6,0	126,0	24,0
Gymnodinium cf.lacustre	2,1	2,1	1,1	.	0,9
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	5,8	.	.	.	5,8	.	.
Gymnodinium helveticum	7,2	2,4	.	2,4	4,8
Peridinium sp. (l=15-17)	0,7	0,3	.	.	0,7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	1,5	.	0,6	.	.	0,5	.	.
Sum - Fureflagellater	16,0	12,3	132,9	27,0	6,3	0,0	6,3	0,0	0,0
My-alger									

My-alger	17,6	14,4	13,8	7,4	8,6	8,4	11,0	8,0	11,8
Sum - My-alge	17,6	14,4	13,8	7,4	8,6	8,4	11,0	8,0	11,8
Sum totalt :	236,6	210,9	813,9	693,5	499,8	1363,9	1190,9	1664,0	761,6

Tabell VIII Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, st_Skreia

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
	Måned	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	10
	Dag	22	7	28	12	29	13	30	17	26	10	24
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)												
Anabaena lemmermannii	.	.	5,5
Snowella lacustris	0,6	.	.
Tychonema bourrellyi	.	.	.	1,1	.	0,8	.	.	.	3,1	.	.
Woronichinia compacta	2,0	0,2	.	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	5,5	1,1	0,0	0,8	0,0	0,0	2,0	3,8	0,0	
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Ankyra lanceolata	0,5
Botryococcus braunii	0,7	.	.	0,7
Carteria sp. (I=6-7)	0,5	.	0,4	.	0,5	0,5	.	.
Chlamydomonas sp. (I=8)	.	.	0,3	1,6	.	0,3	.	1,1	0,3	0,8	.	.
Coelastrum asteroideum	0,7
Crucigenia quadrata	0,6	.	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	0,3	4,1	.	4,1	.	0,6	
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	0,6	0,3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	0,1	0,3	1,1	0,7	0,3
Gloeotila sp.	4,8	0,8	0,8	0,8
Gyromitus cordiformis	.	.	.	0,3	1,2	0,3	0,2	1,3	.	0,1	1,1	
Koliella longiseta	0,2
Koliella sp.	.	.	0,1
Monoraphidium contortum	.	.	.	0,2
Monoraphidium dybowskii	0,2	0,2	.	.	.	0,2	0,2	
Oocystis marssonii	0,2	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	0,4	.	0,4
Paramastix conifera	.	0,2	.	0,9
Paulschulzia pseudovolvox	0,6	.	0,6	1,2	.	0,6	
Quadrigula pfitzeri	0,3	.	.	0,2	
Staurastrum lunatum	1,6	
Staurastrum paradoxum	0,8	.	0,7	0,8	
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	0,5	.	
Tellingia granulata	0,8	0,3	0,3	

Ubest. kuleformet gr.alge (d=5)	0,2	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	0,5
Sum - Grønnalger	0,7	0,6	1,3	4,8	9,6	3,1	5,8	5,6	6,9	3,0	5,6

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	.	0,2	0,1	0,1	.	.	.
Bicosoeca planctonica	0,2
Bitrichia chodatii	0,4
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	0,1
Chrysidiastrum catenatum	.	0,8
Chrysolykos skujai	.	0,3
Craspedomonader	0,2	0,7	0,8	1,3	4,4	0,7	0,2	0,2	0,6	1,1	1,0
Dinobryon bavaricum	.	1,5	.	.	0,1	.	.	0,4	.	0,8	.
Dinobryon borgei	.	1,7	0,1	.	.	0,1	.	0,1	.	.	.
Dinobryon cylindricum	.	0,5
Dinobryon divergens	.	7,3	6,7	3,6	.	.	0,7	.	.	0,2	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	0,2
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0,2	0,2	.	.
Epipyxis polymorpha	0,2	.	.
Kephyrion sp.	.	1,1	0,2	0,1
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,3	2,7	0,5	1,2	0,6	3,0	.	1,1	.	1,2	1,2
Mallomonas cf.crasissquama	.	3,9	.	.	.	0,6	0,9	.	.	0,3	.
Mallomonas cf.maiorensis	.	1,3	0,7
Mallomonas elongata	.	1,5	0,5	.	.	1,0	1,0	0,5	.	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	.	3,2	1,1	0,4	0,4	0,2
Mallomonas spp.	.	4,0	.	0,9	0,8	3,0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	1,3	1,8	4,9	2,2	1,3	3,0	2,2	4,3	1,7	2,1	1,1
Små chrysomonader (<7)	2,4	43,9	14,1	16,2	10,5	11,5	12,4	16,5	7,6	6,7	3,3
Spiniferomonas sp.	.	2,0
Stelexomonas dichotoma	.	1,3	.	0,3	.	0,3
Store chrysomonader (>7)	1,3	16,4	4,3	6,0	0,9	5,2	2,6	6,9	2,6	3,4	2,6
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	2,0	.	0,3	.	.	0,3	4,6	1,0	.
Ubest.chrysophycee	.	.	0,1	.	0,2
Uroglena americana	.	271,9	.	.	11,5	15,5
Sum - Gullalger	5,4	368,4	36,0	32,3	31,0	44,3	20,5	30,5	17,5	16,8	9,1

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	0,7	4,9	2,8	6,4	118,4	47,0	5,3	38,8	22,9	13,4	6,6
Aulacoseira alpigena	.	0,3	.	1,5	1,9	1,6	4,5	0,2	1,9	0,6	.
Aulacoseira islandica (morf.helvetic)	29,4
Aulacoseira italica v.tenuissima	0,3	.	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	0,3	2,5	15,0	13,9	9,9	1,7	.	0,3
Cyclotella glomerata	4,1	5,5	1,3
Cyclotella radiosa	.	1,1	.	.	0,6
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	0,2	0,2	.	3,6	4,2
Diatoma tenue	.	0,4
Eunotia zasuminensis	0,4	.	.
Fragilaria crotonensis	0,3	9,2	57,2	78,1	45,1	39,8	80,3
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,6	.	0,5	7,9	0,9	0,5	1,4	0,5	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	10,0	5,3	.	1,3
Rhizosolenia eriensis	.	.	0,4	.	2,4	3,2
Rhizosolenia longiseta	0,2	0,4	1,2	2,0	.	.	2,0	1,6	6,0	7,4	8,3
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	7,8
Stephanodiscus hantzschii	1,3	1,3	1,9	2,5	3,2	0,6	5,4	0,6	1,3	1,2	0,3

