

NIVA

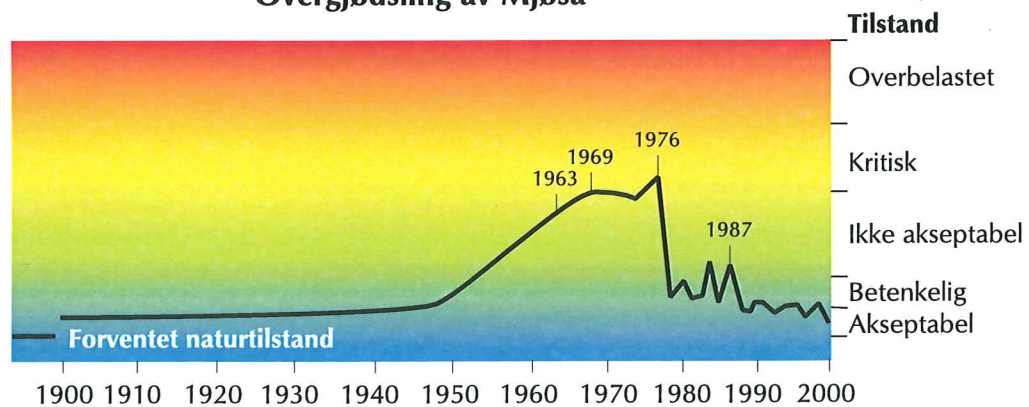


RAPPORT LNR 4364-2001

# Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver

Årsrapport for 2000

## Overgjødning av Mjøsa



Det var god økologisk status i Mjøsas frie vannmasser i 2000

**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 overvåkning av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000.	Løpenr. (for bestilling) 4364-2001	Dato Juni 2001
	Prosjektnr. Undernr. 0-20151	Sider Pris 129
Forfatter(e) Gösta Kjellberg Ola Hegge Jarl Eivind Løvik	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 en akseptabel vannkvalitet på alle målestasjoner i år 2000. Konsentrasjonene av fosfor, mengden og sammensetningen av planktonalger samt forekomsten av fekale indikatorbakterier oversteg ikke de grenser som er satt for innsjøens miljøkvalitet. Dette viser at de forurensningsbegrensende tiltak som har vært gjennomført over en årrekke har gitt resultater. En medvirkende årsak til det gode resultatet for år 2000 var også den store vanntilførselen i hele sommerperioden som ga en økt resipientkapasitet i innsjøen såvel som i de viktigste tilløpselvene.

Blant tilløpselvene var Lena, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva moderat forurensede, mens Gausa og Lågen var lite påvirket. Biologiske befaringer i Brumunda og Mesnavassdraget indikerte en liten til moderat grad av overgjødsling. De øvre deler var mest påvirket. Den økologiske status vurderes likevel som god, med unntak av Ljøsvatn der det var stor algeforekomst.

Selv om vannkvaliteten var akseptabel i Mjøsa i år 2000 er det viktig å forsette arbeidet med å begrense tilførsler av forurensninger, da økninger i belastningene raskt kan føre til dårligere vannkvalitet. I rapporten er det diskutert forslag til tiltak som kan bidra til å sikre en god vannkvalitet og redusere sjansene for utvikling av uønsket algevekst og forurensning av fekale indikatorbakterier.

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

  
Prosjektleder

  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-4001-2

  
Forskningsjef

**Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa  
med tilløpselver.**

Årsrapport for 2000.

**Saksbehandler: Gösta Kjellberg**

**Medarbeidere: Pål Brettum**

*Ola Hegge*

**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 2000 har "Styringsgruppa for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver" administrert prosjektet. Per Even Johansen ved Ringsaker kommune og Thor Anders Nordhagen ved Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen har vært kontaktpersoner for "gruppa".

Rapporten er en årsrapport/datarapport for 2000 og undersøkelsene er utført i henhold til undersøkelsesprogram gitt i kontrakt med "Styringsgruppa" av den 3. juli 2000. Rapporten inneholder også informasjon om utviklingen av soppangrepene på Hunderørreten.

Undersøkelsen av Mjøsa med tilløpselver i 2000 er utført av NIVAs Østlandsavdeling med bistand fra Fylkesmannens miljøvernavdelinger i Oppland og Hedmark, NIVAs hovedkontor i Oslo samt næringsmiddel-kontrolllaboratoriene på Gjøvik, Hamar og Lillehammer. Gösta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling har vært ansvarlig for gjennomføring av prosjektet.

De kjemiske prøver fra innsjøstasjonene og fra Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva og Svartelva unntatt analyse av klorofyll ble analysert ved LabNett AS i Lillehammer. Klorofyllanalysene 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). De kommunale næringsmiddeltilsyn (KNT)-laboratoriene lokalisert ved Gjøvik og Lillehammer har utført de hygienisk/bakteriologiske analysene fra prøver fra Mjøsa.

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 bearbeidet krepsdyrplanktonet og beregnet elvetransport av næringssalter. 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.

Fiskeforvalter Ola Hegge ved Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen har skrevet kapitlet om Hunderørreten.

Prosjektlederen vil takke alle for et godt samarbeid.

.

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1. INNLEDNING</b>	<b>10</b>
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Problemstilling	10
1.3 Miljøkvalitetsmål	10
1.4 Målsetting for overvåkingsprogrammet	11
1.5 Områdebeskrivelse	11
<b>2. MATERIALE OG METODER</b>	<b>12</b>
2.1 Undersøkelser i Mjøsa	12
2.2 Undersøkelser i elver	16
<b>3. RESULTATER OG DISKUSJON</b>	<b>20</b>
3.1 Mjøsa	20
3.1.1 Vanntemperatur og islegging	20
3.1.2 Siktedyp og visuell vannfarge.	21
3.1.3 Generell vannkjemi	22
3.1.4 Fosfor	27
3.1.5 Nitrogen	33
3.1.6 Planteplankton	42
3.1.7 Primærproduksjon	53
3.1.8 Krepserplankton	57
3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold	64
3.2 Tilløpselver	70
3.2.1 Hydrologiske forhold	70
3.2.2 Næringssaltkonsentrasjoner og næringssalttransport	70
3.2.3 Biologisk befaring i Brumunda	75
3.2.4 Biologisk befaring i Mesnavassdraget	81
3.3 Soppinfeksjon på fisk – status	87
<b>4. LITTERATUR</b>	<b>88</b>
<b>5. VEDLEGG</b>	<b>92</b>
<b>6. APPENDIX</b>	<b>126</b>

## Sammendrag

Vannkvaliteten og de biologiske forhold i Mjøsa's frie vannmasser har regelmessig blitt overvåket siden 1972. I perioden 1972 – 1995 var det hovedsaklig staten ved SFT som finansierte og administrerte "Mjøsundersøkelsen". 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 "Mjøsundersøkelsen". Det er nedsatt en styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver.

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 ishavsimmigranter setter også krav til en god miljøkvalitet.

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

I 2000 var det god økologisk status i Mjøsas frie vannmasser. Fosforkonsentrasjonen, mengden planteplankton og forekomsten av ferske tarmbakterier har stort sett vært i samsvar med fastsatte nasjonale og interkommunale miljøkvalitetsmål og dette er den første sommer vi har hatt akseptable forhold i samsvar med satte miljøkvalitetsmål i hele innsjøen. En viktig årsak til den gode vannkvaliteten var at stor vanntilførsel i hele sommerperioden økte resipientkapasiteten såvel i innsjøen som i tilrennende vassdrag. Videre var det få soltimer og lav vanntemperatur. Vanntemperaturen i de øvre vannlag oversteg ikke 16 °C.

Tilløpselvene Lena, Hunnselva og Svartelva er fortsatt de mest forurensede. I disse elvene må den økologiske statusen fortsatt karakteriseres som moderat og vannkvalitetstilstanden generelt sett som betenkelig. I 2000 var middelkonsentrasjonen av fosfor betydelig høyere enn årene før i Flagstadelva og Svartelva, mens den var nær den samme i Lågen, Gausa og Hunnselva. I Lena var fosforkonsentrasjonen klart lavere enn i året før.

Den økologiske status i Mjøsa og i enkelte tilløpselver må fortsatt karakteriseres som betenkelig da små økninger av forurensningsbelastningen fortsatt kan bidra til markerte økologiske forandringer. Videre er enkelte elvestrekninger i tilløpselvene fortsatt forurenset og hadde i 2000 en ikke akseptabel økologisk status.

I det følgende vil vi gi en mer detaljert oversikt over hvordan situasjonen var i 2000 ved de ulike deler av Mjøsa, samt i Brumunda og Mesnavassdraget der forurensningssituasjonen ble nærmere kartlagt ved en biologisk befaring. Generelt sett var sommeren relativt kald, vindrikt og solfattig noe som førte til sein og redusert oppvarming av Mjøsa. Siktedypet i Mjøsa er i hovedsak avhengig av planteplanktonmengder og bre- og humuspartikler. I 2000 var middelverdien av siktedypet nær 6 m ved Brøttum og i Furnesfjorden og ved Kise nær 7 m. I Mjøsas sentrale del (Skreia) var middelverdien nær 9 meter. Dette indikerer akseptable forhold i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål.

I 2000 var middelkonsentrasjon av totalfosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) på våren fra syd til nord (Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 2,6-2,4-3,8-3,0-3,2. Variasjonsbredden i de øvre vannlag var i vekstsesongen fra 3,1 – 11,6  $\mu\text{g/l}$ . De høyeste konsentrasjoner ble registrert ved Brøttum. Det var små forskjeller ved de øvrige stasjoner der vi registrerte konsentrasjoner i området 3,1 – 7,3  $\mu\text{g/l}$ . Dette viser at det generelt sett var små regionale forskjeller og betydelig mindre forskjeller enn det var før Mjøsaksjonen. Fosforkonsentrasjonen i 2000 var i eller i nær samsvar med satte miljøkvalitetsmål dvs "Meget god" til "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

På våren i 2000 var middelkonsentrasjon av totalnitrogen ( $\mu\text{g/l}$ ) fra syd til nord (Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 526, 549, 547, 520, 421. I vekst-sesongen varierte konsentrasjonen i de øvre vannlag fra 186 – 569  $\mu\text{g/l}$ . Det var lavere konsentrasjoner i den nordlige delen på grunn av innvirkning av mer nitrogenfattig vann fra Gudbrandsdalslågen. Konsentrasjonene i Mjøsas sentrale deler var klart høyere enn de naturgitte og må tilskrives avrenning fra de betydelige jordbruksområdene i innsjøens nærbørfelt. I motsetning til fosfor så har det vært en konsentrasjonsøkning fra før Mjøsaksjonen og fram til i dag, men en stabilisering har likvel funnet sted på 1990 tallet. Nitrogenkonsentrasjonene faller i tilstandsklasse III, "Nokså dårlig" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

Årsakene til disse ulike tidstrendene for fosfor og nitrogen er at de viktigste fosforkildene etterhvert er redusert som følge av rensetiltak, mens slike tiltak i svært liten grad har skjedd da det gjelder den viktigste nitrogenkliden som er arealavrenning fra dyrket mark.

Fosforkonsentrasjonen og tilførselen av fosfor er viktig for den mengde planteplankton som utvikles. Planteplanktonmengdene i overvåkingen måles både som klorofyll og biomasse beregnet via mikroskop tellinger. I 2000 var middelkonsentrasjon av klorofyll ( $\mu\text{g/l}$ ) og planteplankton-biomasse (g våtvekt/ $\text{m}^3$ ) fra syd til nord ( Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 1,80-2,48-1,56-1,56 og 0,21-0,28-0,20-0,15. Dette viser at det var de sentrale områdene som i snitt hadde de høyeste konsentrasjonene av planteplankton, men forskjellene var relativt små. Høyest maksimalverdier var det i Furnesfjorden. Før Mjøsaksjonen var de regionale forskjellen betydelig større bl.a. med svært høye verdier i Furnesfjorden. Endringen frem til i dag skyldes at avlastning av forurensninger har fått størst effekt i de sentrale områder inklusive Furnesfjorden. I 2000 var algemengden i de frie vannmasser ved samtlige stasjoner i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål.

Artsammensetning av planteplanktonet er viktig for de fleste brukerinteresser. I 2000 besto planteplanktonsamfunnet hovedsakelig av småvokste arter (s.k. "monader") som var gunstig mat for dyreplanktonet og som ikke innebar bruksmessige problemer. I månedsskiftet august september var det en mindre oppblomstring av den storvokste kiselalgen *Tabellaria*. Algen skapte likevel ikke noen direkte problemer, og det var ikke større problemer med alger som festet seg på fiskegarn og/eller at vannfilter i private drikkevannsinntak ble tettet til. Det var liten forekomst av blågrønnalger (cyanobakterier). I perioden før Mjøsaksjonen dominerte kiselalger og 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 dette algeslekte (s.k. "reintvannsblostm") kan også skje i innsjøer som ikke er overgjødslet. Forekomsten av storvokste og potensielt problemskapende kiselalger som *Asterionella*, *Tabellaria* og *Fragilaria* har også blitt markert redusert.

Produksjon av planteplankton sommeren 2000 var lav og innenfor akseptabel nivå med en dagsproduksjon som varierte i området 38 – 460  $\text{mgC/m}^2/\text{dag}$  og med en beregnet årsproduksjon på ca. 35  $\text{gram C/m}^2$ . Dette er i samsvar med produksjonen som ble målt i 1997 og 1998 da årsproduksjonen var de laveste som er beregnet for hele overvåkningsperioden.

Primærproduksjonen i de frie vannmasser har sunket til ca. 1/6 av de verdiene som ble registrert i årene like før Mjøsaksjonen.

Det var middels høy mengde (biomasse) av krepsdyrplankton i Mjøsas sentrale parti i sommersesongen i 2000. Middel biomasse er beregnet til ca. 0,8 gram tørrvekt/m<sup>2</sup>. Biomassen har variert i området 0,8 – 1,3 gram tørrvekt/m<sup>2</sup> i de siste 10 årene, mens de 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 gelekrepsen (*Holopedium gibberum*) har kommet tilbake etter en periode med fravær i den mest overgjøddelede ("eutrofierte") perioden. Den er nå vanlig forekommende i de frie vannmasser med mengder på samme nivå som ble registrert i 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. For øvrig var det små forandringer i krepsedyreplanktonets sammensetning.

Mysis (*Mysis relicta*) hadde i 2000 en middels stor bestand i de frie vannmasser (sjiktet 0 – 120 meter). Midlere individantall i perioden mai – oktober er beregnet til 102 ind./m<sup>2</sup> tilsvarende en biomasse på 0,11 gram tørrvekt/m<sup>2</sup>. Dette er en klart lavere forekomst enn de som ble registrert i perioden 1991 – 1998. Det var også lav forekomst av trollstidskreps (*Gammaracanthus loricatus*), og som mest ble det registrert 1 ind./m<sup>2</sup>. Det er mulig at dette skyldes at bestanden av krøkle nå synes å være på oppgang.

En bakteriologiske undersøkelsen ble utført over hele Mjøsa den 12. september i 2000. Denne viste at store deler av innsjøens øvre vannlag, i de frie vannmasser, da var lite påvirket av ferske tarmbakterier fra mennesker og/eller husdyr. Minst påvirket var den søndre og sentrale del, samt området nord for Gjøvik. Området ved og sør for Gjøvik (inkl. Nes-sundet) samt enkelte områder i Furnesfjorden var moderat påvirket. På bakgrunn av SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann så var hele Mjøsas frie vannmasser i første av september godt egnet for bading og rekreasjon. Store deler av Mjøsa hadde også godt egnet råvann til drikkevannsforsyning. De hygienisk/bakteriologiske forholdene som ble registrert i 2000 er de beste som er dokumentert i hele undersøkelsesperioden (1972-2000). 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.

Brumunda og Mesna-vassdraget ble nærmere undersøkt i september 2000. Hovedløpet av Brumunda var da lite påvirket av forurensninger og hadde stort sett god økologisk status i nær samsvar med forventet naturtilstand. Elva var likevel moderat overgjødset i den nederste del der Brumunda renner gjennom Brumunddal tettsted. Her var det til dels problemskapende algevekst med masseforekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. Enkelte av de mindre tilrennende bekker og elvas øverste del Ljøsåa (inkl. Ljøsvann) var også moderat overgjødset. I Ljøsvann har det i de siste år vært vannblomst med blågrønnalger. En mindre bekk ved Sandbakken var sterkt forurenset. Området ved Brumundsjøen er trolig noe forurensningspåvirket. Generelt sett så har Brumundavassdraget blitt betraktelig renere fra den første kartleggingen i 1972, via kartleggingen i 1992 og i dag. Unntak er Ljøsvann som blitt mer overgjødset.

Mesna-vassdraget var lite til moderat overgjødset. Mest påvirket var øvre del av vassdraget. Fjellelva og Tyria hadde likevel stort sett god økologisk status. Nedre del av hovedvassdraget inklusive tilløpselvene Bergunda, Finnøla, Nevla og Skurva var lite forurenset og hadde god økologisk status i nær samsvar med forventet naturtilstand. Vivelsbekken som overfører vann fra Ljøsåa var noe påvirket av økt næringsstofftilførsel, men hadde likevel god økologisk status. En liten bekk ved Mesnali var sterkt forurenset. Sjusjøen var moderat overgjødset. Reinsvann, Mellsjøen, Kroksjøen og nord Mesna var også overgjødset, men i mindre grad enn Sjusjøen, mens sør Mesna var lite påvirket av forurensninger. Generelt sett så har Mesna-

---



vassdraget gradvis blitt renere fra den første kartleggingen i begynnelsen av 1970-tallet, via kartleggingen i 1992-94 og frem til i dag. Dette gjelder særlig Nevla som tidligere var sterkt forurenset av kloakkvann. På 1990-tallet har det vært små forandringer.

Siden høsten 1996 er det registrert massive infeksjoner av soppen *Saprolegnia sp.* med høy dødlighet på mjøsauren som gyter i nedre deler av Gudbrandsdalslågen (Hunderaure), og i enkelte andre tilløpselver til Mjøsa. Soppangrepene har også vært kraftige på gyttemoden sik, og det er også sporadisk observert sopp på lågåsild og harr. I nedre del av "Lågen" har problemet fortsatt også høsten 2000 både hos aure og sik. Omfanget av problemet har imidlertid vært betydelig mindre i 2000 enn årene før. Særlig merkbar var bedringene hos siken. Erfaringene med slike soppinfeksjoner hos gytefisk har normalt vært at det opptrer voldsomt over en periode på noen år, for så å forsvinne. Det er derfor grunn til å håpe at det også vil være tilfelle i Mjøsa og "Lågen". Direktoratet for naturforvaltning nedsatte i 1999 en gruppe som arbeider med å forsøke å belyse årsaksforholdene nærmere.

### **Aktuelle tiltak og tilrådninger**

Overvåkningsundersøkelsen har vist at det er mulig å oppnå 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 nedbørfetets bekker og elver. Her kan vi nevne at det er viktig å gjøre mest mulig med de forurensningskilder som teknisk, regulativt og økonomisk kan bearbeides til tross for at de nå ikke har så stor andel i f. eks. fosforbudsjettet. En stor bidragsyter som arealavrenning fra dyrket mark er det vanskelig å gjøre noe med.

Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra kommunale avløpsanlegg, samt utsig fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter og mindre tettsteder.

Jordbruket må stadig opprettholde overvåkenhet mot utslipp og gjennomføre tiltak for å ytterligere redusere direkteutslipp, dvs. uhellsutslipp og utsig fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg. Videre er det ønskelig at en mest mulig begrenser arealavrenning fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra elver og bekker enn at biologisk mangfold og forsvarlig resipientkapasitet kan opprettholdes. Kantsonene langs vassdragene må også bevares.

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 prioritert av SFT.

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

Vi vil videre presisere at resipientkapasiteten i Mjøsa og tilrennende vassdrag til enhver tid må være tilstrekkelig stor slik at det kan tillates en økning av "menneskelige aktiviteter" i innsjøens nedbørsområde, dvs. fremtidig handlingsfrihet og etableringsmuligheter i Mjøsområdet må opprettholdes. I den anledning er det spesielt viktig at ikke vann- og breslamtilførselen fra Gudbrandsdalslågen i vegetasjonsperioden blir redusert. Redusert vannføring i denne periode vil redusere vassdragets resipientkapasitet.

## Summary

Title: Pollution monitoring in lake Mjøsa, 2000.

Year: 2000.

Author: Gösta Kjellberg.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4001-2

# 1. INNLEDNING

## 1.1 Bakgrunn

Vannkvaliteten i Mjøsa har årlig blitt overvåket siden 1972. I perioden 1772 – 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 som nå finansierer og administrerer undersøkelsene. Det er i den anledning nedsatt en styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver.

## 1.2 Problemstilling

Økologisk status i Mjøsa og i enkelte tilløpselver må fortsatt karakteriseres som betenkelig. Årsaken til dette er at Mjøsa fortsatt er inne i en økologisk ustabil tilstand der små belastningsøkninger av særlig biologisk tilgjengelig fosfor og/eller redusert resipientkapasitet og gunstige klimasituasjoner for algevekst raskt vil kunne skape sjenerende og problemskapende algevekst såvel i de fri vannmasser som langs strendene. Stor planteplanktonforekomst i Mjøsa vil også kunne forringe vannkvaliteten i vassdraget nedstrøms dvs. i Vorma og nedre Glåma inkl. Øyeren. Større og tilfeldige utslipp av urensset kloakk vil raskt gi en markert øking av mengden tarmbakterier som eksempelvis i regnværsperioder og i perioder med stor snøsmelting da mye urenssetkloakk kan gå i overløp. Dette betyr at resipientkapasiteten/selvrensningsevnen i Mjøsa til tider fortsatt blir overskredet. Videre er enkelte bekke- og elvestrekninger i nedbørfeltet til tider markert forurenset med bla. tap av naturgitt biodiversitet. Dette gjelder særlig i perioder da det har vært lengre 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". Det er derfor behov for å ytterligere begrense forurensningstilførslene til vassdraget. 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 Mjøs nedbørfelt. Videre vil en overvåking av Mjøsa med tilløpselver være en resultatkontroll på om gjennomføring av tiltak, utslipp og tilstand i vassdraget er i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål såvel nasjonale som lokale. De lokale miljøkvalitetsmål fastsettes ved kommunale planvedtak. Mjøsa er av Direktoratet for naturforvaltning (DN) vurdert som en lokalitet (A<sub>4</sub>-lokalitet) med nasjonal verdi (DN 1999). EU's rammedirektiv for vannforekomstene forutsetter en fremtidig og kontinuerlig overvåking av bl.a. Glomma-vassdraget.

## 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 ishavsimmigranter står sentralt. Naturgitt økologisk status må derfor så langt som mulig opprettholdes så vel i Mjøsa som i de tilrennende vassdragene.

Lokale myndigheter og Statens forurensningstilsyn 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<sup>3</sup>. 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, d.v.s. at antall termotolerante koliforme bakterier langs strendene ikke må overstige 50 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.

"Styringsgruppe" for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver revurderer/utarbeider for tiden interkommunale miljøkvalitetsmål for Mjøsa og tilrennende elver. Det er bl.a. fastsatt krav til badevann som innebærer at antall termotolerante koliforme bakterier langs badestrendene ikke må overstige 50 T.K.B. pr. 100 ml. I øvrig henvises til de miljøkvalitetsmål som er gitt i NIVA-rapport løpenr. 1450 "Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring" (Kjellberg 1982).

## 1.4 Målsetting for overvåkingsprogrammet

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa med nedbørsfelt 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.).

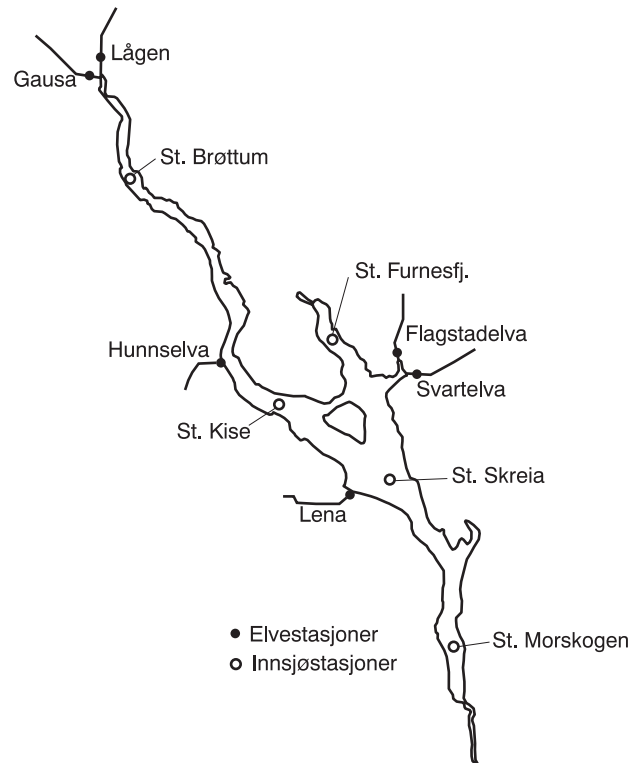
## 1.5 Områdebeskrivelse

Generell informasjon om Mjøsa med nedbørsfelt 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 2000 ble utført etter samme program som vi har benyttet ved de årlige undersøkelsene i perioden 1991-98, jfr. revidert arbeidsprogram for 1991 datert 25. januar 1991.

Vi har i 2000 samlet inn kjemiske og biologiske prøver ved hovedstasjonen (st. Skreia) i Mjøsas sentrale parti samt ved tre supplementstasjoner (st. Brøttum, st. Kise og st. Furnesfjorden). 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 2000 generelle biologiske befaringer i Brumunda og Mesna-vassdraget samt en hygienisk/bakteriologisk undersøkelse av Mjøsa's frie vannmasser den 12. september. De prøvetakingsstasjoner som ble benyttet ved den synoptiske bakteriologiske undersøkelsen er vist i figur 2 på side 16.



**Figur 1.** Prøvetakingsstasjoner for vannkjemisk og biologisk prøvetaking i Mjøsas nedbørsfelt i 2000.

### 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 7. april og i vårsirkulasjonen den 23. mai 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 ( $\text{NO}_3$ ). For maiserien tilkom analyse av generelle kjemiske parametere som alkalitet, pH, farge, turbiditet, silisium konduktivitet og total organisk stoff (TOC).

Ved supplementstasjonene (st. Brøttum, st. Kise og st. Furnesfjorden) ble det tatt prøver fra 5 forskjellige dyp i en vertikalserie. Her ble det tatt prøver den 3. og 7. april samt i vårsirkulasjonen den 22. mai. Prøvene fra supplementstasjonene er analysert for totalfosfor (Tot-P), total- nitrogen (Tot-N) og nitrat ( $\text{NO}_3$ ).

Hensikten med dette analyseprogrammet er å fastslå "basiskonsentrasjonen" (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 23. mai, 15. og 28. juni, 14. og 27 juli, 10. og 31. august, 14. og 26. september, 14. oktober samt 3. november. Disse prøver ble analysert for total klorofyll  $a$ -konsentrasjon, alkalitet, pH, silisium, konduktivitet, totalfosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og nitrat ( $\text{NO}_3$ ). Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie ned til 50 meters dyp) og siktedyp målt. Ved siktedypmålingene er det brukt vannkikkert og en Secchi-skive med 30 cm diameter. P.g.a. den store vannføringen på høsten ble det også tatt prøver den 25. november. Denne prøve ble analysert for total klorofyll  $a$ -konsentrasjon, totalfosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og nitrat ( $\text{NO}_3$ ). Videre ble siktedyp målt.

Ved supplementstasjonene (st. Brøttum, st. Kise og st. Furnesfjorden) ble det i tidsrommet mai-oktober (dvs. i vekstsesongen) samlet inn prøver for analyse av næringssalter og klorofyll  $a$ -konsentrasjon hver måned (dvs. i alt 6 ganger). Følgende dager ble benyttet 22. mai, 13. juni, 11. juli, 14. august, 13. september samt 15. oktober. Prøvene ble også her tatt som blandprøver fra 0-10 meters sjiktet, og prøvene 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. Ved siktedypmålingene ble det brukt vannkikkert og en Secchi-skive med 30 cm diameter. Også her ble det tatt ekstraprøver den 25. november, som ble analysert for de samme parametre som nevnt overfor.

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 (Rognerud et al. 1979). Målinger av alkalitet, pH og konduktivitet ved hovedstasjonen er nødvendig i forbindelse med målingene av primærproduksjon som blir utført med  $\text{C}_{14}$ -metoden.

Klassifisering av miljøkvalitet ut fra vannkvalitet, klorofyll  $a$ -konsentrasjon og siktedyp har blitt foretatt i henhold til SFT's klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand. Det har ikke blitt utført vannkvalitetsmålinger 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 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 og ved supplementstasjonene i alt 6 ganger. Ved hovedstasjonen ble det også utført primærproduksjonsmålinger etter C<sub>14</sub>-metoden (Steemann Nielsen 1963). Aktuelle prøvetakingsdager er gitt i kapittel "Fysisk - kjemiske undersøkelser". Prøvene er analysert for planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet) og biomasse (gram våtvekt pr. m<sup>3</sup>). Produksjonsmålingene angir planteplanktonets dagsproduksjon og gir oss mulighet å estimere tilnærmet årlig primærproduksjon i de fri vannmasser.

Planteplanktonprøvene er konserverte med 4-5 dråper jodjodkalium pr. 100 ml. prøve. Kvantifisering av planteplanktonmengden ble utført med hjelp av sedimenteringskammer og omvendt mikroskop etter metodikk utarbeidet av Utermöhl (1958).

Hensikten med undersøkelsen av planteplanktonet er å få et årlig bilde av planteplanktonsamfunnets størrelse (biomasse), artssammensetning (biodiversitet) og produksjonskapasitet. Dette er helt sentral informasjon da vi skal vurdere trofigraden og trofiutviklingen i større innsjøer (Vollenweider et al. 1974). Næringsstatus (trofigrad) 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 planteplanktonbiomasse og forekomst av indikatorarter. Med indikatorarter mener vi arter som indikerer, dvs. angir eller kjennetegner vann av bestemte kvaliteter (for mer inngående informasjon se Rosen (1981)). For vurdering av planteplanktonbiomasse se vedlegg C. Ved vurdering av planteplanktonproduksjonen (primærproduksjonen) benytter vi egne erfaringer fra norske innsjøer (se vedlegg C) samt vurderingsgrunnlag gitt av Rohde (1969) og Vinberg (1961). Tilnærmet reell plateplanktonproduksjon blir beregnet som 2 til 2.5 ggr. målt "C<sub>14</sub>-produksjon". Årsaken til dette er at primærproduksjon målt med O<sub>2</sub>-metodikken, som antas å gi mer reelle verdier, gir 2 -2.5 ggr. høyere produksjonsestimat enn C<sub>14</sub>-metodikken (Verduin 1960, Welch 1968).

Forurensningsgrad (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 kring 1900 (Holmboe 1900, Huitfeldt-Kaas 1906, 1946) og i 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 kiselalgeforekomsten i sedimentprofiler som ble foretatt Mjøsa ved Feiring, Helgøya, Hamar, Gjøvik og Vingrom på 1970-tallet (Berge 1973, 1973, 1974, 1974 og 1976) samt erfaringer og registreringer av planteplanktonforekomsten 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 ved hovedstasjonen (St. Skreia) samlet inn kvantitativt krepsdyrplanktonmateriale 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 tatt prøver ved 11 tidspunkter. Følgende dager ble benyttet 23. mai, 15. og 28. juni, 14. og 27. juli, 10. og 31. august, 14. og 26. september, 14. oktober samt 3. november. Det ble ved var 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 200µm duk og med en åpningsdiameter på 1 m. Videre ble det tatt håvtrekk med en "vanlig" dyreplanktonhåv (s.k. zooplanktonhåv) med 60 µm duk og med en åpningsdiameter på 30 cm. De vertikale håvtrekkene er tatt fra 120 meters dyp og opp til innsjøoverflaten.

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

Mengden av krepsdyrplankton blir angitt etter vurderingskriterier utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA og forekomsten av mysis og trollistidskreps etter vurderingskriterier utarbeidet av Gösta Kjellberg ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Kriteriene for krepsdyr og mysis er gitt i tabell 2 og 3 i kapittel "Krepsdyrplankton" i denne rapport. Se også vedlegg C. I begynnelsen av 1900-tallet utførte Huitfeldt-Kaas (1946) undersøkelser av dyreplanktonet i Mjøsa. Antatt naturgitt forekomst av krepsdyrplankton og mysis er angitt ut fra disse resultater.

Beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk i Mjøsas frie vannmasser er vurdert etter vurderingssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Dette 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 in i perioden august -september. Økt predasjonspress gir minket individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter. Se også kapittel "Krepsdyrplankton" i denne rapport.

Kunnskap om krepsdyresamfunnet og forekomst av istidsinnvandrere (hjuldyret *Notolca caudata* og krepsdyrene *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 og produksjonsnivå. Her kan vi også nevne at fiskene hornulke (*Myoxocephalus quadricornis*) og krøkle (*Osmerus eperlanus*) betegnes som istidsinnvandrere. Videre at Mjøsa er den innsjøen i Norge som har størst forekomst av disse dyr både når det gjelder artsantall og ikke minst individantall og biomasse. Mjøsa er også den eneste innsjøen i Norge som har stor forekomst av hoppekrepsen *Cyclops lacustris* og hornulke.

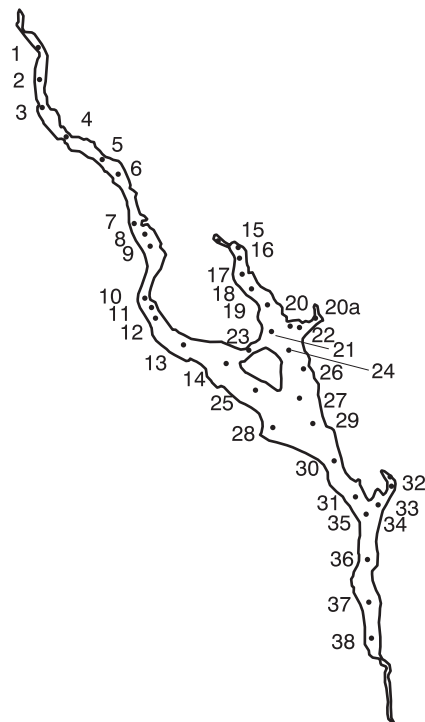
#### *Fekale indikatorbakterier.*

Det ble utført en regional undersøkelse av forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og kimtall i Mjøsa's frie vannmasser den 12. september. 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 Lillehammer og Gjøvik 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 Lillehammer 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).

---



Gjentatt kontroll av de bakteriologisk/hygieniske forhold i Mjøsas fri 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 og prosessvann, jordvanning samt friluftsbad og rekreasjon.



**Figur 2.** Plassering av stasjoner som ble benyttet ved den hygienisk/bakteriologiske undersøkelsen i Mjøsas frie vannmasser i 2000.

## 2.2 Undersøkelser i elver

### *Transportberegninger av fosfor og nitrogen.*

I 2000 ble det tatt prøver for analyse av totalfosfor (Tot-P) og totalnitrogen (Tot-N) ved 28 tidspunkter i utløpet av Lena og Hunnselva, ved 29 tidspunkter i Gausa og Gudbrandsdalslågen, samt ved 26 tidspunkter i 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. Prøvetaking og analyse av prøvene fra Gausa og Gudbrandsdalslågen er utført av LabNett AS på Lillehammer og prøvetaking og analyse av prøvene fra Lena og Hunnselva er utført av Næringsmiddeltilsynet for Gjøvik, Vestre Toten og Østre Toten (NoMGT). Personale ved NIVAs Østlandsavdeling har tatt prøvene i Svartelva og Flagstadelva, mens analysene er utført av LabNett AS på Lillehammer.

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 være nøkkelen til forklaring på den fremtidige utviklingen av planteplanktonmengder i Mjøsas vannmasser (Rognerud 1988).

Transportberegningene (se figur 35 og 36) og registrering av næringssaltkonsentrasjoner (se figur 37) i de større tilrennende elver vil gi svar på hvilke delområder/nedbørsfelter som til vær tid belaster Mjøsa mest og hvilke elver som fortsatt er mest forurensningsbelastet. Videre vil vi kontinuerlig kunne registrere effekten av samfunnsutviklingen i nedbørfeltene til disse vassdrag samt resultatene av de forurensningsbegrensende tiltakene som er og kontinuerlig vil bli gjennomført. Enkelte nye tiltak vil også kunne bli aktuelle å vurdere.

#### *Generelle biologiske befaringer.*

I 2000 ble det foretatt generelle biologiske befaringer i Brumunda og Mesna-vassdraget. Befaringen av Brumunda ble foretatt den 18. og 19. september ved middels høy vannføring og befaringen av Mesnavassdraget den 19., 20. og 21. september ved middels høy vannføring. Elver og bekker i nedbørsområdet til Mjøsa hadde i 2000 god resipientkapasitet/tålegrense, som resultat av forholdvis høy vannføring stort sett i hele sommerperioden. Undersøkelsene i Brumunda og Mesnavassdraget gir derfor et bedre bilde av forurensningssituasjonen enn om undersøkelsen hadde blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike befaringsundersøkelser foreskriver (se neden).

Vi har benyttet samme metodikk som vi har brukt ved tidligere gjennomførte 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 en generell biologisk befaring er at lange elve-/bekkestrekninger kan undersøkes på kort tid til en rimelig kostnad. Videre viser som regel floraens og faunans produksjonsstruktur dvs. kvantitative og kvalitative sammensetning et mer nyansert bilde av biodiversitet, produksjonskapasitet og forurensningspåvirkning enn hva som fremkommer bare ved analyser av vannkjemien. Av vekt er også at det er den biologiske responsen på forurensninger (masseutvikling av høyere planter og alger, stor og sjenerende forekomst av heterotrof begroing, vond lukt, artsforskyvning innenfor bunndyr- og fiskepopulasjonene, fiskedød, tap av naturgitt biologisk mangfold osv.) som oftest har størst interesse og som synbart og praktisk gjør seg gjeldende for folk flest.

Ved befaringene bedømmer vi økologiske forhold, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet i elver og bekker ut fra feltobservasjoner av høyere vegetasjon, 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 eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand står derfor sentralt ved bedømmelse av påvirknings- og forurensningsgrad og vurdering av økologisk status. Vannets utseende, skumdannelse, forekomst av oljefilm, lukt osv. tillegges også vekt. Dersom avviket er stort og økologisk status klart forandret betegnes elve- eller bekkestrekningen som forurenset og den økologiske status som ikke akseptabel. Der avviket er lite brukes benevnningen påvirket og økologisk status bedømmes som god eller moderat. Et stort antall lokaliteter undersøkes og der det er nødvendig (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 anvendbare benyttes fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se appendix) for å karakterisere forurensningsgrad og økologisk status (Kjellberg et al. 1985). Disse klasser er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992 og Andersen et al. 1997), som beskriver forurensningsgrad som avvik fra forventet naturtilstand ut fra vannkjemi, klorofyllkonsentrasjon og forekomst av tarmbakterier. SFT's klasse IV og V

er i vårt system sammenslått til en klasse: klasse IV (rød markering). Klassifiseringen skjer 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 leveforhold for fisk samt hygieniske og estetiske aspekter.

De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises 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 og økt forekomst av mer tolerante arter på disse lokaliteter. Klasse III og IV angir lokaliteter som er direkte 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 sjenerende lukt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset. Overgangssonene benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse som skal benyttes for å karakterisere lokaliteten. For mer inngående 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 resipientkapasiteten/tålegrensen er overskredet eller ikke 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 tettbebygde 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), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering), som tilsvarende god og moderat økologisk status, bedømmes som akseptabel tilstand i forurensningspåvirkede bekker, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel økologisk status. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli varig bevart i disse bekker, og at vi aksepterer at vi kan få en økt produksjonskapasitet i form av økt forekomst av høyere vegetasjon og til tider markert økt forekomst av begroingsalger samt økt forekomst av bunndyr og fisk. Videre at vi unngår direkte forurensete lokaliteter med sjenerende lukt p.g.a. forråtnelsesprosesser og synlig forekomst av heterotrofe organismer (s.k. "lammehaler" og lignende). Bekkene vil da kunne opprettholde en økologisk status som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt av folk flest oppfattes som reine. I ikke eller lite forurensningspåvirkede bekker (skogs- og fjellbekker) samt i elvene der fortykningsevnen dvs. resipientkapasiteten er større settes det strengere krav. Her bedømmes forurensningsklasse II og klassene over som ikke akseptabel tilstand dvs. at resipientkapasiteten har blitt overskredet. Disse lokaliteter skal således ha god økologisk status.

Gjentatte biologiske befaringer i de større tilløpselvene vil gi oss kunnskap om økologisk status, forurensningssituasjon og forurensningsutviklingen og kunne synliggjøre lokale forurensningskilder i disse vassdrag. Videre vil resultatene fra befaringene være en kontroll på om fastsatte kommunale og interkommunale miljøkvalitetsmål kan opprettholdes eller

nås. EU's rammedirektiv for vannressursforvaltning, som ble vedtatt av Norge i desember 2000 vill stille krav til overvåking og kontroll av miljøkvalitet da det blir implementert.

### 3. RESULTATER OG DISKUSJON

#### 3.1 Mjøsa

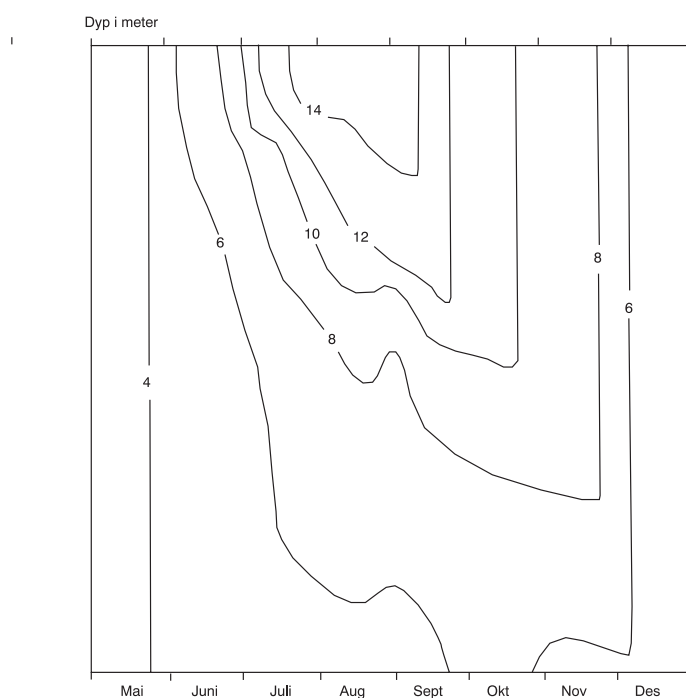
##### 3.1.1 Vanntemperatur og islegging

Primærdata for de vanntemperaturer vi har registrert ved stasjon Skreia, Brøttum, Kise og Furnesfjorden i 2000 er gitt i tabell II i vedlegg B. Isothermdiagram for stasjon Skreia (hovedstasjonen) er vist i figur 3 i teksten.

Vinteren 1999/2000 var bare Mjøsas nordre del (ned til Gjøvik) islagt. En kald, vindrik og solfattig forsommer førte til sein oppvarming av vannmassene i 2000 og det var først i slutten av juli overflatetemperaturen oversteg 15 °C i Mjøsas sentrale del (st. Skreia). Også ettersommeren hadde en kald værtype, som bidrog til at vanntemperaturen i Mjøsa ble lav i hele vegetasjonsperioden. Det ble heller ikke etablert noe markert sprangsjikt. Generelt sett så bedømmer vi vanntemperaturen i Mjøsas øvre vannmasser i sommeren 2000 som lav.

Høyest vanntemperatur (16,2 °C) ble registret i midten av august ved stasjon Kise og de laveste i Mjøsas nordende (st. Brøttum) der vanntemperaturen ikke oversteg 15 °C.

Den høyeste vanntemperatur som blitt registrert ved hovedstasjonen (st. Skreia) i forbindelse med Mjøsuundersøkelsene er 21,5 °C, som ble målt den 3. august i 1982. I øvrig 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 og 1997 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 sommere 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 2000.

### 3.1.2 Siktedyp og visuell vannfarge.

Primærdata for siktedyp ved de fire stasjonene som ble benyttet i 2000, er gitt i tabell IV i vedlegg B, og resultatene er vist i figur 4. Figur 5 viser tidsutviklingen for siktedypet ved hovedstasjonen (Skreia) og stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen i perioden 1972 – 2000.

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 siltpartikler i Gudbrandsdalslågen. 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.

I vegetasjonsperioden i 2000 var det i tillegg til forekomsten av planteplankton i hovedsak uttransport av humus samt jord- og siltpartikler i forbindelse med vårfloppen og floppen i juli i Gausa og Gudbrandsdalslågen som hadde betydning for siktedypet. I oktober og november ble Mjøsa tilført store mengder humus samt silt- og jordpartikler fra samtlige tilløpselver i forbindelse med store nedbørmengder. Dette bidro til redusert siktedyp i hele innsjøen. Størst reduksjon var det i den nordre del og i Furnesfjorden. Her registrerte vi i perioden oktober - november siktedyp ned til 4,5 respektive 5,1 meter.

I Mjøsas sentrale del var siktedypet likevel akseptabelt med siktedyp som den meste av tiden oversteg 8 meter. Størst siktedyp ble registrert ved hovedstasjonen Skreia den 23. mai med 14,1 meter, og lavest den 25. november med 6,5 meter. Det største siktedyp vi registrert i Mjøsa i den tid Mjøsundersøkelsene har pågått er på 17,5 meter, som ble målt våren 1999 ved stasjon Morskogen i innsjøens søndre del. I Mjøsas nordre del var det i juni og juli i 2000 lavt siktedyp med verdier på 2,5 – 6,3 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) og utover høsten (oktober-november) var det i hovedsak humus samt silt- og jordpartikler som påvirket sikten i vannmassene. Relativt sett lav forekomst av planteplankton i 2000 bidro likevel til at merparten av Mjøsa til tross for stort partikkelinnhold hadde akseptabelt siktedyp dette året.

Generelt sett så har Mjøsa fått mye klarere vann og økt siktedyp jevnført med forholdene før og like etter Mjøsaksjonen ( se figur 5). Hovedårsaken til dette er at mengden planteplankton har blitt kraftig redusert. Siktedypet ligger nå nær fastsatt miljøkvalitetsmål. Vi kan videre nevne at klart vann er en viktig faktor før at Mjøsa skal være en god biotop for storaure.

Vannfargen målt mot Secchi-skiven varierte i 2000 fra grønn til gullig grønn. Videre var det tydelig blakking av vannet p.g.a. jord- og siltpartikler i de perioder de var stor flomaktivitet i tilløpselvene. Vannet i Furnesfjorden var også noe humusfarget (brunfarget) på høsten. Noen markert vegetasjonsfarging av vannet ble ikke registrert i 2000. Årsaken til dette var at det ikke var noen større oppblomstringer av planteplankton (kiselalger) denne sommer. I perioden før Mjøsaksjonen og utover 1980-årene var mjøsvannet markert vegetasjonsfarget (gullig grønn eller gullig brun) i merparten av vegetasjonssesongen. I de senere år har dette bare skjedd i perioder da vi hatt større oppblomstringer av kiselalger som f.eks. i 1994, 1996 og 1999 (se figur B i vedlegg C).

### 3.1.3 Generell vannkjemi

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

Primærdata for pH, alkalitet, konduktivitet, farge, TOC, turbiditet og silisiumkonsentrasjon ved st. Skreia i vårsirkulasjonsperioden og i vegetasjonsperioden i 2000 er gitt i tabell III i vedlegg B. Variasjonsmønstrer for pH, alkalitet og konsentrasjon av silisium i de øvre vannmasser i vegetasjonsperioden er vist i figur 6 i teksten.

Den generelle vannkjemien i Mjøsas sentrale del (st. Skreia) i vårsirkulasjonen i 2000 hadde nær de samme konsentrasjoner og sammensetning som vi har registrert under vårsirkulasjonen i perioden 1966 - 1999. 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 2000, som vi kan betegne som et år med spesielt stor vanntilførsel og til dels også stor flomaktivitet, var parametre som TOC, fargetall, turbiditet og pH 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 stor partikkeltilførsel godt egnet for de fleste brukerformål. Nedenfor skal vi gi mer detaljert informasjon om registreringene av de ulike parametre i 2000.

#### *Alkalitet og pH.*

I vårsirkulasjonsperioden registrerte vi pH nær nøytralpunktet ( $\text{pH} = 7$ ) med verdier i området 7,18 – 7,20. Veid middelverdi fra en vertikalserie fra overflaten til bunn har vi beregnet til pH 7,19. Mjøsvannet er derfor praktisk talt nøytralt. Vanligvis finner vi de laveste pH-verdier i Mjøsas nordre del og de høyeste i Furnesfjorden. Markerte og/eller moderate pH-svingninger i de øvre vannlag, som resultat av høy produksjon av planteplankton, ble ikke registrert ved stasjon Skreia i vekstsesongen 2000. pH varierte i området 7,20 – 7,49 (se figur 6). Høyest pH ble registrert i midten av juli. 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. Det høyeste pH 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 planteplanktonproduksjon, 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  $\text{CO}_2$  og  $\text{HCO}_3^-$  at  $\text{CO}_2$ - $\text{HCO}_3^-$ - $\text{CO}_3^{2-}$ -systemet forskyves så det blir større andel  $\text{HCO}_3^-$  og  $\text{CO}_3^{2-}$ . Når algene bruker  $\text{HCO}_3^-$  og  $\text{CO}_3^{2-}$  avgis også  $\text{OH}^-$ -ioner. Herved øker pH og vi får en karakteristisk pH variasjon over døgnet med de høyeste verdiene på dagen da det er størst primærproduksjon og de laveste på natten.

Verdiene for alkalitet varierte i vårsirkulasjonsperioden i området 0,206 - 0,230 mekv/l og vi har beregnet veid middelverdi fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 0,210 mekv/l. Alkaliteten i de øvre vannlag i sommerperioden ved stasjon Skreia viste små variasjoner med verdier i området 0,190 - 0,220 mekv/l (se figur 6). Mjøsvannet er således godt bufret mot tilførsel av surt vann, og det er ikke risiko for at Mjøsa skal påføres forsuringsskader. De vassdrag som renner til Mjøsa er også godt bufret og direkte skadeeffekter av forsuring med

bl.a. tap av fiskpopulasjoner 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 området 3,9- 4.0 mS/m. Vi har beregnet veid middelerdi fra en vertikalseie fra overflaten til bunn til 4.0 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 > 40 mS/m. Variasjonsbredden for de mineralsaltene som har størst betydning for saltinnholdet i Mjøsa (de s.k. hovedkomponenter) målt i vårsirkulasjonsperioden ved hovedstasjonen (stasjon Skreia) i perioden 1966 - 1976 er gitt i tabell 1 nedenfor (for mer inngående informasjon se Holtan et al. 1977). Mjøsa kan betegnes som et bikarbonatvann med kalsium og hydrogenkarbonat som dominerende ioner. Generelt sett har Mjøsa i likhet med de fleste norske innsjøer vann med relativt lavt salt- og kalsiuminnhold.

Tabell 1. Konsentrasjoner av mineralsalter (s.k. hovedkomponenter) i Mjøsa i tidsrommet 1966 – 1976. Prøvene er tatt ved hovedstasjonen (st. Skreia) under vårsirkulasjonen og er angitt som veide middelerdier fra en vertikalseie fra overflaten til bunn for de ulike år.

Parameter	Variasjonsbredde
Kalsium mg Ca/l	4.68 – 5.76
Magnesium mg Mg/l	0.65 – 0.86
Natrium mg Na/l	0.88 – 1.24
Kalium mg K/l	0.54 – 0.72
Hydrogenkarbonat mg HCO <sub>3</sub> /l	13.0 – 18.5
Sulfat mg SO <sub>4</sub> /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.

#### *Farge.*

Vannet i Mjøsa var klart og lite påvirket av humus og/eller partikler i vårsirkulasjonsperioden og vi registrerte ved hovedstasjonen (st. Skreia) fargetall i området 9 - 11 mg Pt/l. Vi har beregnet veid middelerdi fra en vertikalseie fra overflaten til bunn til 10 mg Pt/l. Unntak var Mjøsas nordre del som var noe påvirket av partikkelrikt vann fra ”Lågen”. Normalt ligger fargetallet for mjøsvannet i sommerperioden i området 7 – 20 mg Pt/l. De høyeste fargetall registrerer vi som oftest i de øvre vannlag i Furnesfjorden og i Mjøsas 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 Mjøsas nordre del. De dypere vannlag (> 100 meter) har som regel stabil vannfarge med fargetall omkring 10 mg Pt/l i hele året.



*Organisk karbon.*

Innholdet av organisk karbon var lavt i vårsirkulasjonsperioden og vi registrerte konsentrasjoner i området 1,7 – 2,2 mg TOC/l. Veid middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn har vi beregnet til 1,8 mg TOC/l. Hoveddelen av det organiske karbonet tilføres Mjøsa fra naturgitte kilder via tilløpselvene og størst tilførsel er det i flomperioder og særlig når det er høy vannføring i Gudbrandsdalslågen. 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 under ulike årstider.

*Turbiditet.*

I vårsirkulasjonsperioden hadde vannet i Mjøsas frie vannmasser relativt sett lavt partikkelinnhold og vi registrerte turbiditetstall i området 0,21 - 0,39 FTU ved hovedstasjonen (st. Skreia). Vi har beregnet veid middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 0,26 FTU. En viss brepartikkelpåvirkning kunne likevel spores ved at vannet var klart grønnfarget.