Tabellaria fenestrata	2,2	1,3	5,9	90,1	180,9	549,7	891,8	867,8	1023,0	764,2	986,0
Tabellaria flocculosa	4,0	4,0	0,8	.	.	.
Tabellaria flocculosa v.asterionelloides	.	.	.	2,6	2,6
Sum - Kiselalger	60,2	24,7	12,8	114,5	317,1	631,1	982,7	998,6	1102,4	826,7	1081,9
Cryptophyceae (Svelgflagellater)											
Cryptaulax vulgaris	0,7
Cryptomonas cf.erosa	1,0	6,4	9,1	6,2	18,2	30,7	21,4	19,1	15,9	9,5	8,4
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	1,2	1,2	6,1	11,6	6,8	12,8	5,6	9,6	6,1
Cryptomonas marssonii	.	1,3	0,6	0,3	2,7	1,7	5,8	4,0	.	.	.
Cryptomonas parapyrenoidifera	2,9
Cryptomonas spp. (l=24-30)	1,5	2,5	2,8	3,3	6,0	8,5	8,5	16,0	8,5	17,5	9,0
Katablepharis ovalis	0,3	3,7	9,5	1,9	1,1	1,6	1,9	3,3	1,4	1,2	0,2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	13,4	50,4	37,1	48,1	25,5	42,9	26,9	19,5	13,6	16,3	4,6
Rhodomonas lens	0,6	3,2	.	1,1	.	2,1	2,4	1,2	.	.	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	0,2	0,3	8,6	5,8	.	0,3	2,9	.	.
Sum - Svelgflagellater	17,4	67,4	60,5	62,4	68,2	104,9	76,6	76,1	47,9	54,1	28,3
Dinophyceae (Fureflagellater)											
Ceratium hirundinella	.	.	6,0	18,0	6,0	6,0
Gymnodinium cf.lacustre	0,5	2,3	1,0	1,5	0,2	2,4	.	.	1,1	.	1,1
Gymnodinium cf.uberrimum	2,9	6,2	.	.	.
Gymnodinium helveticum	2,0	8,4	.	2,4	4,8	7,2	4,8	.	2,6	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0,2	5,8	2,2	1,4	2,4	.	1,4	1,7	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0,7	4,0	1,0
Peridinium umbonatum	.	1,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0,4	.	0,8	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	0,8	1,9	.	0,5
Sum - Fureflagellater	6,3	21,7	10,0	25,2	13,4	16,4	7,2	8,7	3,7	0,0	1,1
Haptophyceae											
Chrysochromulina parva	.	18,0	0,7	2,6	1,3	1,0	3,8	1,1	0,2	0,2	.
Sum - Haptophyceae	0,0	18,0	0,7	2,6	1,3	1,0	3,8	1,1	0,2	0,2	0,0
My-alger											
My-alger	3,5	18,8	13,3	10,4	11,4	13,4	11,2	11,7	6,8	9,9	9,2
Sum - My-alge	3,5	18,8	13,3	10,4	11,4	13,4	11,2	11,7	6,8	9,9	9,2
Sum totalt :	93,5	519,6	140,0	253,4	452,0	815,0	1107,9	1132,2	1187,3	914,5	1135,2

Tabell IX. Målt primærproduksjon (C_{14} -teknikk) ved stasjon, Skreia i 2002.

Dato	23/5	15/6	28/6	14/7	27/7	10/8	31/8	14/9	26/9	14/10	3/11
Dagsprod. mg C/m ² /døgn	40	156	83	131	206	169	260	174	197	143	128

Årsproduksjon (mai-oktober) (g C/m²/år): 27
Midlere døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 150
Maksimum døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 260

Tabell X. Forekomst av planktonkrepsdyr i Mjøsa, stasjon Skreia i 2002, uttrykt som individantall og mg tørrvekt pr. m² fra 0-50 m. Forekomst av *Mysis* er uttrykt som individantall og mg tørrvekt og *Gammaracanthus* som individantall pr. m² fra sjiktet 0-120 m.

x) Prøve mangler

2002	Dato	22.5	7.6	28.6	12.7	29.7	13.8	30.8	17..9	26.9	10.10	24.10
Art												
<u>Hoppekreps</u>												
<i>Limnocalanus macrurus</i>		28480	27900	7260	11260	1160	1360	1360	-	580	2040	1880
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		68300	55800	24280	77540	78500	101560	66720	100060	80640	103680	67620
<i>Heterocope appendiculata</i>		4200	1880	1640	6340	5760	940	1840	-	-	-	-
<i>Cyclops lacustris</i>		14820	10440	6160	3480	18860	24140	14960	35880	19880	25540	33820
<i>Thermocyclops oithonoides/</i>												
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		16180	2480	96740	50560	43300	176120	85640	65200	28540	14100	1620
<i>Cyclops scutifer</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	-
<i>Cyclopoida ubest.</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160
<u>Vannlopper</u>												
<i>Daphnia galeata</i>		-	1060	4840	20460	63920	104940	160980	84540	26080	36500	7080
<i>Daphnia cristata</i>		-	420	4440	1820	3600	35760	5640	860	840	300	40
<i>Bosmina longispina</i>		680	3140	135060	45740	112590	68320	63740	25800	30720	30600	7900
<i>Bosmina longirostris</i>		-	-	-	-	220	-	1200	160	-	280	-
<i>Holpedium gibberum</i>		-	620	22700	1760	2520	1140	1000	5580	260	160	160
<i>Leptodora kindtii</i>		-	-	1000	1740	2320	1520	260	160	-	160	-
<i>Polyphemus pediculus</i>		-	-	9560	1060	2840	2380	160	3020	40	160	-
<i>Bythotrephes longimanus</i>		-	-	140	-	160	360	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia</i> sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	440	-
Sum krepsdyrplankton, ant ind/m ²		132660	103740	318940	221760	335750	518540	403500	321260	187580	214080	120280
Biomasse, mg tørrvekt/m ²		708,4	1167,7	1417,3	1366,9	1358,3	1389,0	1418,5	1542,6	953,6	1400,2	868,7
<i>Mysis relicta</i> totalt, ant ind/m ²		197	505	131	148	329	305	144	154	159	127	115
Årsunger (0+) ant ind/m ²		128	445	85	124	302	254	121	116	117	105	91
Flerårige (1+ og 2+) ant ind/m ²		69	60	46	24	27	51	23	38	42	22	24
Biomasse, mg tørrvekt/m ²		112	173	179	120	258	433	230	337	367	252	264
<i>Gammaracanthus loricatus</i> ant ind/m ²		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell XI. Forekomst av koliforme bakterier (37°C) og termotolerante koliforme bakterier (44°C) uttrykt som antall/100ml, samt kimtall uttrykt som antall/1ml ved den synoptiske undersøkelsen 19. september 2002.