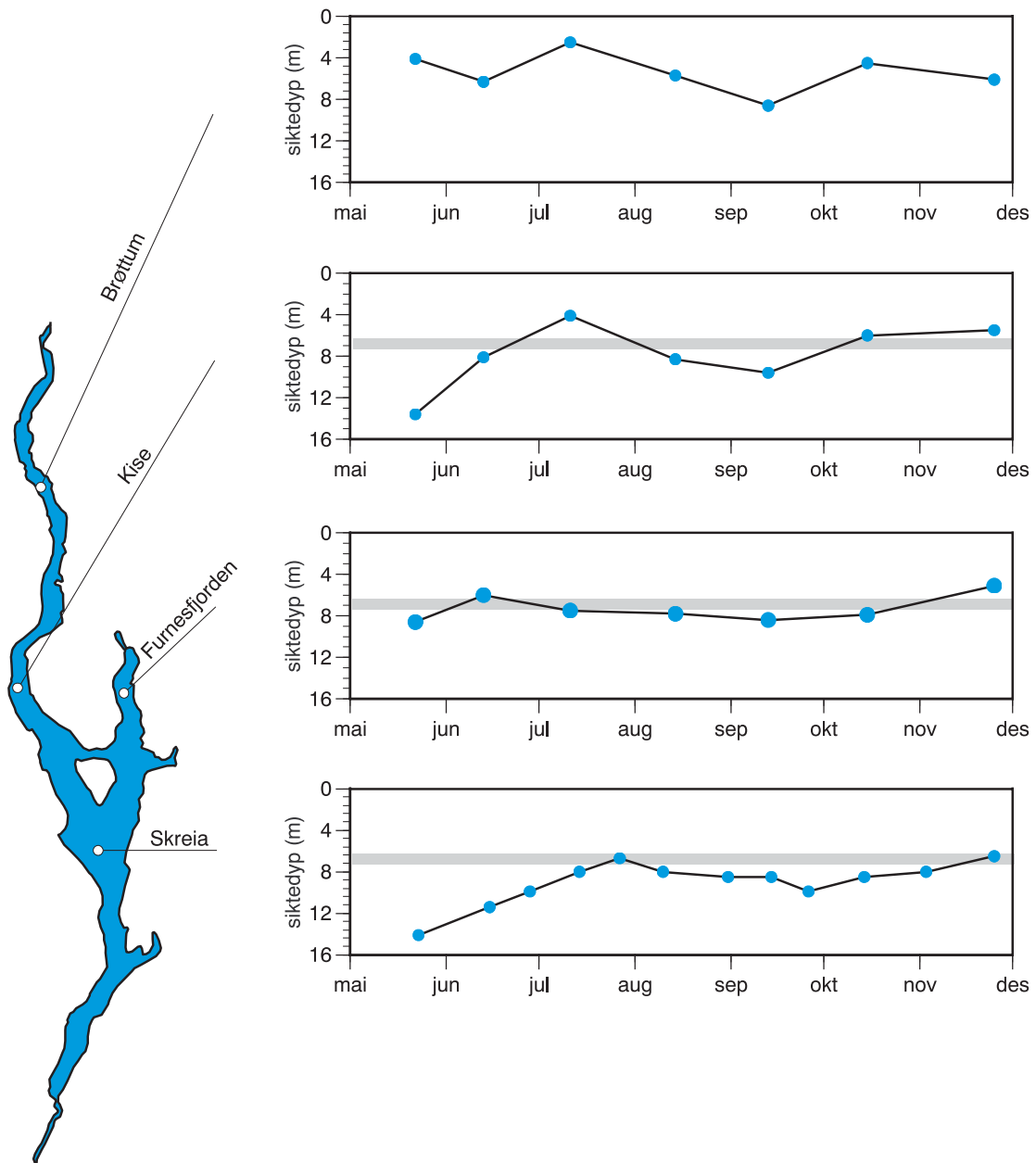
Turbiditetsverdiene angir vannets innhold av partikulært materiale. Partikulært materiale (både organisk og uorganisk) blir tilført Mjøsa fra tilløpselvene samt skyldes produksjon av planteplankton og påvekststalger i selve innsjøen. Størst tilførsel av partikulært materiale er det derfor i sommerperioden 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 Mjøsas nordre del turbiditet i området 0,2 – 1,0 FTU, mens vannet i Mjøsas 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.*

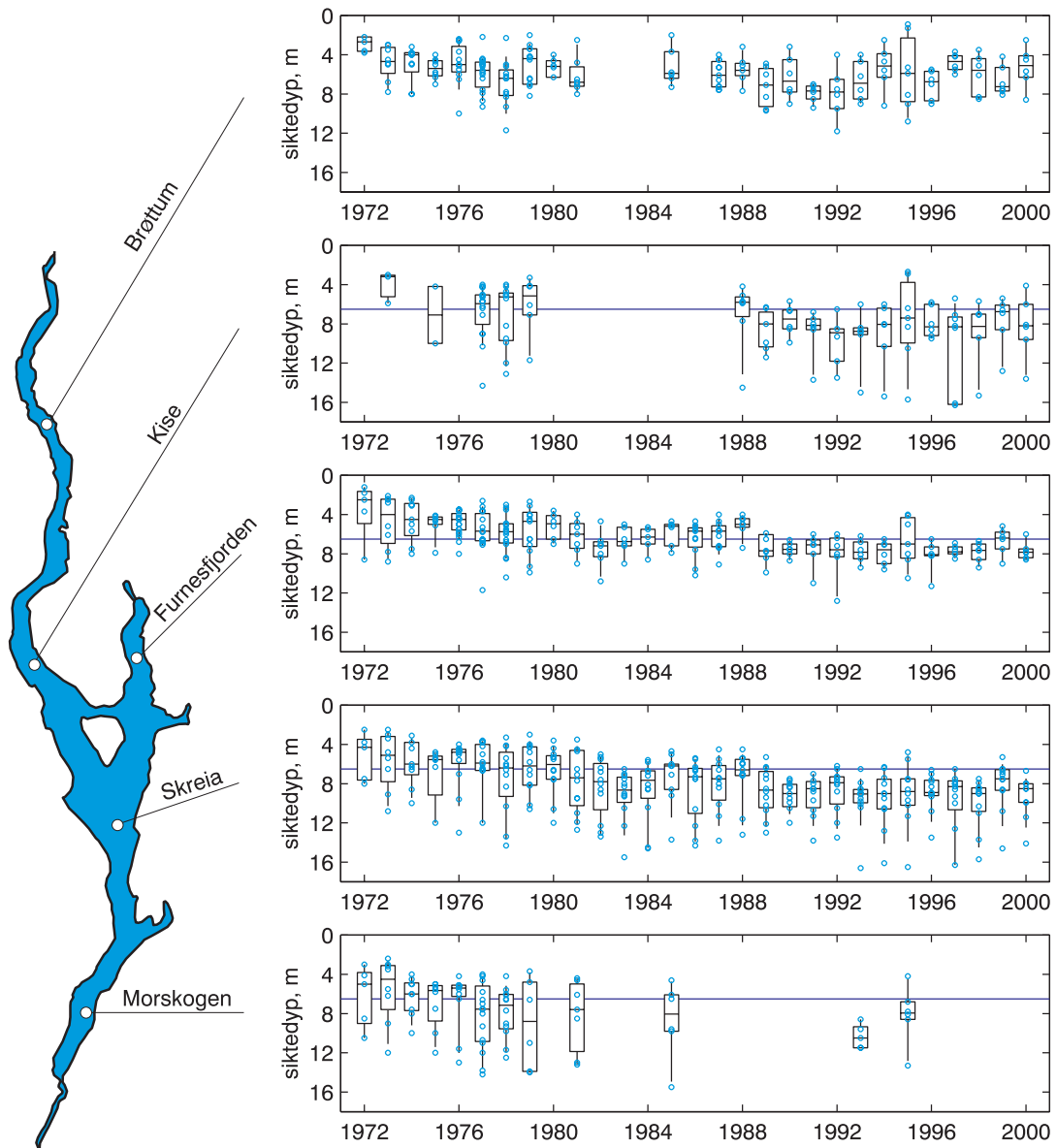
I vårsirkulasjonsperioden registrerte vi konsentrasjoner av silisium i området 2,01 – 2,08 mg SiO<sub>2</sub>/l. Veid middelvei fra en vertikalserie fra overflaten til bunn er beregnet til 2,04 mg SiO<sub>2</sub>/l. Silikatkonsentrasjonen i de øvre vannlag ved stasjon Skreia i sommerperioden varierte i området 1,69 – 2,22 mg SiO<sub>2</sub>/l (se figur 6). Lavest konsentrasjon registrerte vi i slutten av august i forbindelse med en mindre oppblomstring av kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Vannføringen i tilløpselvene var avtagende i denne periode og herved også silisiumtilførselen.

Kiselalgene bruker silisium for å bygge opp kiselshellet 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 kiselalgeproduksjon 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 som ble så lav (< 0,1 mg SiO<sub>2</sub>/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<sub>2</sub>-konsentrasjonen i hele innsjøen fra 1966 til 1976 (for nærmere informasjon se Holtan et al. 1977). For tiden ligger silisiumkonsentrasjonen i begynnelsen av vegetasjonsperioden ved hovedstasjonen (st. Skreia) i området 1,8 – 2,0 mg SiO<sub>2</sub>/l og det har vært små år til år

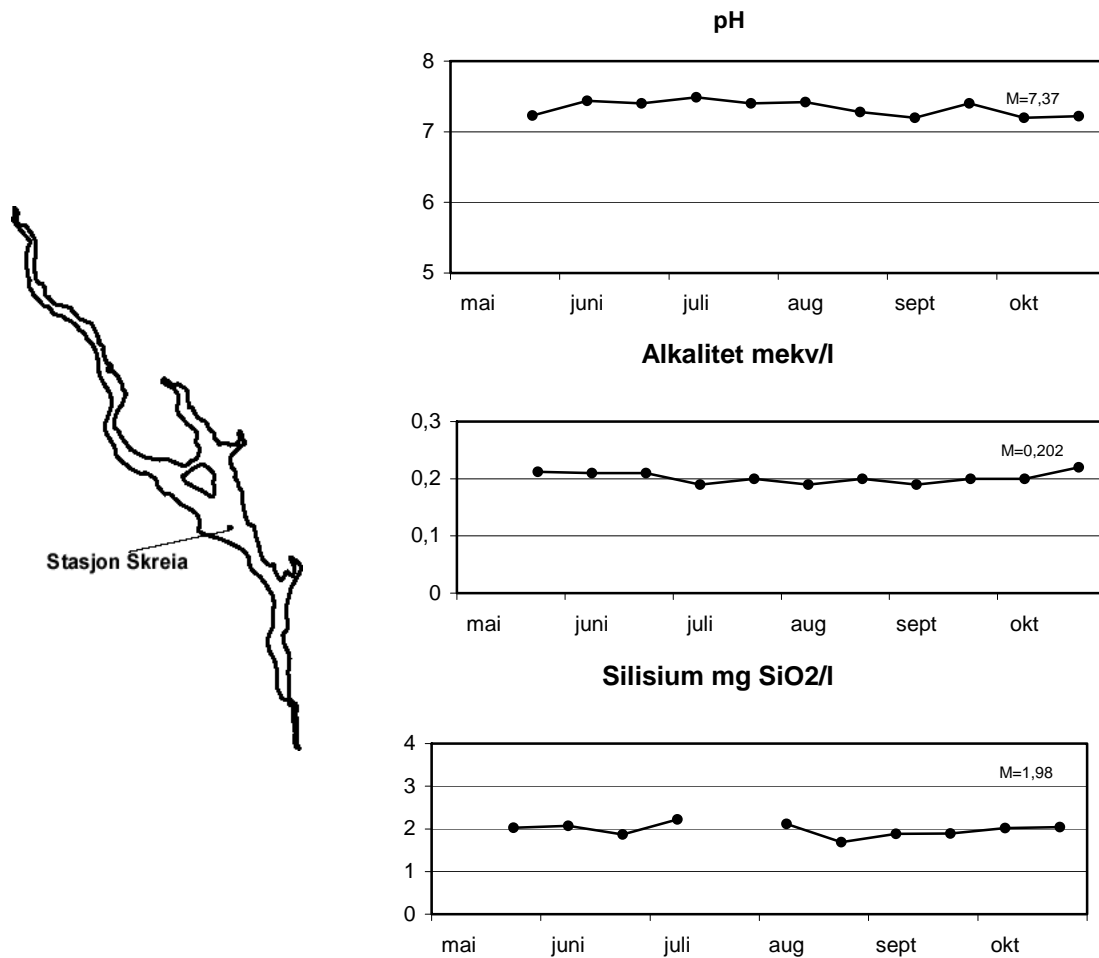
variasjoner. Vi mener derfor at silisiumkonsentrasjon i Mjøsas sentrale parti nå er i nært samsvar med forventet naturtilstand.



**Figur 4.** Siktedypsregistreringer ved fire lokaliteter i Mjøsa i 2000. Skravert markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) ikke bør være mindre enn 6-7 meter.



**Figur 5.** Tidstrend for siktedyb ved fem lokaliteter i Mjøsa i tidsperioden 1972-2000. Blå markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) 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 6.** Variasjonsmønster i Mjøsas øvre vannlag (0-10m) for pH, alkalitet og silisium (SiO<sub>2</sub>) ved hovedstasjonen (st. Skreia) i 2000. M = aritmetisk middelvei.

### 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 bentiske alger langs strendene som planteplankton i de fri vannmasser. Fosfor kan derfor betegnes som minimumsfaktor (s.k. nøkkelfaktor) for algeveksten i Mjøsa (for mer inngående informasjon se NIVA-rapport løpenr. 1450 (Kjellberg 1982)). For tiden er fosforkonsentrasjonen på sen vinter 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 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 næringsstofftilførsel vil kunne gi de største miljøproblemer.

Primærdata for de fosforanalyser som ble utført i 2000 er stilt sammen i tabell III og IV i vedlegg B. Resultatene fra de fire stasjoner vi har benyttet er vist i figur 7 og 8. Figur 7 viser også tidsutviklingen for "basiskonsentrasjonen" og her har vi også tatt med foreliggende data fra stasjon Morskogen. Videre har vi i figur 9 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 10.

*"Basiskonsentrasjon av fosfor"*

Målinger av fosforkonsentrasjonen på senvinteren (mars/april) her benevnt som "basisfosforkonsentrasjonen" gir oss muligheter til å følge tidsutviklingen i Mjøsas næringsstatus 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 forforkonsentrasjon 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  $\leq 5$   $\mu\text{g tot-P/l}$  (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 legat 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 senvinteren 2000 er stilt sammen i tabell 2 nedenfor. Vi registrerte da lave fosforkonsentrasjoner i mjøsvannet med konsentrasjoner i området 2,7 – 5,7  $\mu\text{g tot-P/l}$ . De høyeste konsentrasjoner fant vi i innsjøens nordre del ved stasjon Brøttum. De noe høyere konsentrasjonene i Mjøsas nordre del er sannsynligvis et resultat av en viss uttransport av silt- og brepartikler fra Gudbrandsdalslågen og Gausa. Den regionale fordelingen var stort sett i samsvar med tidligere observasjoner. "Basiskonsentrasjonen" ved de ulike prøvetakingsstasjoner varierte fra 2,9 til 3,8  $\mu\text{g tot-P/l}$  og var i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål. Høyest "basisfosforkonsentrasjon" ble registrert i den nordre del av Mjøsa (st. Brøttum) og lavest i Furnesfjorden. De "basisfosforkonsentrasjoner" som ble registrert i 2000, untatt i Furnesfjorden, var noe høyere jevnført med de konsentrasjoner vi registrerte i 1999, men var stort sett i godt samsvar med de konsentrasjonsnivåer som er registrert i perioden 1991-99. 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.7). 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 "basis-konsentrasjonen" 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" 2000.

Lokalitet	"Basiskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	3,8 $\mu\text{g tot-P/l}$	3,1 – 5,7 $\mu\text{g tot-P/l}$
Kise	3,6 $\mu\text{g tot-P/l}$	3,3 – 4,1 $\mu\text{g tot-P/l}$
Furnesfjorden	2,9 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,7 – 3,1 $\mu\text{g tot-P/l}$
Skreia	3,1 $\mu\text{g tot-P/l}$	2,8 – 3,4 $\mu\text{g tot-P/l}$

*"Utgangskonsentrasjon av fosfor"*

Variasjonsbredde og "utgangskonsentrasjon" av fosfor ved de ulike prøvetakingsstasjoner i vårsirkulasjonsperioden i 2000 er sammenstilt i tabell 3 nedenfor. Også under

vårsirkulasjonen i slutten av mai ble det i 2000 registrert lave fosforkonsentrasjoner, og mjøsvannet hadde da konsentrasjoner av fosfor som varierte i området 2,6 til 12,5 µg 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 bidro til økt partikkel- og humustransport og herved økt nærinnsalttransport ( se figur 36). ”Utgangskonsentrasjonen” (veid middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn i vårsirkulasjonen) varierte for de ulike stasjoner i området 3,3 – 9,1 µg tot.-P/l og høyest konsentrasjon var det i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) og laveste konsentrasjon fant vi i Furnesfjorden. ”Utgangskonsentrasjonen” av fosfor i 2000 var stort sett lik den vi registrerte i 1998 og 1999.

Tabell 3. Konsentrasjoner av total fosfor i Mjøsa i vårsirkulasjonen i 2000.

Lokalitet	”Utgangskonsentrasjon”	Variasjonsbredde
Brøttum	9,1 µg tot-P/l	7,0 – 10,8 µg tot-P/l
Kise	4,5 µg tot-P/l	4,2 – 5,9 µg tot-P/l
Furnesfjorden	3,3 µg tot-P/l	2,7 – 5,6 µg tot-P/l
Skreia	4,2 µg tot-P/l	3,7 – 5,3 µg tot-P/l

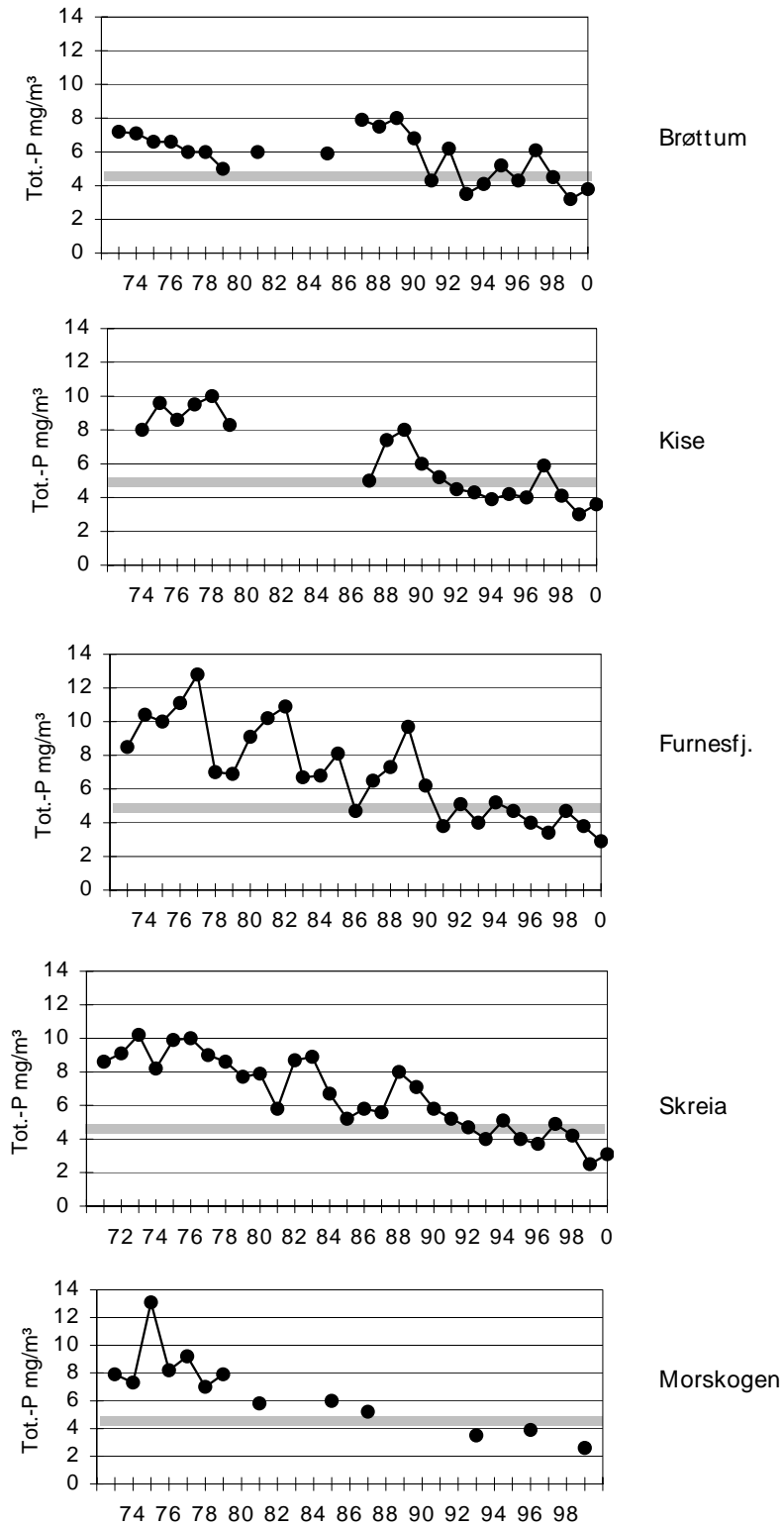
*Konsentrasjon av fosfor i de øvre vannlag i vekstsesongen.*

I vekstperioden i 2000 var fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) ved de fire prøvetakingsstasjoner lav og vi registrert konsentrasjoner i området 3,1 – 11,6 µg tot-P/l. De høyeste konsentrasjoner fant vi i Mjøsas nordre parti og i Furnesfjorden. Midellverdier 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 2000 estimert til 5,4 µg tot-P/l. Dette er stort sett i samsvar med de forhold vi registrerte i 1998 og 1999 og er en av de laveste arealveide middelkonsentrasjoner som har blitt registrert i tidsperioden 1966 - 2000. Også i 1992 og 1993 var det lave konsentrasjoner (se figur 10). 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 samt at også arealveid middelkonsentrasjon i vekstsesongen for hele Mjøsa ikke overskrider dette nivå (se figur 10).