Dyp Stasjon	1m		15m		30m		1m	15m	30m
	37°C	44°C	37°C	44°C	37°C	44°C	Kimtall	Kimtall	Kimtall
1	14	1	3	1	-	-	74	62	-
2	2	1	4	1	1	1	75	62	59
3	0	0	1	1	0	0	45	60	46
4	0	0	1	0	0	0	26	25	41
5	1	2	2	0	1	0	25	31	30
6	2	0	12	1	1	1	30	57	40
7	3	0	5	0	0	0	25	30	38
8	8	0	0	0	1	0	37	27	38
9	17	0	4	0	0	0	29	23	15
10	13	0	0	0	2	0	28	14	24
11	2	0	5	3	1	1	25	31	15
12	4	2	1	1	1	0	30	15	9
13	5	1	5	0	0	0	11	12	1
14	6	0	7	1	0	0	24	14	9
15	11	1	20	0	-	-	15	14	-
16	11	0	9	9	3	1	17	35	24
17	7	0	10	0	1	0	39	84	21
18	28	0	21	0	4	0	150	90	15
19	5	0	11	0	2	0	17	30	5
20	26	0	25	4	-	-	15	14	-
20a	320	4	-	-	-	-	103	-	-
21	48	6	50	0	1	1	10	35	12
22	5	1	18	0	7	0	10	35	23
23	0	0	51	2	-	-	13	15	-
24	6	0	12	4	2	1	12	21	7
25	17	4	14	1	0	0	13	15	1
26	5	1	0	0	7	0	6	19	3
27	0	0	17	1	6	0	7	12	18
28	1	0	3	0	1	0	13	42	12
29	2	1	3	0	0	0	27	14	17
30	4	0	3	0	0	0	15	11	5
31	2	1	2	0	0	0	6	13	18
32	1	0	0	0	-	-	7	31	-
33	2	0	0	0	0	0	7	8	5
34	0	0	0	0	1	0	10	3	8
35	0	0	4	0	2	0	18	7	6
36	0	0	4	0	1	0	10	15	18
37	0	0	0	0	0	0	9	16	12
38	0	0	2	0	0	0	11	12	7

Vedlegg C. Planteplankton og dyreplankton i noen innsjøer

- Planteplanktonbiomasse i noen større innsjøer
- Planteplankton ved hovedstasjonen i Mjøsa (st.Skreia) i 1972-2002
- Planteplanktonproduksjon (primærprod.) i noen norske innsjøer
- Biomasse av krepsdyrplankton i noen innsjøer i Østlandsområdet

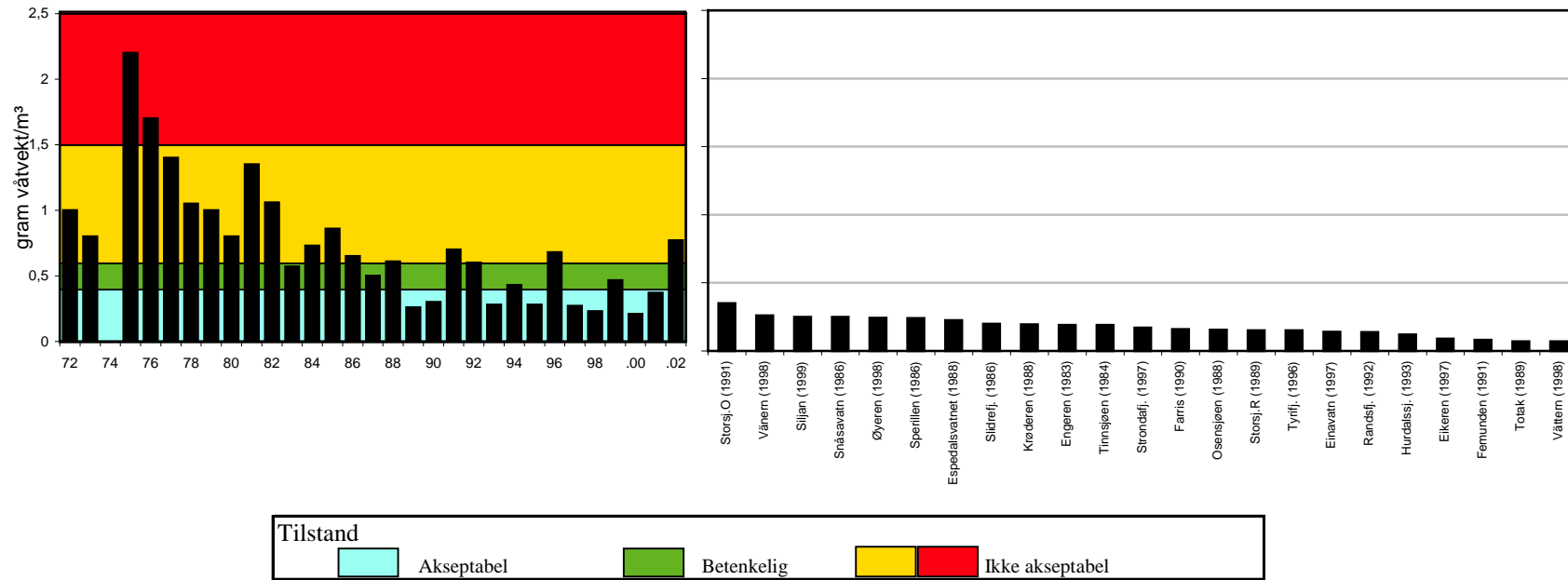


Fig.A. Planteplanktonbiomasse uttrykt som middelværdi i vegetasjonsperioden i Mjøsa i perioden 1972 – 2002 samt i noen andre store innsjøer. I Mjøsa har vi benyttet perioden juni – oktober.

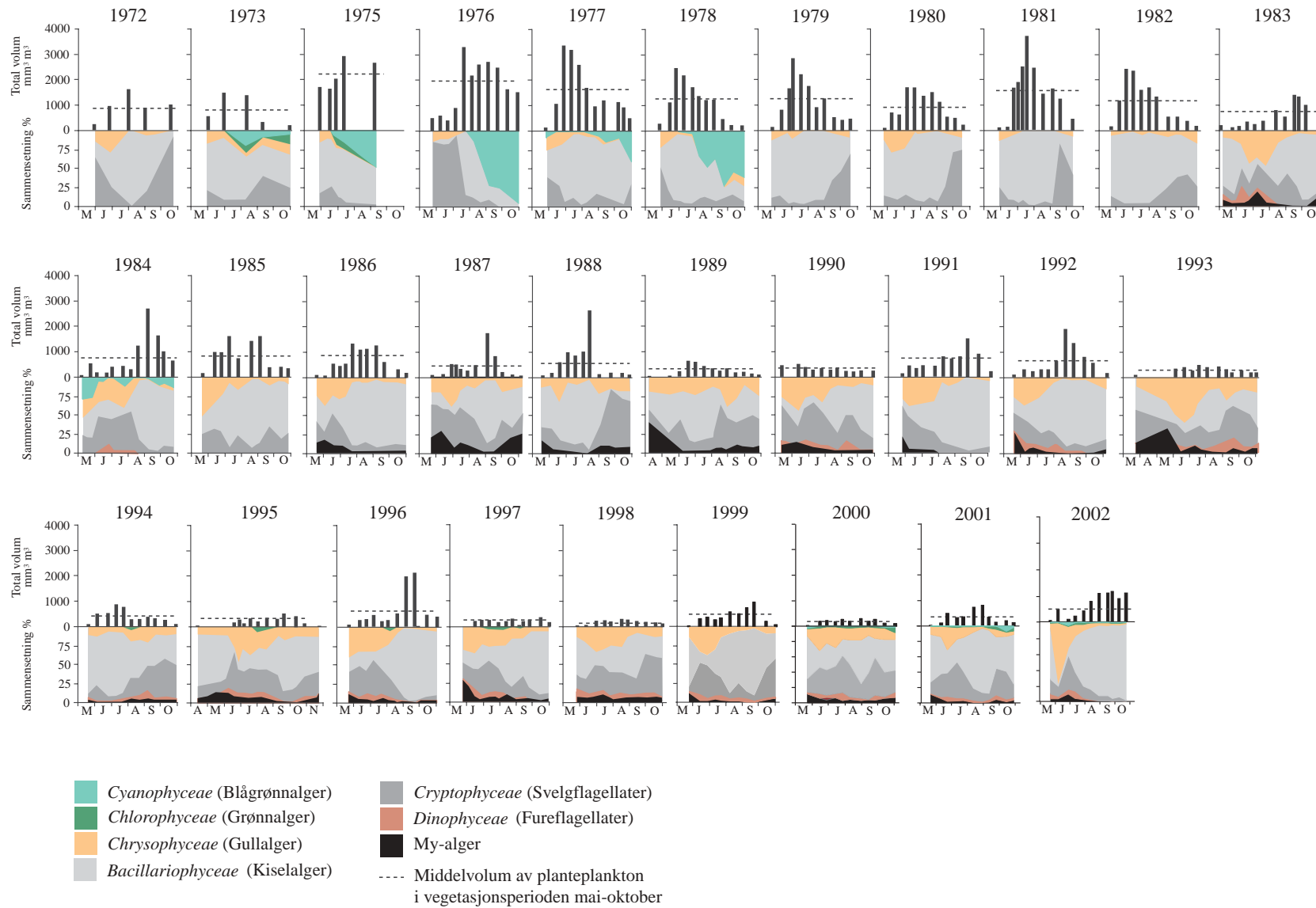


Fig.B. Planteplankton ved hovedstasjon i Mjøsa (Skreia) i perioden 1972-2002.

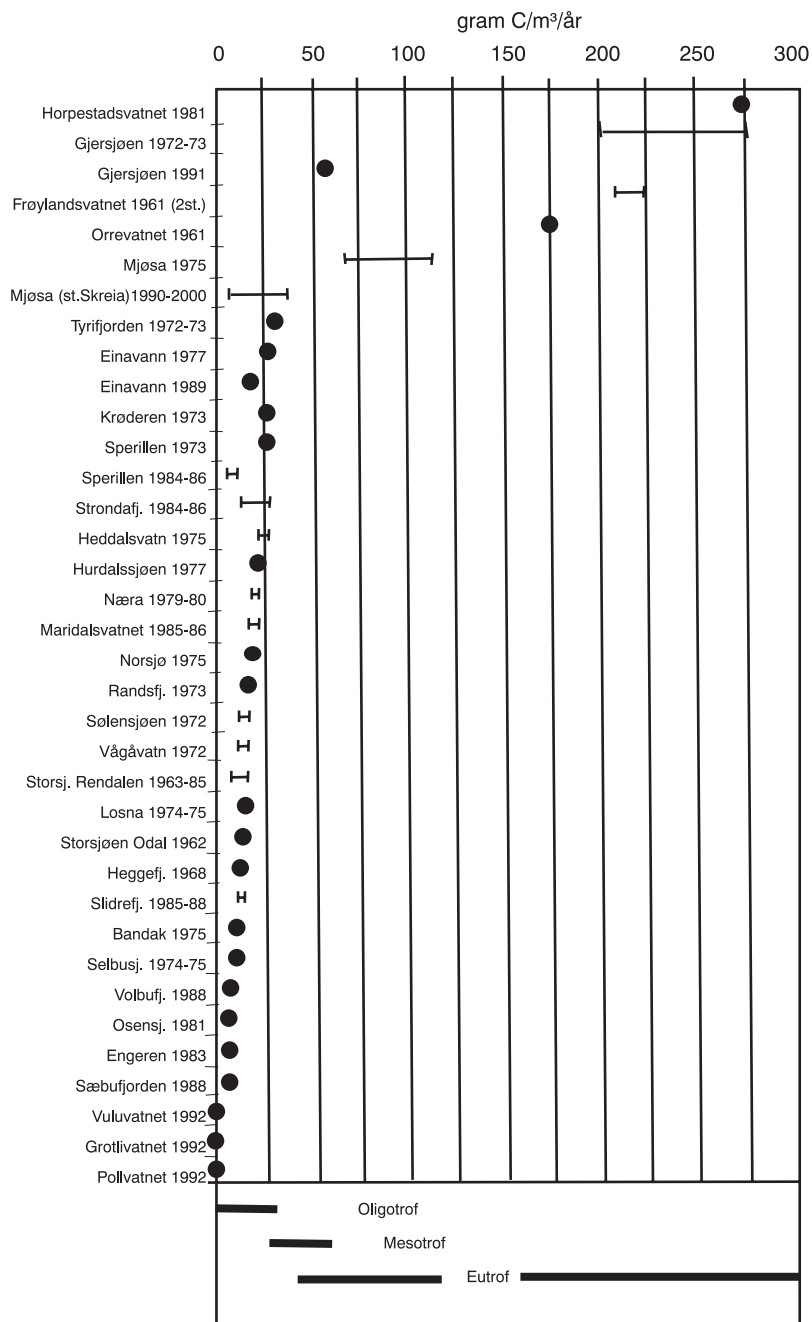


Fig.C. Planteplanktonproduksjon, målt som årlig nettoproduksjon, med C₁₄-metoden fra 32 norske innsjøer sett i relasjon til trofinivå.