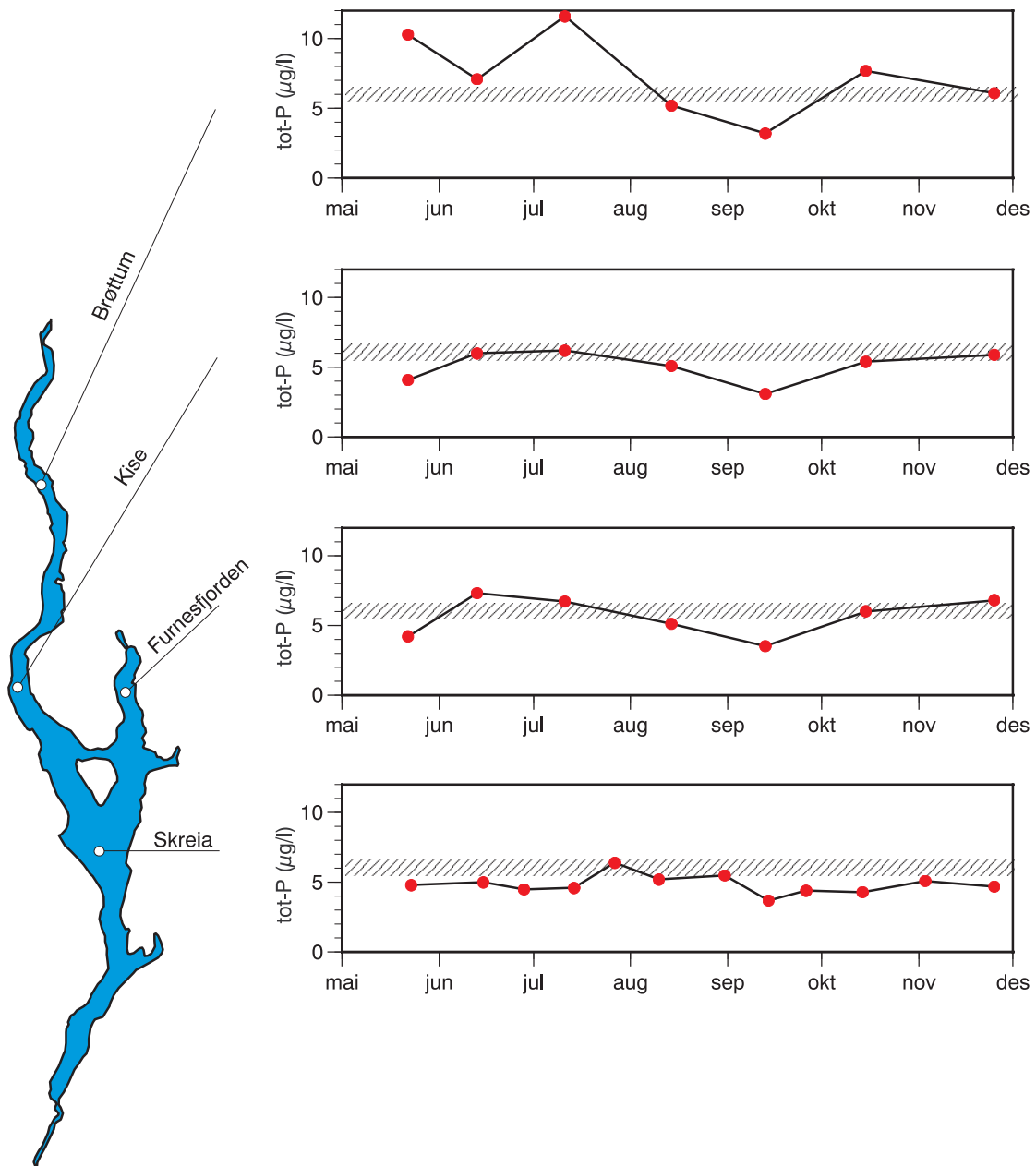
Tabell 4. Konsentrasjoner av total fosfor i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i vegetasjonsperioden i 2000.

Lokalitet	Middelverdie mai-oktober.	Variasjonsbredde
Brøttum	7,5 µg tot-P/l	3,2 – 11,6 µg tot-P/l
Kise	5,0 µg tot-P/l	3,1 – 6,2 µg tot-P/l
Furnesfjorden	5,5 µg tot-P/l	3,5 – 7,3 µg tot-P/l
Skreia	4,9 µg tot-P/l	3,7 – 6,4 µg tot-P/l

Fosforkonsentrasjonene som ble registrert i Mjøsa i 2000 tilsvarte tilstandsklasse ”Meget god” og ”God” ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

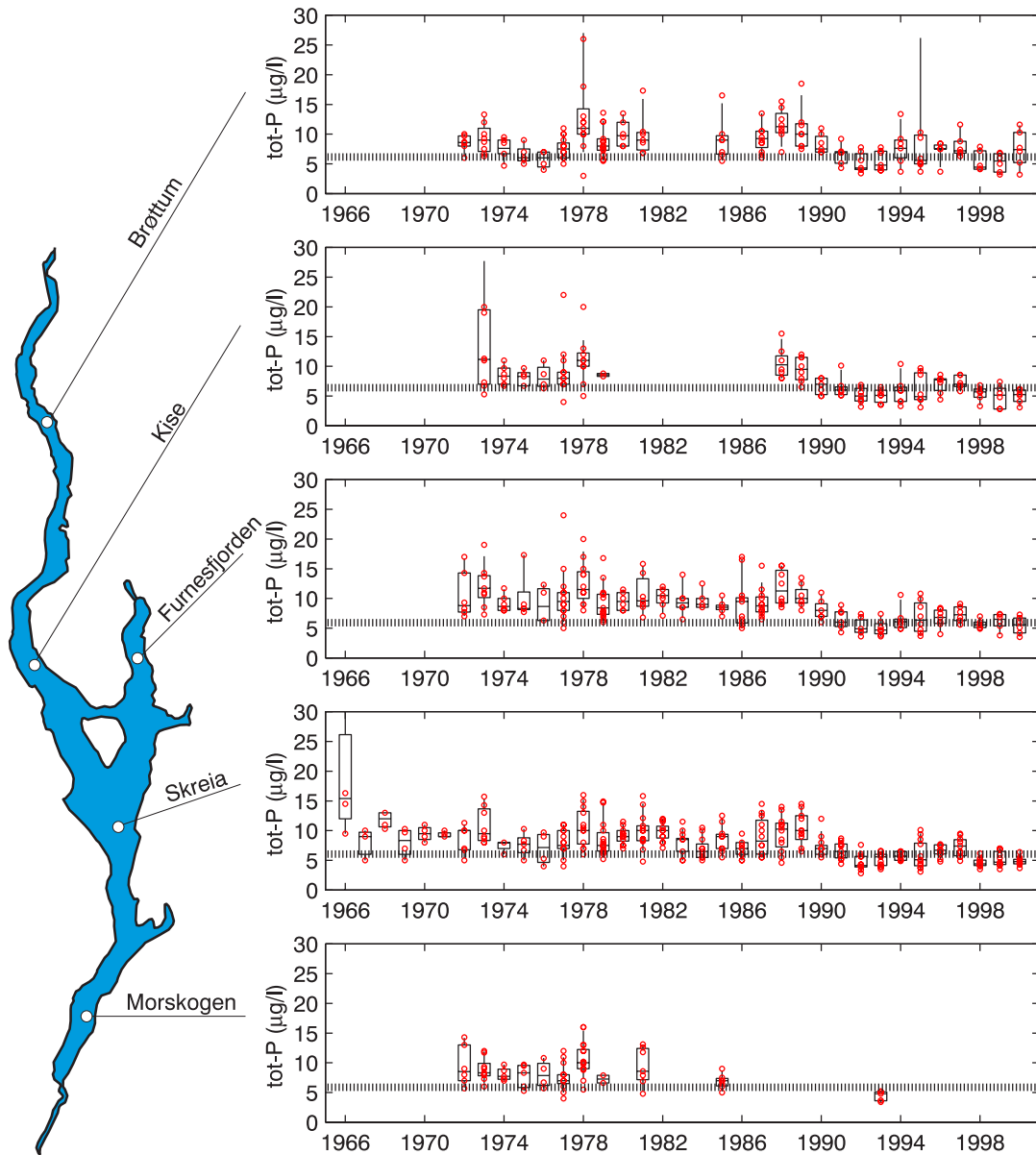


**Figur 7.** Veide middelerverdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for total fosfor for observasjonsserier på sen vinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-2000. Skravert markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for fosfor dvs. at "basiskonsentrasjonen" av fosfor ikke bør overstige 5 mg tot-P/m<sup>3</sup>.

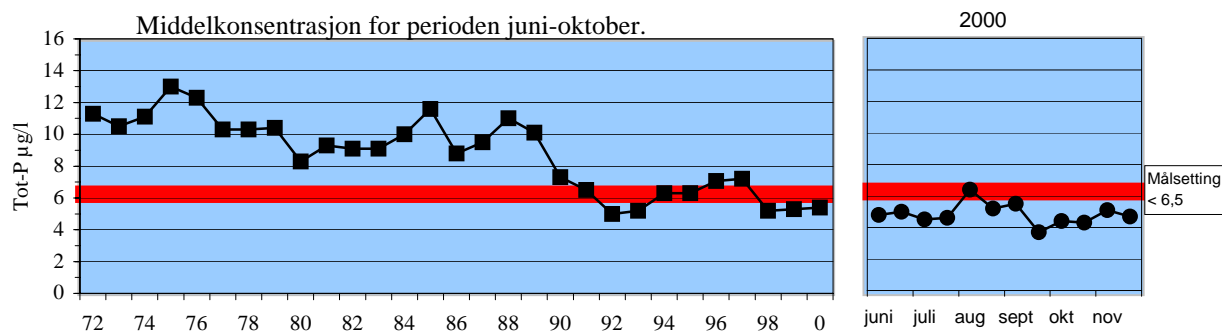


**Figur 8.** Variasjonsmønster for konsentrasjon av fosfor i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 m) i perioden mai-oktober i 2000 ved fire stasjoner. Skravert markering angir fastsatt miljøkvalitetsmål for Mjøsa, dvs at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige nivået 5,5-6,5 µg tot-P/l i Mjøsas sentrale (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 9.** Tidstrend for fosforkonsentrasjon i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i tidspanen 1972-2000. Skravert markering 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 10.** Tidstrend for fosforkonsentrasjon i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i perioden mai- oktober i 2000 samt tidsveid og arealveid middelkonsentrasjon for fosfor i vekstsesongen i de øvre vannlag for hele Mjøsa i perioden 1972-2000. 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 1998 og 1999 igjen gått ned.

### 3.1.5 Nitrogen

Nitrogen og særlig nitrat ( $\text{NO}_3$ ), 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 da det gjelder artssammensetningen (Herris 1986, O. Skullberg munt. med.). Årsaken til dette er at algene til enhver tid har tilstrekkelig med biotilgjengelige nitrogenforbindelser i Mjøsas vannmasser så lenge som 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 nitrogenkonsentrasjon 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. førindustriell 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 miljømål for nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa utover at konsentrasjonene på sikt helst bør minke. Dette bl.a. for å redusere nitrogentilføreselen fra Glommavassdraget til Nordsjøen. I havet er det som regel nitrogen som er minimumsfaktor. Ved rensanlegget på Lillehammer har en innført nitrogenfjerning, og det blir for tiden vurderet om det også skal innføres nitrogenfjerning ved rensanleggene på Hamar og Gjøvik.

Primærdata for de nitrogenanalyser vi har utført i Mjøsa i 2000 er stilt sammen i tabell III og IV i vedlegg B. Resultatene fra hovedstasjonen og tre supplementstasjoner i 2000 er vist i figurene 11, 12, 13 og 14. Figur 11 og 12 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  $\text{NO}_3$  i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) vist i figurene 15 og 16 i teksten.

#### "Basisnitrogenkonsentrasjon"

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

Mjøsas næringssaltstatus. 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 2000 ble det ved de fem stasjonene registrert nitrogenkonsentrasjoner i området 271 – 567 µg tot.-N/l og 176 – 416 µg NO<sub>3</sub>-N/l i mjøsvannet. "Basiskonsentrasjonen" av totalnitrogen varierte i området 379 - 527 µg tot.-N/l. De laveste konsentrasjoner fant vi ved Brøttum og de høyeste ved hovedstasjonen (st. Skreia) og i Furnesfjorden. Konsentrasjonsnivåene i 2000 var noe lavere enn de konsentrasjoner vi registrerte i 1998 og 1999. Variasjonsbredde og "basiskonsentrasjon" av nitrogen som vi registrerte ved de ulike prøvetakingsstasjoner senvinteren 2000 er sammenstillt i tabell 5 nedenfor.

Tabell 5. Konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsa "vårvinteren" 2000.

Lokalitet	"Basiskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	379 µg tot.-N/l	271 – 413 µg tot.-N/l
Kise	484 µg tot.-N/l	473 – 490 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	527 µg tot.-N/l	504 – 567 µg tot.-N/l
Skreia	493 µg tot.-N/l	483 – 512 µg tot.-N/l

*"Utgangskonsentrasjonen"*

I vårsirkulasjonsperioden i slutten av mai i 2000 registrerte vi nitrogenkonsentrasjoner fra 236 til 627 µg tot.-N/l, med de laveste konsentrasjoner 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" (veid middelkonsentrasjon fra en vertikalsekvens fra overflaten til bunn i vårsirkulasjonen) varierte i området 306 - 582 µg tot.-N/l ved de fire 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 2000 er sammenstillt i tabell 6 nedenfor.

Tabell 6. Konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsa i vårsirkulasjonen i 2000.

Lokalitet	"Utgangskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	306 µg tot.-N/l	236 – 383 µg tot.-N/l
Kise	538 µg tot.-N/l	527 – 578 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	561 µg tot.-N/l	548 – 596 µg tot.-N/l
Skreia	582 µg tot.-N/l	538 – 627 µg tot.-N/l

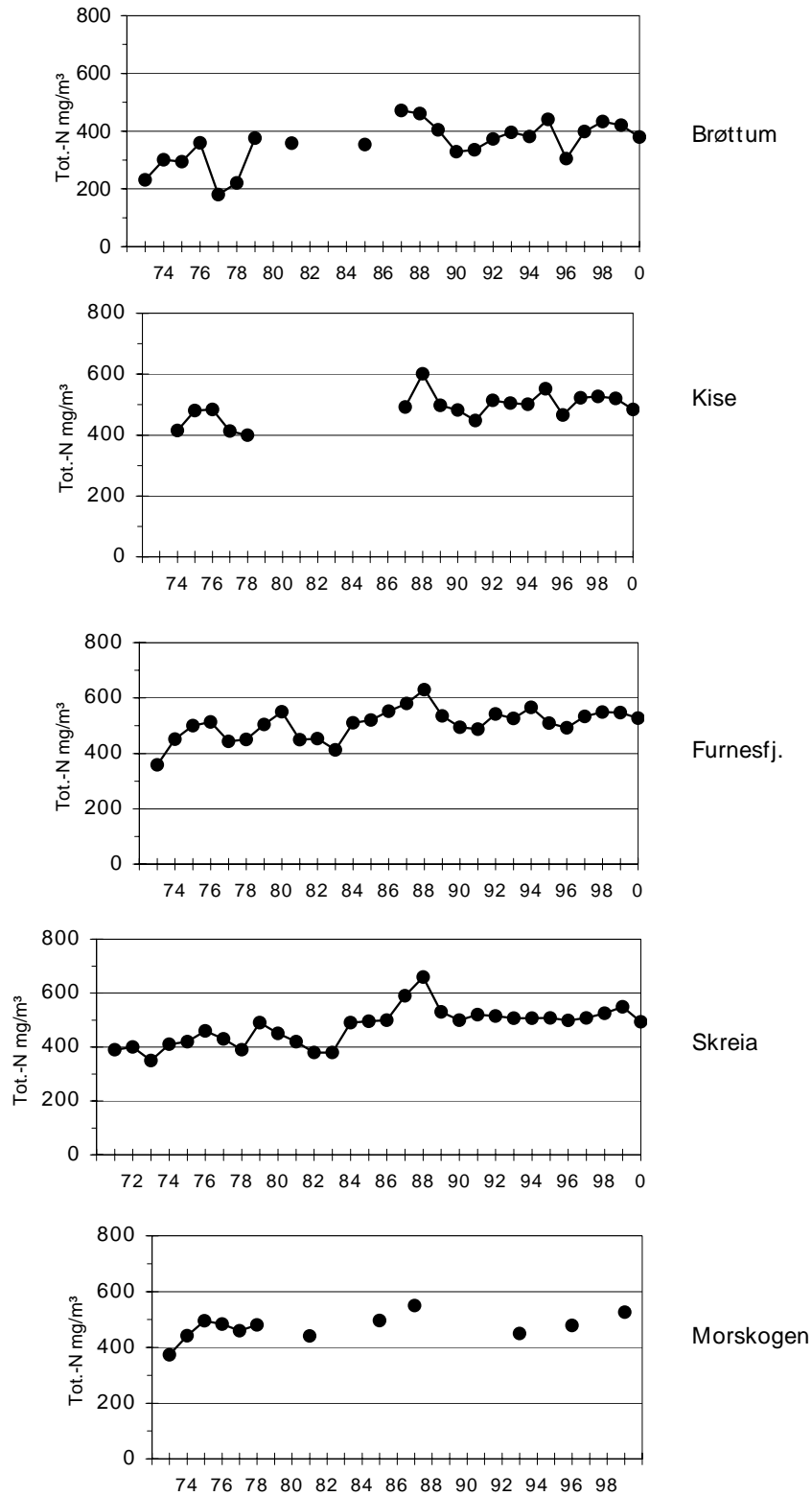
*Konsentrasjon av nitrogen i de øvre vannlag i vekstsesongen.*

Stor tilførsel av nitrogenfattig smeltevann (med konsentrasjoner i området 100 - 200 µg tot.-N/l) fra fjellområdene langs Gudbrandsdalslågen bidro til å redusere nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa. Dette gjalt særlig i 2000 i den nordre del av innsjøen og var i samsvar med de forhold som vi har registrert tidligere år. I vegetasjonsperioden varierte nitrogenkonsentrasjonene i overflatevannet (sjiktet 0-10 meter) mellom 186 og 569 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. Konsentrasjonene i overflatevannet i sommeren 2000 var stort sett i samsvar med forholdene i 1999. Generelt sett har likevel nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa endret seg lite i de siste 12 år. Vi har estimert tidsveid og arealveid middelverdie for totalnitrogen for hele Mjøsa i 2000 til 386 µg tot.-N/l i 2000. Dette var en klart lavere konsentrasjon jevnført med tidligere år og har sannsynligvis sin hovedårsak i at Mjøsa ble tilført mye vann fra "Lågen" i sommeren 2000, som reduserte nitrogenkonsentrasjonen i vegetasjonsperioden.

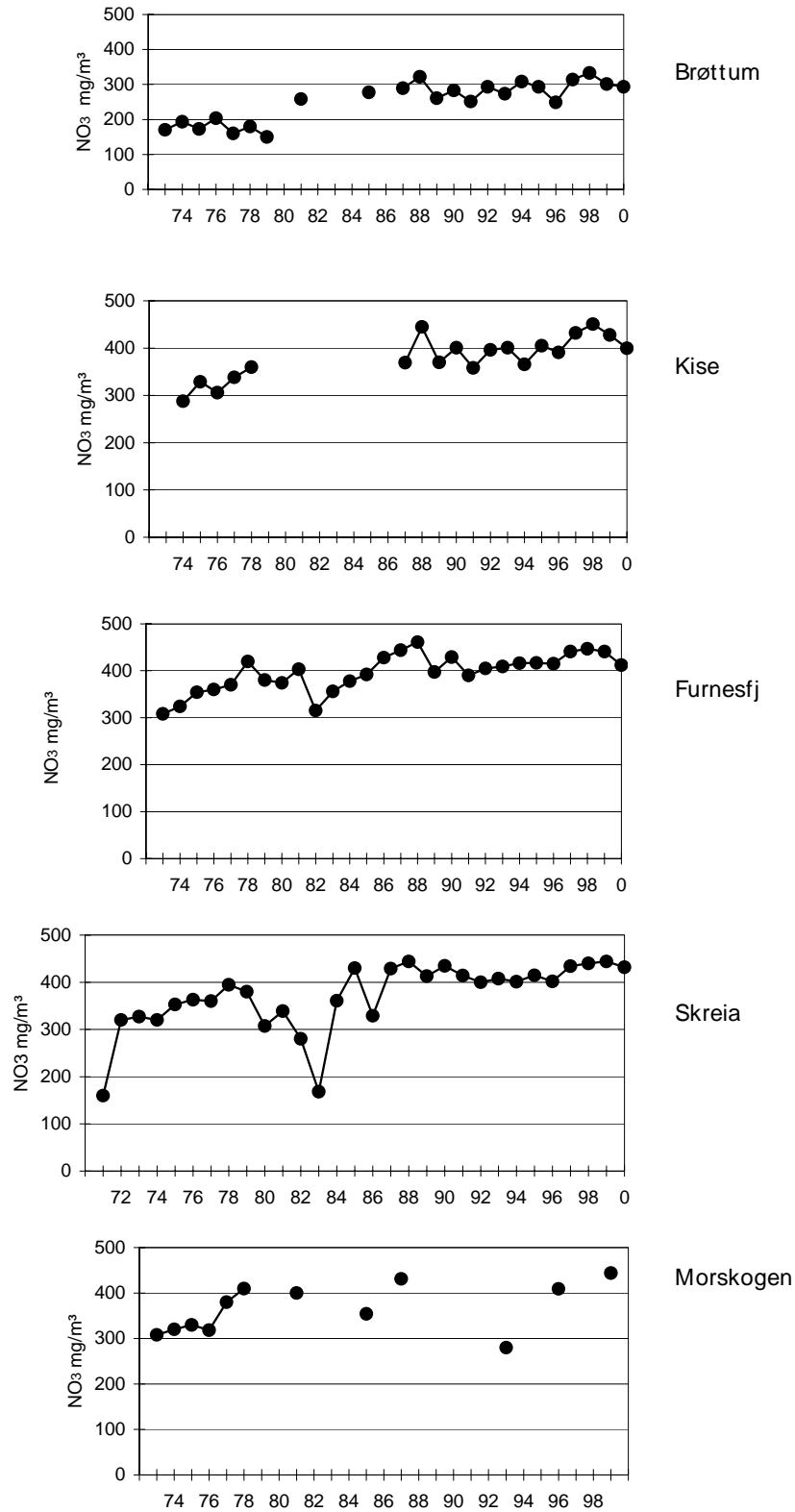
Tabell 7. Konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i vegetasjonsperioden i 2000.

Lokalitet	Middelverdie mai-oktober.	Variasjonsbredde
Brøttum	270 µg tot-N/l	186 – 444 µg tot-N/l
Kise	364 µg tot-N/l	295 – 541 µg tot-N/l
Furnesfjorden	450 µg tot-N/l	375 – 569 µg tot-N/l
Skreia	418 µg tot-N/l	350 – 551 µg tot-N/l

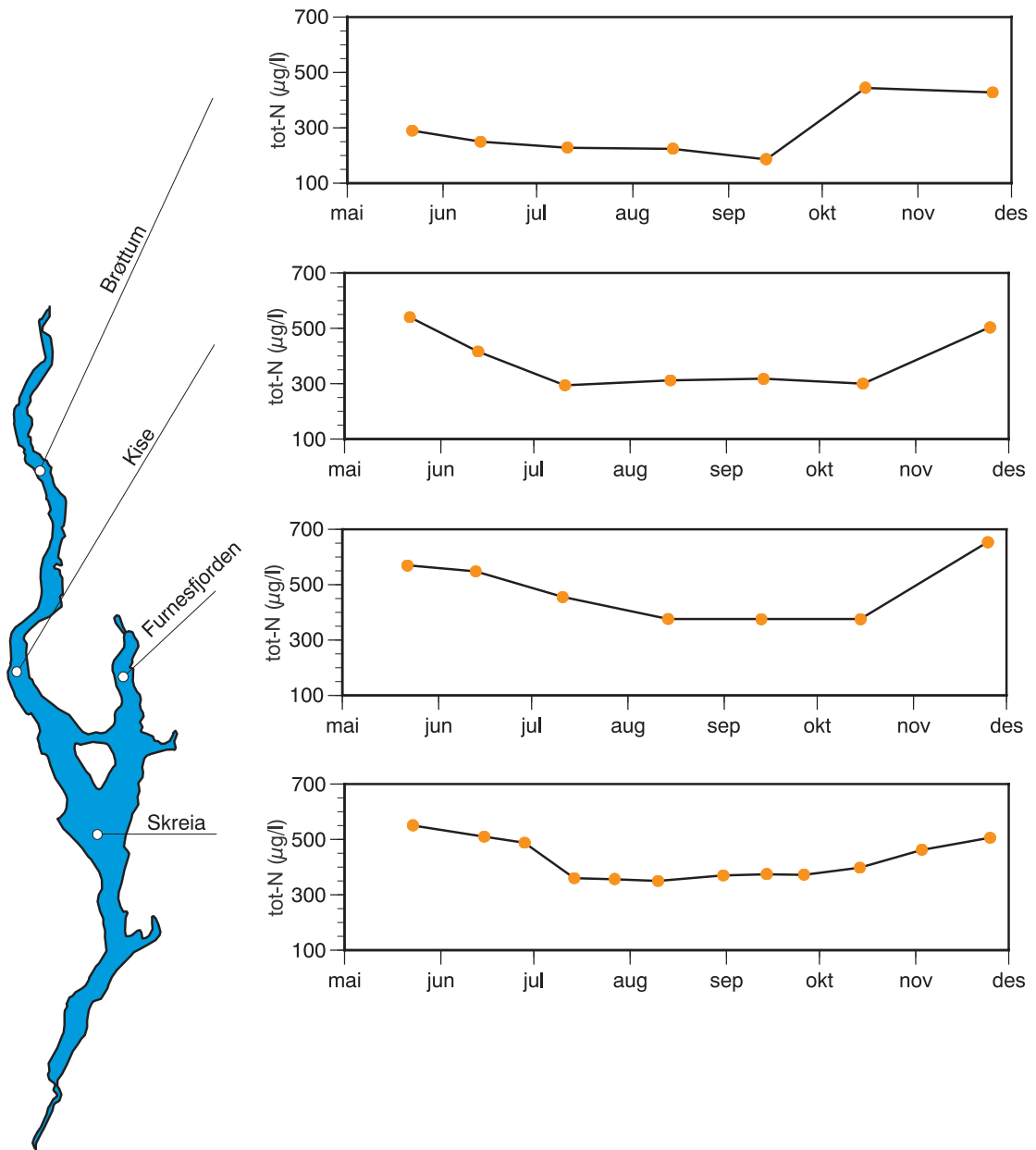
Nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsas hovedvannmasser faller i 2000 i tilstandsklasse II, "God" eller III, "Mindre god" i henhold til SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Hovedårsaken til den relativt sett høye nitrogenkonsentrasjonen Mjøsa er at innsjøen særlig vår og høst tilføres nitrogenholdig avrenningsvann fra store jordbruksarealer. Stor nitrogentransport i lokale større bekker samt elver som Gausa, Hunnselva, Lena, Svartelva og Flagstadelva står her sentralt.



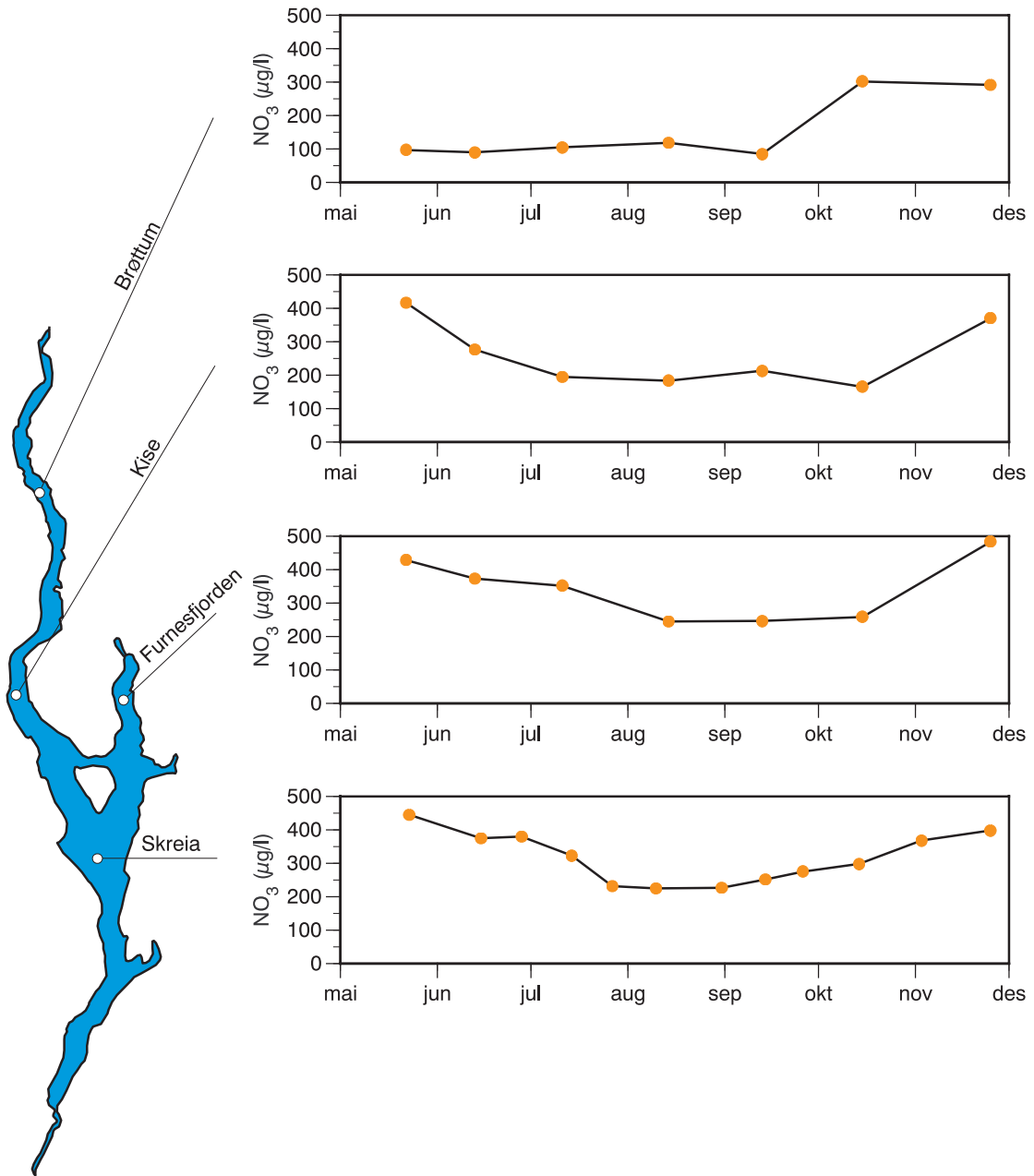
**Figur 11.** Veide middelværdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for total nitrogen fra observasjoner på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-2000.



**Figur 12.** Veide middelværdier (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 1971-2000.

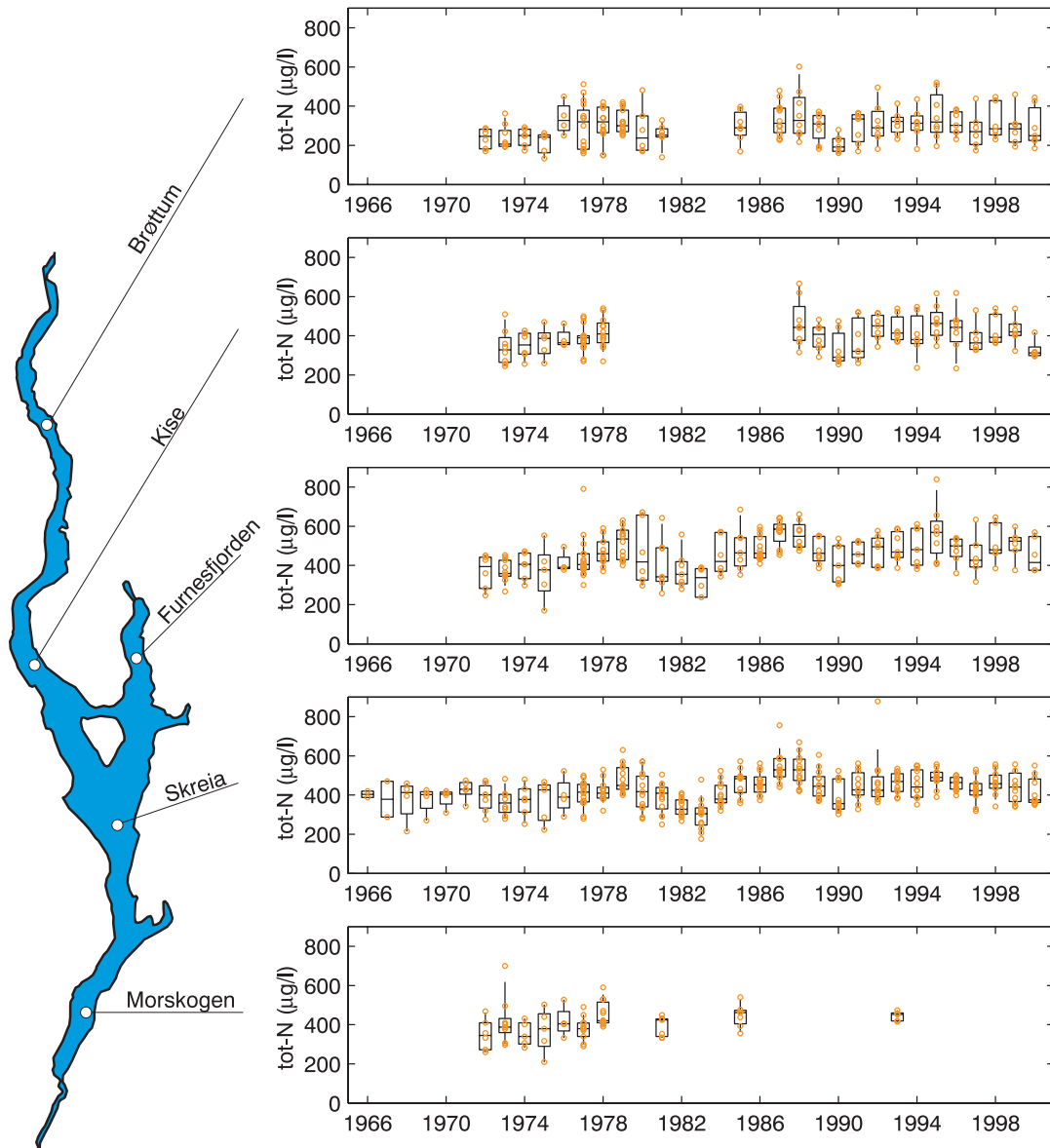


**Figur 13.** Variasjonsmønsteret for konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober i 2000 ved fire stasjoner i Mjøsa.