Fig.C. Planteplanktonproduksjon, målt som årlig nettoproduksjon, med C₁₄-metoden fra 32 norske innsjøer sett i relasjon til trofinivå.

Middelbiomasse av krepsdyrplankton oppgitt som gram tørrvekt/m² (g TV/m²) i vegetasjonsperioden (mai/juni – oktober) i noen oligotrofe og oligomesotrofe innsjøer i Østlandsområdet. Store innsjøer er markert med utheving. Materialet er fra NIVA-undersøkelser. P = produksjon og B = middelbiomasse i produksjonssesongen.

	g (T.V.)/m ²	Årsproduksjon
Ringsjøen	3,0	
Einavann	1,6 – 2,5	
Mjøsa	0,9 – 1,9	20 gram (T.W.)/m² P/B=6-7
Skumsjøen	1,4	
Randsfjorden	0,3 – 1,0	
Strondafjorden	0,6 – 0,9	
Osensjøen	1,0	5,2 gram (T.W.)/m² P/B=5-6
Storsjøen i Odal	0,8	
Hurdalssjøen	0,8	
Storsjøen i Rendalen	0,6 – 0,9	
Vågåvatn	0,3	
Losna	0,2 – 0,3	
Femunden	0,5	
Synnfjorden	0,9	
Hedalsfjorden	0,7	
Heggefjorden	1,0	
Volbufjorden	1,6	
Sæbufjorden	1,8	
Engeren	0,2	
Vangsmjøsa	0,6	
Sperillen	0,3 – 0,5	
Slidrefjorden	0,6 – 0,8	
Næra	0,7	

VARIASJONSBREDDE: 0,2 – 2,5 g (T.V.)/m²

MIDDELVERDI: 0,9 g (T.V.)/m²

Vedlegg D. Rådata for tilløpselvene og transportmålinger

RÅDATA FOR TILLØPSELVENE OG TRANSPORTBEREGNINGER I 2002

Rådata for 2001 er gitt i NIVA-rapp. Løpenr. 4527-2002 (Kjellberg 2003).

Anmerkninger:

Næringsalter (C): $\text{mg/m}^3 = \mu\text{g/l}$ på prøvetakingsdagen

Q = Vannføring på prøvetakingsdagen, m^3/s

Q-mnd. = Månedlig vanntransport, mill. m^3 (V)

Stofftransporten er beregnet månedvis etter formelen:

$$S = \frac{\text{sum (Q. C)}}{\text{sum Q}} \cdot V$$

Vannføringsveide middelverdier er beregnet etter formelen:

$$C = \frac{S}{V} \quad \text{der :}$$

S = stofftransporten i perioden

V = vanntransporten i perioden

**Gudbrandsdalslågen. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport
samt volumveide middelveier i 2002.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m³/s	Vol.mnd. mill. m³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.2002	4,1	236	102,2					
28.01.2002	1,8	212	100,0	301,3	0,893	67,5	3,0	224
11.02.2002	2,0	412	100,1					
25.02.2002	1,5	306	93,8	267,9	0,471	96,6	1,8	361
11.03.2002	2,1	235	97,8					
25.03.2002	1,6	190	107,0	286,5	0,527	60,6	1,8	211
08.04.2002	2,3	399	130,8					
15.04.2002	4,9	285	93,2					
22.04.2002	9,6	320	132,0					
29.04.2002	9,5	582	332,5	431,3	3,247	197,0	7,5	457
06.05.2002	9,9	327	283,3					
13.05.2002	12,6	287	840,0					
21.05.2002	7,3	242	411,9					
27.05.2002	12,8	198	1122,6	1658,1	19,193	409,1	11,6	247
10.06.2002	5,6	149	890,7					
24.06.2002	5,0	199	405,7	1698,7	9,194	279,7	5,4	165
08.07.2002	3,0	116	430,0					
12.07.2002	6,5	375	1100,1					
22.07.2002	8,6	120	420,5	1360,0	8,406	357,6	6,2	263
05.08.2002	8,2	118	387,0					
19.08.2002	9,9	429	293,8	906,9	8,102	228,7	8,9	252
09.09.2002	7,2	117	250,0					
23.09.2002	3,9	110	135,0	490,8	2,966	56,2	6,0	115
07.10.2002	10,5	151	144,5					
21.10.2002	3,4	166	68,2	306,2	2,518	47,7	8,2	156
04.11.2002	6,9	186	56,4					
19.11.2002	2,8	216	94,4	237,3	1,028	48,6	4,3	205
02.12.2002	1,5	202	89,0					
16.12.2002	2,6	192	68,0	228,0	0,451	45,1	2,0	198
Min	1,5	110,0						
Maks	12,8	582,0						
Middel	5,8	244,0						
St.avvik	3,5	111,5						
Median	5,0	212,0						
Antall pr.	29	29						
Året				8173,0	56,995	1894,4	7,0	232

Merknad: Tot-P analyseverdier <2 µg/l (25/2 og 2/12) er satt til 1,5 µg/l.