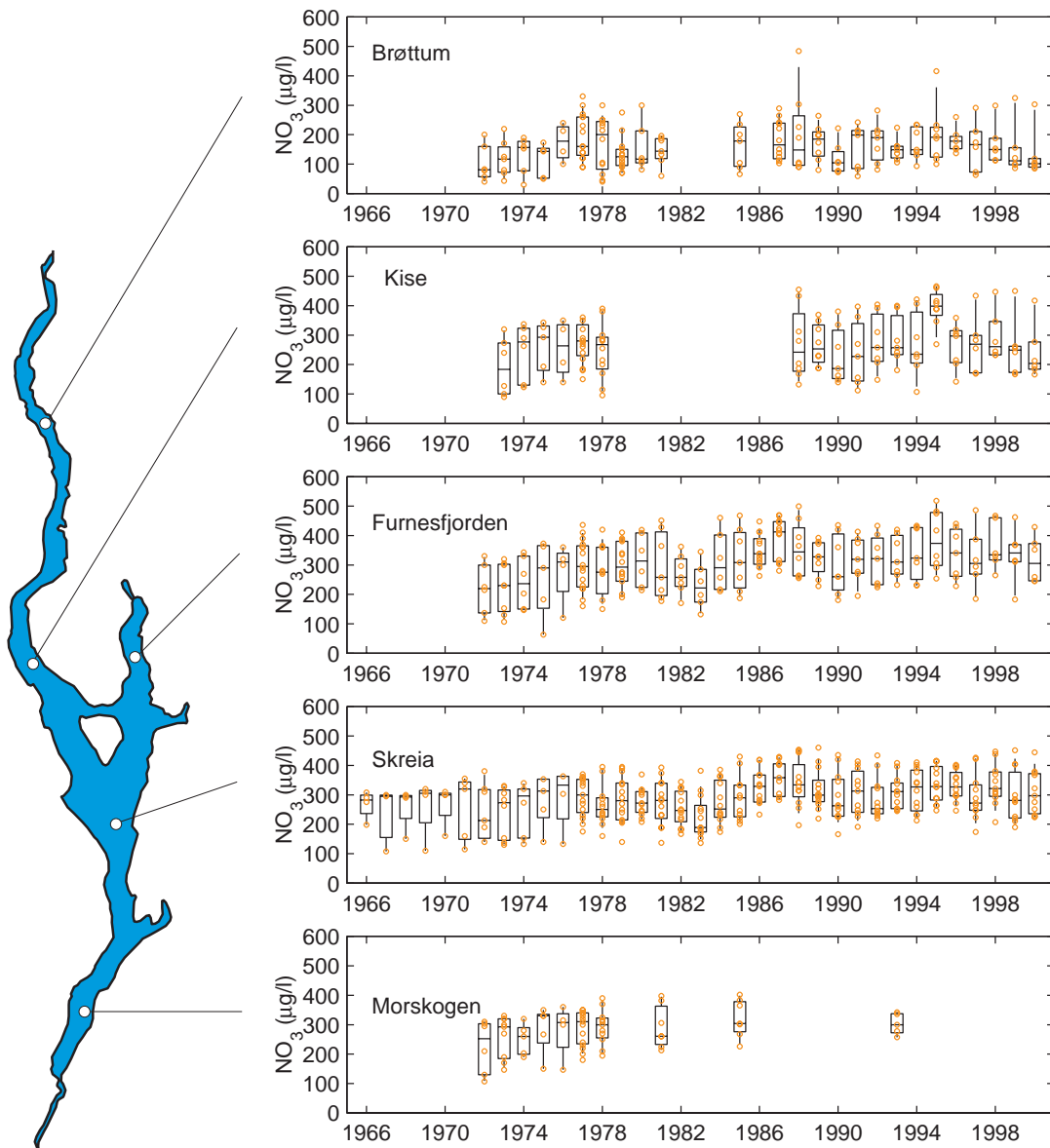


**Figur 14.** Variasjonsmønsteret for konsentrasjonen av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober i 2000 ved fire stasjoner.





**Figur 15.** Tidstrend for konsentrasjon av total nitrogen i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i perioden 1972-2000. 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 16.** Tidstrend for konsentrasjonen av nitrat i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i perioden 1972-2000. 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, fritt- eller kolonilevende alger og blågrønnalger (cyanobakterier) 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 før forskjellene kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet), biomasse, utvikling over vekstsesongen og produksjonskapasitet gir derfor en god og konkret informasjon om Mjøsas næringsstatus (trofigrad). Planteplanktonets biodiversitet og biomasse er nøkkel parameter i denne forbindelse. Det vil alltid være naturgitte år til år variasjoner i planteplanktonsamfunnet bl.a. på grunn av meteorologiske og hydrologiske forskjeller. Dette er det tatt hensyn til ved vurderingene av forholdene i 2000, samt ved vurderingen av tidsutviklingen. Styrende 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 m.m. tilkommer som modifierende faktorer (for mer inngående informasjon henvises til NIVA-rapport løpenr. 1450 (Kjellberg 1982)).

Primærdata over forekomsten av planteplankton i vegetasjonsperioden i 2000 ved stasjon Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia er stilt sammen i tabellene V-IIX i vedlegg B, og resultatene illustrert i figurene 17-19 i teksten. I figur 19 er også tidstrenden ved stasjon Brøttum, Kise, Furnesfjorden, Skreia og Morskogen i perioden 1972 - 2000 vist. Primærdata for klorofyll  $a$  er gitt i tabell IV i vedlegg B. Resultatene for 2000 er vist i figur 20. Figur 21 viser tidstrenden for klorofyll i perioden 1976 - 2000 ved fem lokaliteter i Mjøsa.

#### *Biodiversitet*

Planteplanktonsamfunnet ved **stasjon Brøttum** i Mjøsas nordre del var i vegetasjonsperioden i 2000 dominert av gullalger og svelgflagellater. På høsten ble det økt forekomst av kiselalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende i hele vegetasjonsperioden, mens det var liten forekomst av blågrønnalger. Gullalgene var dominerende algegruppe på våren og sommeren, mens det var svelgflagellater som dominerte algesammfunnet på sensommeren og utover høsten. Totalt ble det registrert 80 algetaxa (arter og grupper) som hadde betydning for biomassen. Artrikeste gruppe var gullalgene.

I hele vegetasjonsperioden var planteplanktonsamfunnet stort sett dominert av små rasktvoksende "monader" tilhørende algegruppene gullalger og svelgflagellater. Planteplanktonsamfunnet i Mjøsas nordre del indikerte i 2000 klart oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringssaltkrevende og eutrofiindikerende arter. I oktober ble det noe økt forekomst den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og økt forekomst av en mer næringssaltkrevende art som kiselalgen *Fragilaria crotonensis*. Dette indikerte økt tilgang på biotilgjengelig fosfor og årsaken til dette var sannsynligvis økt fosfortransport i Gudbrandsdalslågen i denne periode.

De planteplanktonarter/-grupper som hadde størst forekomst og betydning for biomassen var grønnalger som *Chlamydomonas* spp. og *Dictyosphaerium pulchellum* v. *minutum*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale* v. *americanum*, *Mallomonas* spp., *Ochromonas* sp. samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Cyclotella comta*, *Cyclotella* sp., *Diatoma tenuis*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia longiseta* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas* spp., *Katablepharis ovalis*, *Chroomonas* sp. og *Rhodomonas lacustris* samt fureflagellater som *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Peridinium polonicum* og *Peridinium umbonatum*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

**Forekomst av problemskapende algearter.**

Med problemskapende alger mener vi blågrønnalger som skaper vannblomst, potensielt giftdannende blågrønnalger samt lukt og slimdannende alger. Disse algene kan skape problemer eller være til sjenanse da de forekommer i større mengder.

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Mjøsas nordre del i 2000. Som nevnt overfor var det beskjeden forekomst av blågrønnalger, men vi registrerte noe forekomst av *Anabaena lemmermanni* og *Planktothrix agardhii*. Grønnalger tilhørende slektet *Chlamydomonas* hadde også lav forekomst og gullalgen *Uroglena americana* ble ikke påvist.

*Chlamydomonas*, *Uroglena* og den slimdannende *Gonyostomum semen* har så langt ikke skapt problem i Mjøsa.

Planteplanktonsammfunnet ved **stasjon Kise** like sør for Gjøvik var i vegetasjonsperioden i 2000 dominert av svelgflagellater, gullalger og kiselalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var beskjeden forekomst av blågrønnalger. Gullalgene var dominerende algegruppe på forsommeren, mens det var svelgefalagellater som dominerte i resten av vegetasjonsperioden. Fra midten av september og videre utover høsten økte innslaget av kiselalger i algesammfunnet. Totalt ble det registrert 79 algetaxa (arter og grupper) som hadde betydning for biomassen. Gullalgene var den gruppe som hadde flest arter.

I vårsirkulasjonen var det kiselalgen *Aulacoseira islandica* som hadde størst forekomst. I det meste av vegetasjonsperioden var det rasktvoksende ”monader” tilhørende algegruppene gullalger og svelgflagellater som dominerte algesammfunnet. Planteplanktonet indikerte da klart oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringsssaltkrevende og eutrofiindikerende arter. I september ble det en mindre oppblomstring av den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* som muligens kan være en indikasjon på økt tilgang av biotilgjengelig fosfor i denne tidsperiode.

De arter/grupper som hadde størst forekomst og betydning for biomassen var grønnalgen *Gyromitus cordiformis*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon bavarioum*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale* v. *americanum*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas elongata*, *Ochromonas* sp., *Stelexomonas dichotoma*, *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Cyclotella comta*, *Cyclotella glomerata*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssoni*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp., fureflagellater som *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 Mjøsa i området ved Gjøvik i 2000 og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som i juni hadde mengdemessig betydning for biomassen. Noe vannblomst med blågrønnalgen *Anabaena lemmermanni* forekom likevel i slutten av juli og begynnelsen av august.

Planteplanktonsammfunnet i **Furnesfjorden** var i vegetasjonsperioden i 2000 dominert av svelgflagellater, kiselalger og gullalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av grønnalger og særlig blågrønnalger. Svelgflagellatene var dominerende algegruppe i merparten av vegetasjonsperioden, mens det var kiselalgene som hadde størst andel i august og september. Storvokste stavformete kiselalger utgjorde da over 30 % av biomassen. Totalt ble det registrert 90 algetaxa (arter og

---

grupper) som hadde betydning for biomassen. Gullalgene var den gruppe som hadde flest arter.

På forsommeren var planteplanktonsamfunnet dominert av små rasktvoksende "monader" tilhørende algegruppene svelgflagellater og gullalger. Planteplanktonsammfunnet indikerte da stort sett oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringssaltkrevende og eutrofiindikerende arter. Relativt sett stor forekomst av gullalgen *Uroglena americana* og særlig svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* indikerte likevel noe økt tilgang på næringsalter (fosfor). Utover sommeren og høsten økte andelen kiselalger. Størst forekomst var det av de storvokste artene *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata*. I oktober var det igjen stor andel svelgflagellater med bl.a. arter tilhørende slekten *Cryptomonas*, noe som indikerte økt tilgang på biotilgjengelig fosfor i denne tidsperiode.

De arter/grupper som hadde størst forekomst og betydelse for biomassen i Furnesfjorden i 2000 var grønnalger som *Chlamydomonas sp.*, *Gyromitus cordiformis*, *Oocystis submarina v. variabilis*, *Platymonas sp.* og *Scenedesmus ecornis*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Chrysophaerella longispina*, *Craspedomonader*, *Dinobryon bavarioum*, *Dinobryon borgei*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale v. americanum*, *Kephyrion sp.*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas cf. maiorensis*, *Mallomonas elongata*, *Mallomonas punctifera*, *Malomonas spp.* *Ochromonas sp.*, *Synura sp.*, *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria italica v. tenuissima*, *Cyclotella comta v. oligactis*, *Cyclotella glomerata*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata* og *Tabellaria flocculosa*, svelgflagellater som *Cryptomonas cf. erosa*, *Cryptomonas erosa v. reflexa*, *Cryptomonas marssoni*, *Cryptomonas spp.*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas sp.*, samt fureflagellater som *Gymnodinium cf. lacustre*, *Gymnodinium cf. uberimum*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium polonicum* 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 2000 og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som hadde mengdemessig betydning for biomassen. I juni var det relativt stor forekomst av *Uroglena* men ikke så stor at de skapte problemer. Blågrønnalgene *Anabaena lemmermannii* og *Planktothrix agardhi* ble også registrert, og det var vannblomst med *Anabaena lemmermannii* i begynnelsen av august. Grønnalger tilhørende slektet *Chlamydomonas* hadde også lav forekomst.

Planteplanktonsammfunnet i **Mjøsas sentrale parti ved stasjon Skreia** var i vegetasjonsperioden i 2000 dominert av svelgflagellater og kiselalger. Gullalger, fureflagellater, My-alger og til dels grønnalger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av blågrønnalger. Svelgflagellatene var den dominerende algegruppe det meste av vegetasjonsperiode, mens det var kiselalger som dominerte i vårsirkulasjonsperioden og i månedsskiftet august september. I slutten av august utgjorde storvokste stavformete kiselalger nær 45 % av biomassen. Utover høsten økte innslaget av fureflagellater og My-alger. Totalt ble det registrert 95 algetaxa (arter og grupper) som hadde betydning for biomassen. Flest arter hadde gruppen gullalger.

I vårsirkulasjonen var det kiselalgene *Aulacoseria islandica* og *Fragilaria ulna*, svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* og My-alger som hadde størst forekomst. På forsommeren var planteplanktonsamfunnet dominert av små rasktvoksende "monader" tilhørende algegruppene svelgflagellater og gullalger. Størst forekomst hadde svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris*. Det var også en hel del storvokste kiselalger som *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata*. Planteplanktonsammfunnet på forsommeren indikerte klart oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringssaltkrevende og eutrofiindikerende arter.

I slutten av august og i begynnelsen av september ble det markert økt forekomst av de stavformete og storvokste kiselalgene *Asterionella formosa* og særlig *Tabellaria fenestrata*. Dette indikerte sannsynligvis at vi hadde økt tilgang på biotilgjengelig fosfor i denne periode. Fortsatt hadde likevel planteplanktonsamfunnet et klart oligotroft preg. Utover høsten var det kiselalgen *Tabellaria*, fureflagellaten *Gymnodinium helveticum* og diverse "monader" som satte sitt preg på algesamfunnet.

De planteplanktonarter/grupper som hadde størst forekomst og hadde betydning for biomassen i 2000 var blågrønnalgen *Tychonema bourrellyi*, grønnalger som *Chlamydomonas* spp., *Cyromitus cordiformis*, *Koliella longiseta*, *Platymonas* sp. *Quadrigula pfitzeri* og *Staurastrum gracile*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas crassisquama* *Mallomonas elongata*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomus*, *Mallomonas caudata*, *Mallomonas* cf. *maiorensis*, *Malomonas punctifera*, *Ochromonas* sp., *Spiniferomonas* sp., *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Aulacoseria islandica* (morf. *Helvetica*), *Cyclotella comensis*, *Cyclotella comta* v. *oligactis*, *Cyclotella glomerata*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Tabellaria fenestrata*, *Tabellaria flocculosa* og *Tabellaria flocculosa* v. *teilingii*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssoni*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp. samt fureflagellater som *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium* sp. og *Peridinium umbonatum* samt raphidophyceen *Gonyostomum semen*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

#### **Forekomst av problemskapende algearter.**

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Mjøsas sentrale parti i 2000 og det var bare gullalgen *Uroglena americana* og raphidophyceen *Gonyostomum semen* som hadde direkte mengdemessig betydning for planteplanktonbiomassen. Forekomst av blågrønnalgen *Anabaena lemmermannii* ble likevel registrert og det var noe vannblomst med denne alge i slutten på juli og begynnelsen av august.

Utviklingen av planteplanktonsamfunnet artsmessig sett var sommeren 2000 stort sett lik de forhold som har blitt registrert i de siste 7 år med en artssammensetting og artsdominans i samsvar med oligo- til mesotrofe forhold. Det var i 2000 likevel klart mindre forekomst av mer næringssaltkrevende planteplanktonarter enn i de føregående år og 2000 er det år vi for første gang registrert klart oligotrofe forhold i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål i hele innsjøen.

Det er ønskelig at Mjøsa kan bringes tilbake til å bli en innsjø der planteplanktonet i vegetasjonsperioden i hovedsak blir dominert av monade gullalger, svelgflagellater og My-alger. Spesielt er stor forekomst av småvokste og raskvoksende "monader" ønskelig da disse utgjør ett verdifult næringspotensiale for de fleste dyrplanktonarter. Storvokste stavformete kiselalger som særlig *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* vil alltid være karakterarter i Mjøsa, men det er ikke ønskelig at de forekommer i større mengder da de 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 fenestrata* ikke forekommer i større mengder da denne art også gir "grønske"- påslag på bl.a. fiskegarn.

#### *Biomasse*

Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) hadde på våren og forsommeren i 2000 lave konsentrasjoner av planteplankton med biomasser som ikke oversteg 0,70 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Dvs. klart oligotrof tilstand. Størst forekomst av planteplankton var det i Furnesfjorden og

lavest i den nordre del av innsjøen. De største biomasser ble registrert på forsommeren (mai – juni) eller i august. Ser vi på vegetasjonsperioden under ett, så ble de laveste forekomster av planteplankton registrert i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) med biomasser i området 0,03 – 0,22 gram våtvekt / m<sup>3</sup>. De høyeste biomasser registrert vi i Furnesfjorden der biomassen varierte i området 0,76 – 0,69 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Dette var i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål, dvs. at den maksimale biomassen av planteplankton i Mjøsa ikke bør overstige 0,70 gram våtvekt/m<sup>3</sup>.

Midlere planteplanktonbiomasse ved de fire prøvetakingsstasjoner i perioden juni – oktober i 2000 varierte i området 0,15 – 0,28 gram våtvekt/m<sup>3</sup>, og maksimal biomasse varierte med verdier fra 0,22 – 0,69 gram våtvekt / m<sup>3</sup>. Dette var for samtlige stasjoner i samsvar med fastsatte nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål. Midlere biomasse i perioden juni – oktober for hele Mjøsa er for 2000 estimert til 0,21 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. 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 som tidligere blitt nevnt ikke bør overstige 0,70 gram våtvekt/m<sup>3</sup> og at middel biomasse i vekstperioden ikke bør overstige 0,40 gram våtvekt / m<sup>3</sup> (se også Kjellberg 1982). Vi har da tatt utgangspunkt i kriterier gitt av Brettum (1989) og foreliggende erfaringer fra Mjøsa.

Mjøsa hadde således i 2000 akseptable mengder av planteplankton i samsvar med fastsatt nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål. Stor vanntilførsel til Mjøsa i merparten av 2000 er sannsynligvis en viktig årsak til dette. Vi kan som jevnførelse nevne at midlere biomasse av planteplankton i perioden juni – oktober for hele innsjøen i 1976 ble estimert til ca. 1,7 gram våtvekt / m<sup>3</sup>. 1975 og 1976 er de årene vi har registrert størst forekomst av planteplankton i den perioden ”Mjøsundersøkelsene” har pågått, og det var også i disse to årene vi hadde spesielt stor forekomst av blågrønnalger (cyanobakterier). På sensommeren og høsten i 1976 utgjorde blågrønnalgen *Oscillatoria borneti* mer enn 80 % av biomassen.

Tabell 8. Maksimum- og middelveidier for biomasse av planteplankton ved fire stasjoner i Mjøsa sommeren 2000. Biomassen er uttrykt som gram våtvekt pr. m<sup>3</sup> i sjiktet 0-10m. Oligotrof tilstand er vurdert etter kriterier gitt av Brettum (1989).

Stasjon	Middelveidi (juni - okt.)	Maksimalverdier
Brøttum	0,15	0,22
Kise	0,20	0,29
Furnesfjorden	0,28	0,69
Skreia	0,21	0,31
Oligotrof tilstand	≤ 0,40	≤ 0,70

#### Klorofyll

Konsentrasjonene av total klorofyll-a i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0 – 10 meter) i vekstsesongen i 2000 var lave til moderat høye med konsentrasjoner som varierte i området fra 0,3 – 4,3 µg /l. Vi registrerte høyest konsentrasjon av klorofyll i Furnesfjorden og lavest i Mjøsas nordre del. Vi registrerte da følgende maksimumkonsentrasjoner ved stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia: 2,69, 1,88, 4,29 og 2,85 µg /l. Middel konsentrasjon i perioden juni – oktober for stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia er beregnet til 1,56, 1,56, 2,48 resp. 1,80 µg /l. Midlere total klorofyll a-konsentrasjon i perioden juni – oktober for hele innsjøen er for 2000 estimert til 1,8 µg tot. klorofyll a pr. l.