**Gausa 2002. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport
samt volumveide middelveier i 2002.**

Dato					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m ³ /s	Vol.mnd. mill. m ³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.2002	4,7	683	5,57					
28.01.2002	2,6	665	3,52	12,11	0,047	8,2	3,9	676
11.02.2002	5,8	923	3,36					
25.02.2002	16,3	851	3,05	7,83	0,085	7,0	10,8	889
17.03.2002	5,7	742	2,62					
25.03.2002	11,0	1740	2,62	7,49	0,063	9,3	8,4	1241
08.04.2002	25,5	2080	10,80					
15.04.2002	11,3	2100	9,63					
22.04.2002	30,7	1120	27,49					
29.04.2002	9,3	2350	36,30	54,75	1,018	103,2	18,6	1885
06.05.2002	8,6	540	46,67					
13.05.2002	13,3	411	51,21					
21.05.2002	4,0	457	12,54					
27.05.2002	7,2	420	28,69	113,39	1,092	52,2	9,6	460
10.06.2002	3,7	891	3,70					
24.06.2002	4,1	581	2,88	17,59	0,068	13,3	3,9	755
08.07.2002	30,4	606	20,29					
12.07.2002	20,2	664	20,64					
22.07.2002	10,7	664	2,43	26,33	0,644	16,8	24,4	637
05.08.2002	47,6	834	0,48					
19.08.2002	3,7	1030	2,33	6,25	0,070	6,2	11,2	997
09.09.2002	4,7	693	4,64					
23.09.2002	9,2	892	2,29	7,51	0,046	5,7	6,2	759
07.10.2002	1,5	749	2,30					
21.10.2002	3,9	913	2,43	7,24	0,020	6,0	2,7	833
04.11.2002	3,2	904	6,68					
19.11.2002	4	696	6,00	16,08	0,058	13,0	3,6	806
02.12.2002	1,5	662	4,02					
16.12.2002	2,2	738	3,36	8,92	0,016	6,2	1,8	697
Min	1,5	411						
Maks	47,6	2350						
Middel	10,6	917						
St.avvik	10,6	495						
Median	5,8	742						
Antall pr.	29	29						
Året				285,49	3,225	247,0	11,3	865

Merknad: Tot-P analyseverdier <2 µg/l (7/10 og 2/12) er satt til 1,5 µg/l.

**Hunnselva 2002. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport
samt volumveide middelveier i 2002.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m ³ /s	Vol.mnd. mill. m ³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.2002	35	1482	2,54					
28.01.2002	29	1417	3,10	6,79	0,215	9,8	31,7	1446
13.02.2002	16	1344	3,80					
27.02.2002	14	1300	3,11	8,77	0,132	11,6	15,1	1324
11.03.2002	33	1303	3,68					
25.03.2002	25	1262	4,17	9,80	0,282	12,6	28,8	1281
08.04.2002	25	2513	9,38					
17.04.2002	23	2141	10,36					
22.04.2002	28	1533	23,21					
29.04.2002	14	1083	21,89	39,08	0,861	63,3	22,0	1620
06.05.2002	14	1111	18,16					
21.05.2002	35	1615	3,67					
28.05.2002	322	2880	46,85	42,84	9,649	100,4	225,2	2345
11.06.2002	25	1577	6,87					
25.06.2002	32	1090	4,78	15,65	0,436	21,6	27,9	1377
08.07.2002	23	933	8,63					
11.07.2002	129	1411	30,42	22,53	2,379	29,4	105,6	1305
05.08.2002	13	1157	3,21					
20.08.2002	18	1243	3,02	8,58	0,132	10,3	15,4	1199
09.09.2002	15	1378	3,08					
24.09.2002	20	1705	1,43	5,60	0,093	8,3	16,6	1482
07.10.2002	24	1412	1,30					
21.10.2002	54	2289	1,29	4,87	0,190	9,0	38,9	1849
04.11.2002	22	1990	2,31					
18.11.2002	28	1606	1,56	4,43	0,108	8,1	24,4	1835
02.12.2002	25	1806	1,34					
16.12.2002	39	1891	3,11	6,26	0,218	11,7	34,8	1865
Min	13	933						
Maks	322	2880						
Middel	40	1573						
St.avvik	59	454						
Median	25	1417						
Antall pr.	27	27						
Året				175,20	14,695	296,1	83,9	1690

**Lena 2002. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport
samt volumveide middelveidier i 2002.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m³/s	Vol.mnd mill. m³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.2002	17	2540	0,68					
28.01.2002	15	1842	0,75	1,93	0,031	4,2	16,0	2174
13.02.2002	16	2414	0,90					
27.02.2002	14	2400	0,75	1,99	0,030	4,8	15,1	2408
11.03.2002	16	2379	0,62					
25.03.2002	19	2885	1,69	3,41	0,062	9,4	18,2	2749
08.04.2002	48	4968	12,35					
17.04.2002	32	3494	10,01					
22.04.2002	28	1520	12,45					
29.04.2002	26	1548	10,70	29,44	0,996	85,3	33,8	2896
06.05.2002	15	1975	5,28					
21.05.2002	9	2622	1,24					
28.05.2002	443	5720	13,63	13,92	4,234	63,3	304,1	4548
11.06.2002	13	3363	1,93					
25.06.2002	12	2040	1,28	6,02	0,076	17,1	12,6	2835
08.07.2002	20	1483	1,43					
11.07.2002	483	3092	10,19	10,93	4,656	31,6	426,0	2894
05.08.2002	10	2920	1,28					
20.08.2002	7	2665	0,47	2,03	0,019	5,8	9,2	2852
09.09.2002	12	2728	0,68					
24.09.2002	4	1942	0,56	1,26	0,011	3,0	8,4	2373
07.10.2002	7	2458	0,29					
21.10.2002	12	2413	0,33	2,34	0,023	5,7	9,7	2434
04.11.2002	8	4180	0,82					
18.11.2002	12	2727	0,62	1,76	0,017	6,3	9,7	3554
02.12.2002	11	3012	0,66					
16.12.2002	17	3347	0,62	1,59	0,022	5,0	13,9	3174
Min	4	1483						
Maks	483	5720						
Middel	49	2766						
St.avvik	118	964						
Median	15	2622						
Antall pr.	27	27						
Året				76,62	10,176	241,4	132,8	3151

**Svartelva 2002. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport
samt volumveide middelveier i 2002.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m ³ /s	Vol.mnd. mill. m ³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.2002	13,2	1396	0,48					
30.01.2002	12,8	1260	0,78	1,48	0,019	1,9	13,0	1312
11.02.2002	19,2	1950	2,95					
26.02.2002	8,2	1090	0,93	5,05	0,084	8,8	16,6	1744
11.03.2002	23,7	1390	2,13					
25.03.2002	43,3	1900	18,11	26,27	1,083	48,5	41,2	1846
08.04.2002	48,2	2210	22,16					
16.04.2002	29,2	1800	21,22					
23.04.2002	27,3	853	22,64					
30.04.2002	24,8	902	29,98	59,86	1,901	83,3	31,8	1391
07.05.2002	20,8	985	7,98					
21.05.2002	12,8	1170	1,70					
28.05.2002	123,0	3230	30,04	30,76	3,007	82,8	97,8	2691
11.06.2002	23,0	1560	2,52					
25.06.2002	15,3	929	1,91	8,59	0,169	11,1	19,7	1288
09.07.2002	56,9	751	5,63					
11.07.2002	56,9	1180	18,16					
23.07.2002	44,6	1000	14,76	17,11	0,893	17,9	52,2	1048
05.08.2002	19,0	779	2,45					
20.08.2002	16,7	963	2,05	8,66	0,155	7,5	18,0	863
12.09.2002	1,5	1320	1,28					
23.09.2002	8,1	1310	0,78	2,91	0,012	3,8	4,0	1316
07.10.2002	7,7	1040	0,74					
22.10.2002	9,1	1260	0,59	4,85	0,040	5,5	8,3	1138
05.11.2002	13,9	1670	3,91					
19.11.2002	13,4	1230	6,57	15,53	0,211	21,7	13,6	1394
03.12.2002	12,6	1140	2,10					
18.12.2002	10,7	994	1,55	4,08	0,048	4,4	11,8	1078
Min	1,5	751						
Maks	123,0	3230						
Middel	25,6	1331						
St.avvik	23,8	515						
Median	17,9	1205						
Antall pr.	28	28						
Året				185,15	7,623	297,1	41,2	1605

Merknad: Tot-P analyseverdier <2 µg/l (12/9) er satt til 1,5 µg/l.

**Flagstadelva 2002. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport
samt volumveide middelveier i 2002.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m ³ /s	Vol.mnd. mill. m ³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.2002	7,8	1805	0,77					
30.01.2002	8,2	1620	1,69	2,91	0,023	4,9	8,1	1678
11.02.2002	9,6	1980	4,05					
26.02.2002	6,1	1650	0,92	6,08	0,054	11,7	9,0	1919
11.03.2002	15,6	1670	0,50					
25.03.2002	14,8	2420	1,01	2,71	0,041	5,9	15,1	2172
08.04.2002	36,2	2960	14,62					
16.04.2002	17,5	1770	11,27					
23.04.2002	19,7	666	20,29					
30.04.2002	15,3	754	11,13	32,11	0,726	47,7	22,6	1485
07.05.2002	8,2	1100	4,13					
21.05.2002	7,2	2390	0,32					
28.05.2002	130,0	2850	39,64	17,29	2,035	46,4	117,7	2683
11.06.2002	7,0	2730	1,03					
25.06.2002	8,3	999	1,31	3,71	0,029	6,5	7,7	1761
09.07.2002	18,9	602	5,27					
11.07.2002	100,0	1380	30,06					
23.07.2002	65,3	1040	4,92	11,07	0,942	13,7	85,1	1237
05.08.2002	11,7	1600	0,71					
20.08.2002	9,4	1750	0,60	3,43	0,037	5,7	10,6	1669
12.09.2002	7,5	1230	0,58					
23.09.2002	4,9	1490	0,43	1,30	0,008	1,7	6,4	1341
07.10.2002	5,2	1380	0,49					
22.10.2002	5,3	1350	0,36	2,67	0,014	3,7	5,2	1367
05.11.2002	5,8	2070	0,95					
19.11.2002	7,5	1420	1,46	2,21	0,015	3,7	6,8	1676
03.12.2002	6,8	1330	0,97					
18.12.2002	6,1	1360	0,54	1,92	0,013	2,6	6,5	1341
Min	4,9	602						
Maks	130,0	2960						
Middel	20,2	1620						
St.avvik	29,2	610						
Median	8,3	1545						
Antall pr.	28	28						
Året				87,41	3,938	154,1	45,1	1763

6. APPENDIX Forurensningsgrad og klasseinndeling

FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINNDELING FOR BEKKER, ELVER, TJERN OG INNSJØER.

Bekker og elver.

Generelt.

Inndelingen for elver og bekker er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelsene og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerna-Pooth (1978). For mer informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen for vassdragene er stort sett i samsvar med SFT,s klassifisering av miljø i ferskvann (Andersen et al. 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver tilstandsklasser og forurensningsgrad ut fra avvik fra forventet naturtilstand. Med forventet naturtilstand menes den miljøkvalitetstilstand (økologisk status) en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Se Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn (1997).

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Elve- eller bekkestrekninger som er lite påvirket av forurensning der flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik lokalitet. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Videre er det høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel tarmbakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

Områder innenfor denne klasse, med høy humuspåvirkning eller markert forsuring, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alkalitet < 0,1 mekv/l), til tider lav pH (< 5,5), ikke forekomst av forsuringfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH < 4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger. Kalkede bekke- og elvestrekninger er markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringssalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrepp (utvaskings effekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakktlipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (> 100 *Escherichia coli* pr. 100 ml), og da spesielt ved lavvannføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der en moderat og påvisbar påvirkning gjør seg gjeldende. Påvirkningen har for det første ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringsalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjon (overgjødning/eutrofiering). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av moser og høyere vegetasjon langs disse bekke- og elvestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbar organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksidasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsstratumet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det foreligger utslipp av tarmbakterier (fekale utslipp), er vannet hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing. Det kan også være mindre egnet som badevann og til jordvanning.

Strekninger med markert eller sterk overgjødslingpåvirkning (eutrofiering), er markert med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere fastsittende algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av makro vegetasjon (makrofytter), som i visse fall helt dekker bekke- eller elveleiet.

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulempen når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse samt at løsevet algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fiskekjøttet. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødslingseffekten).

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene er som for klasse II, men innslaget av synlig fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratumet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone).

Klasse III (gul farge): Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (eutrofiering og saprobiering) foreligger. Her er det blant fastsittende alger og makro-vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater) som er synlig fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnsstratumet kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene er da vanligvis > 5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring.

Oksidasjonen og mineraliseringen av nedbrytbar organisk materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er

fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system).

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastningen medfører tidvis til oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O₂/l). Som regel foreligger direkte luktulempet. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse).

Klasse IV (rød farge): Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av synlig heterotrof begroing som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempet. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg under steiner). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O₂/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist og betydelige luktproblemer. Floraen og faunaen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individantall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselsig) og/eller soppen *Leptomitus lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfittfabrikker) er som regel vanlig og setter sitt preg på elve/bekkestrekningen. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem).

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er mer eller mindre utslått, samt der fisk ikke kan overleve, er markert med sorte tverrstreker i det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H₂S, NH₃, fenol osv.)

Da det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

Kategori I: Område der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med sorte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

Kategori II: Område hvor utslipp ikke medfører til noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. visse tungmetaller eller organiske miljøgifter som f.eks. klororganiske mikroforurensninger kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre til alvorlige konsekvenser (genetiske skader, konsumrestriksjoner osv.). Disse områder er markert med sorte prikker i fargefeltet.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (temperatur). Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetont, og her kan vi bl.a. nevne silopressaftutslippene. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne tidligere forhold i Steinsengbekken på Nes. (se Mjærum 1974).

Innsjøer.

Generelt.

Den klassiske inndelingen for innsjøer har lenge basert seg på innsjøens produksjonsforhold, dvs. biologisk respons på næringstilførselen i forhold til innsjøens morfometri og hydrologi (Naumann 1919, Thienemann 1921, Rodhe 1969 og Brettum 1989).

Produksjonsforandringer, i første rekke masseutvikling av primærprodusenter som planteplankton, fastsittende alger og makrovegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er ved siden av forurensningen et av de alvorligste problemene for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er overgjødslingssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for her benyttet klasseinndeling for innsjøer og tjern, men forurensningssituasjonen blir også vurdert.

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Innsjøer og tjern med biologisk status og produksjonsnivå i eller i nært samsvar med de naturgitte forhold tilhører denne kategori. Klassens vannforekomster kan karakteriseres som upåvirket eller lite påvirket av næringssaltforurensning og her finner vi oligotrofe, dystrofe såvel som naturlige mesotrofe innsjøer og tjern.

Forsurede innsjøer og tjern er markert med brune tverrstreker. Lokalt er de markert med brun-blå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel har fått en viss økning av algeforekomsten og/eller makrovegetasjonen hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippsteder av fekal natur er vannet i hygienisk sammenheng som regel utilfredsstillende. Fra fiskerisynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskproduksjonen øker. Innsjøen kan karakteriseres som lite til moderat påvirket.

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og målbar økning av algemengden, algeproduksjonen og/eller forekomsten av makrovegetasjon som resultat av økt antropogen næringssaltbelastning, dvs. begynnende overgjødsling. Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med innslag av mer næringskrevende cyanobakterier. Det er videre i vegetasjonsperioden nedsatt siktedyp, og markert begroing "s.k. grønske" langs strendene. Masseoppblomstring av alger som gir lukt og smaksproblemer kan forekomme. Enkelte av disse kan også danne toksiner. I områder som er berørt av større utslipp av fekal natur (først og fremst regulert boligkloakk) er vannet hygienisk sett utilfredsstillende. På grunn av høyt bakterieinnhold egner vannet seg da ikke til bading og jordvanning. Enkelte områder kan være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel

til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen kan karakteriseres som moderat forurensningspåvirket.

Klasse II-III (overgangssone): Innsjøer og tjern i denne klasse har en mer markert artsforskyvning mot mer eutrofiindikerende planteplanktonarter og/eller makrovegetasjon, samt økt forekomst av karpefisk særlig karuss, mort og brasme hvis slike forekommer.

Klasse III (gul farge): Innsjøer og tjern med betydelig nærings saltbelastning og dermed stor algeproduksjon som i større innsjøer domineres av kiselalger og cyanobakterier, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av makro vegetasjon) hører til denne klassen. Av og til er det vannblomst og stor forekomst av fastsittende alger langs strendene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder i de frie vannmasser til sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnelagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det på sensommeren og sensommeren fullstendig oksygenmangel. Fiskeproduksjonen er stor og det er markert artsforskyvning mot større forekomst av karpefisk der slike forekommer. Utøvelse av fiske er vanskelig gjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper, tidvis lukt- og smaksforringelser av fiskekjøttet m.m.

Hygienisk vurdert er forholdene tilnærmet de samme som for klasse II. De øverste vannmassene (i grunne innsjøer hele vannmassen) er som regel i perioder lite egnet som drikkevann på grunn av algesmak, igjentetting av filter o.l. Innsjøen eller tjernet kan karakteriseres som markert overgjødset, dvs. markert forurensningspåvirket.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som overfor, men med et mer markert innslag av cyanobakterier og vannblomst, spesielt på sensommeren.

Klasse IV (rød farge): Omfatter innsjøer og tjern med betydelig nærings salttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunne innsjøer markert utviklet makrovegetasjon). Algefloraen domineres i perioder av cyanobakterier og/eller når det gjelder små innsjøer som regel av grønnalger. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. Betydelig vannblomst er vanlig i sommerhalvåret, herved reduseres siktedypet kraftig og vannet blir markert vegetasjonsfarget. Lukt- og smaksproblemer på såvel vann som fiskekjøtt kan også oppstå. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Enkelte cyanobakterier kan være giftproduserende samt forårsake hudirritasjon og allergier.

Den organiske belastning i bunnområdene medfører sterk oksygenforbruk, og ofte (sensommer og vinter) er det anarobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer og tjern med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (karpefisk) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. Til tider er det vond lukt og smak på fiskekjøttet. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for klasse III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Innsjøen eller tjernet kan karakteriseres som sterkt overgjødset, dvs. sterkt forurensningspåvirket.

Litteratur vedrørende vurderingssystem ved biologiske feltobservasjoner.

Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton.

NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.

Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn. 1997.

Fjerdingsstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt. Nordisk Hygienisk Tidsskrift. Vol. XLI, s. 149-196.

Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.92:06. TA-905/1992. 31 s.

Kjellberg, G. og S. Rognerud 1985. Tiltaksorientert overvåking i Hunnselva 1984. Statelig program for forurensningsovervåking (SFT), rapp. Nr. 203/85. NIVA O-8000224.

Mjærum, E. 1974. Forurensning i et landbruksområde. Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøgskole. 80 s.

Nauman, E. 1919. Några synpunkter ang. Limnoplanktons ökologi. Svensk Botanisk Tidsskrift. 13: 129-163.

Rodhe, W. 1969. Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe, p. 50-64. In Eutrophication: causes, consequences, correctives. Nat. Acad. Sci., Washington, D.C.

Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöer och rinnande vatten. Statens Naturvårdverk. Lund 1978. 78 s.

Thienemann, A. 1921. Seentypen. Sonderabdruck aus die Naturwissenschaften 9.