Fastsatt nasjonalt og interkommunalt miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at maksimal total klorofyll a- konsentrasjon ikke bør overstige 4,0 mg tot. klorofyll a pr. m<sup>3</sup> og at midlere total klorofyll a-konsentrasjon i juni-oktober ikke bør overstige 1.8 mg tot. klorofyll a pr. m<sup>3</sup>. Total klorofyll a-konasentrasjonen i Mjøsa i 2000 var således stort sett i samsvar med

fastsatte miljøkvalitetsmål tilsvarte tilstandsklasse "Meget god" til "Mindre god" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Unntak var Furnesfjorden der det var noe høyere konsentrasjoner en fastsatt miljøkvalitetsmål på forsommeren. Økologisk sett så var det likevel akseptable forhold da den økte konsentrasjonen i hovedsak var årsaket av stor forekomst av svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris*. Som jevnførelse kan vi nevne at vi i 1976, da det var stor algeforekomst i hele Mjøsa, registrerte maksimale total klorofyll a-konsentrasjoner over 12 mg pr. m<sup>3</sup> i Mjøsas sentrale parti og i Furnesfjorden samt at midlere total klorofyll a-konsentrasjon i perioden juni – oktober for hele innsjøen da ble estimert til 5.4 mg total klorofyll a pr. m<sup>3</sup>.

Tabell 9. Maksimum- og middelveidier for total klorofyll a-konsentrasjon ved fire stasjoner i Mjøsa sommeren 2000. Klorofyllkonsentrasjonen er uttrykt som µg tot. kl-a/l. i sjiktet 0-10m. Oligotrof tilstand er vurdert etter norm gitt av Kjellberg (1994). Nasjonalt og interkommunalt fastsatt miljømål for Mjøsa er at total klorofyll a- konsentrasjon i sjiktet 0-10 meter ikke bør overstige 4,0 µg /l og at middel klorofyll a-konsentrasjon i perioden juni – oktober ikke skal overstige 1,8 µg /l. Verdier som overskrider fastsatt miljøkvalitetsmål er uthevet.

Stasjon	Middelveidi (juni - okt.)	Maksimumsverdier
Brøttum	1,6	2,7
Kise	1,6	1,9
Furnesfjorden	<b>2,5</b>	<b>4,3</b>
Skreia	1,8	2,9
Oligotrof tilstand	< 2,0	≤ 4,0

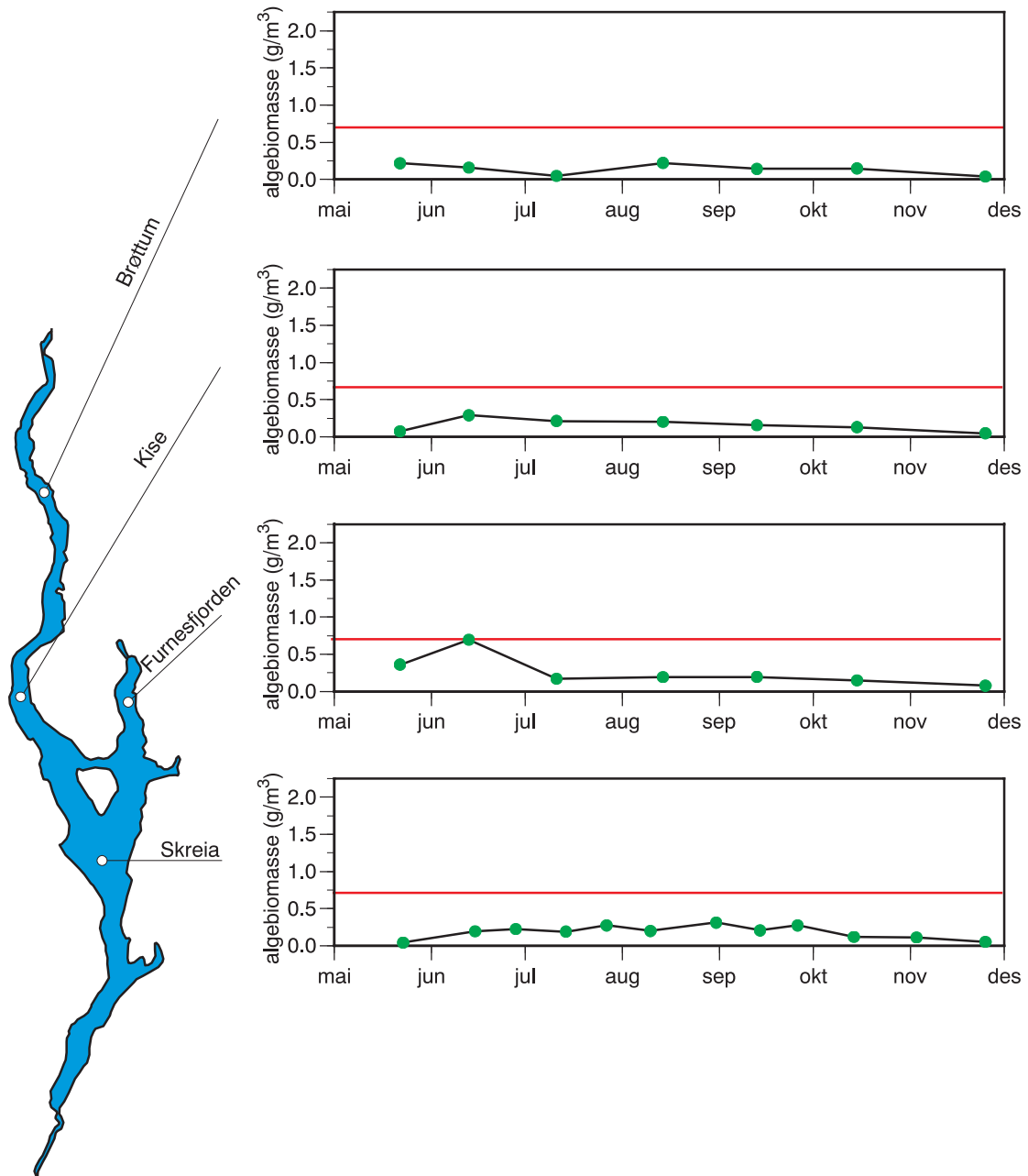
#### Miljøkvalitetstilstand

Planktonbiomasser, arter og artssammensetting var i sommeren 2000 i samsvar med næringsfattige (oligotrofe) forhold og således i godt samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål. Unntak var klorofyll-konsentrasjonen i Furnesfjorden som på forsommeren var noe høyere en ønsket. Det var ikke noen større forekomst av problemskapende algearter som enkelte blågrønnalger og/eller gullalger. Videre var det ikke noen større problemer med "grønnske"-påslag på fiskegarn i 2000 utover det som kan vurderes som mer naturlig. Det var likevel uønsket høy andel av storvokste kiselalger i enkelte perioder på sensommeren i Mjøsas sentrale deler, mens det var helt akseptable forhold i de nordre del av innsjøen i hele vegetasjonsperioden.

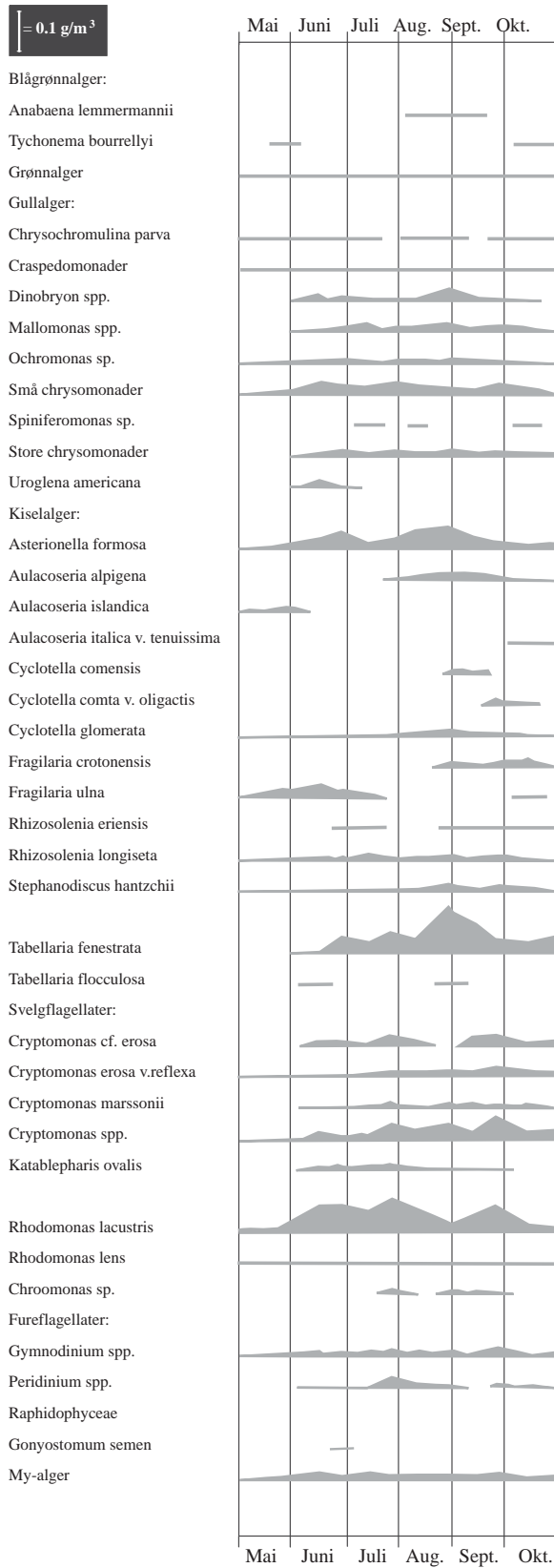
Innslaget av storvokste s.k. stavformete (pennate) kiselalger som *Asterionella*, *Diatoma*, *Fragilaria*, *Melosira* og *Tabellaria* bør i vekstsesongen ikke overstige 30% av den totale algebiomasse. Denne vurderinger bygger på erfaringer fra andre store norske innsjøer (normalsituasjon) samt svenske innsjøer (Willen 2000). Videre at disse kiselalger ofte skaper bruksmessige ulemper i Mjøsa når de forekommer i mengder som overstiger 0.2 gram våtvekt per m<sup>3</sup>. Når det gjelder trådformete blågrønnalger som kan være giftproduserende eller skape vannblomst bør disse ikke forekomme i så store mengder at de får direkte betydning for planteplanktonbiomassen. Moderat vannblomst s.k. rentvannsblomst (oligotrophic blooms (Hamilton og Dokulil 2000)) av blågrønnalgen *Anabaena lemmermannii* er et naturlig fenomen i Mjøsa å må derfor aksepteres. Stor og markert vannblomst av denne alge er likevel ikke ønskelig. Forekommer den i større mengder er den til sjenanse på bl.a. badestrendene og videre kan den opptre med giftproduserende stammer.

De planteplanktonmengder som ble registrert i 2000 er de laveste som blitt påvist i den tid Mjøsundersøkelsene pågått. Videre viste forekomsten av arter og artssammensetting at det sannsynligvis er mulig å nå fastsatte miljøkvalitetsmål og mer økologisk stabile forhold i Mjøsas frie vannmasser. Likevel viste planteplanktonforekomsten i Mjøsa i vekstsesongen i 2000 at innsjøen fortsatt var noe påvirket av økt næringssalttilførsel, og at det er ønskelig med ytterligere reduksjon av særlig fosfor.

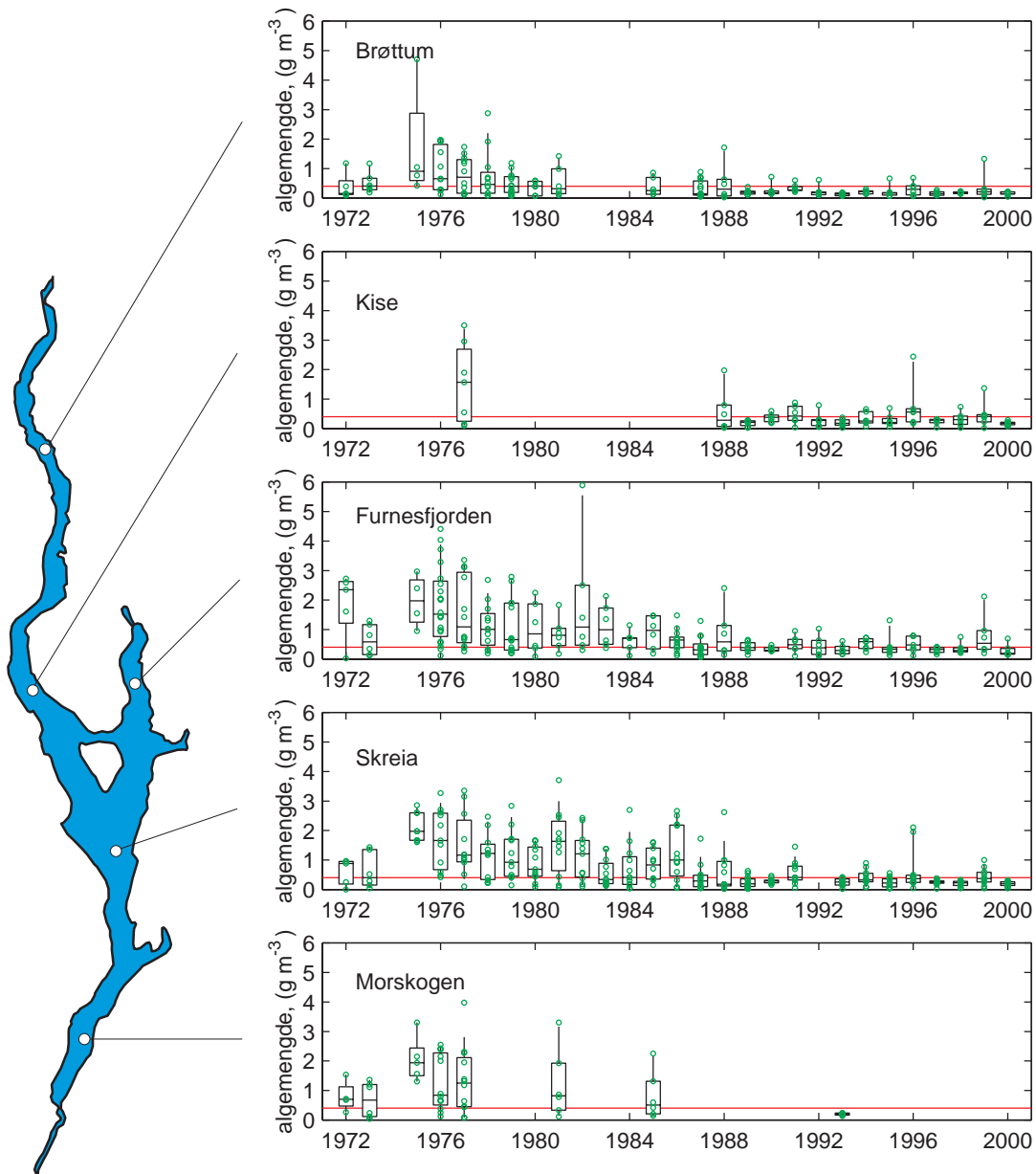




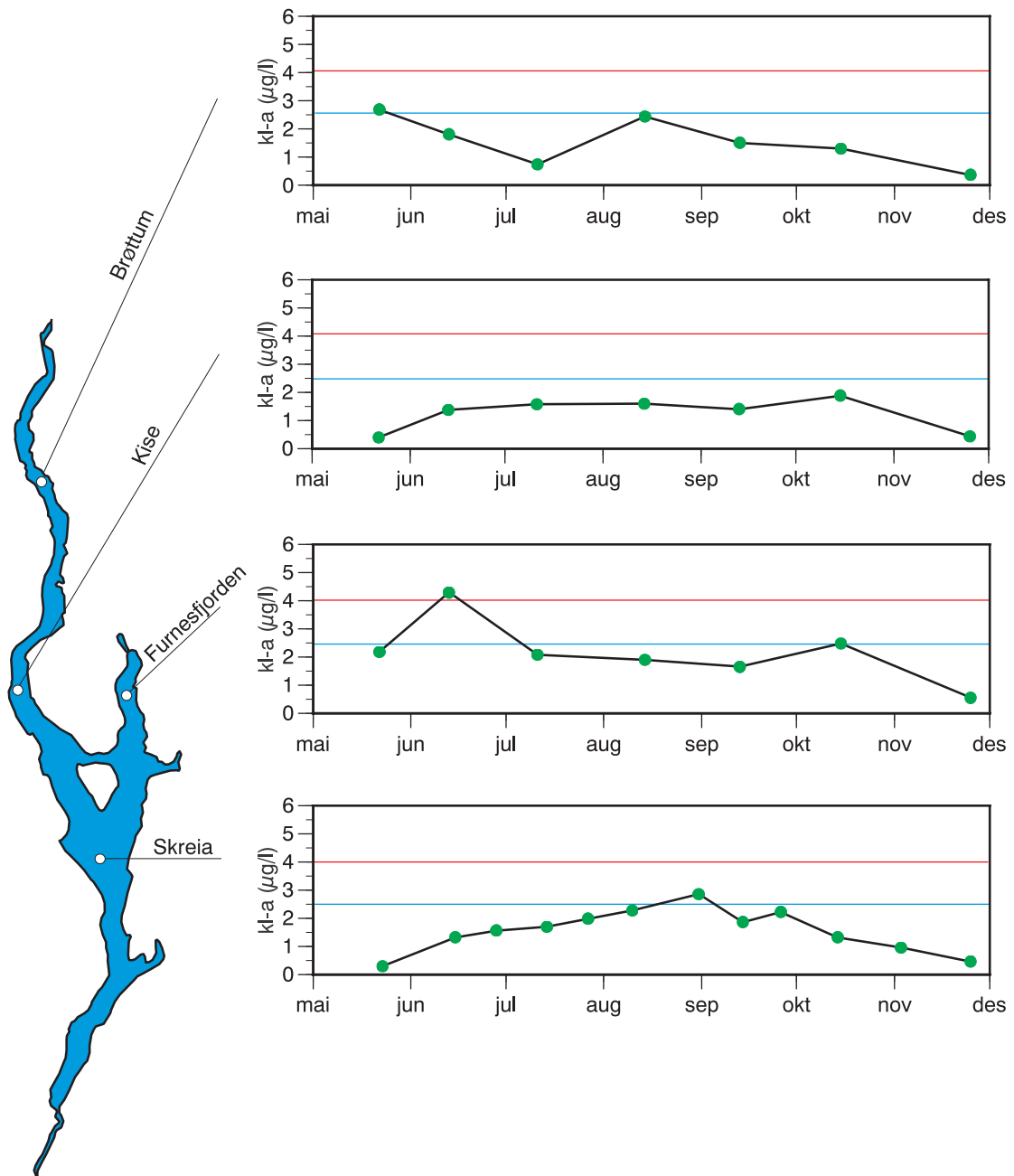
**Figur 17.** Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for total biomasse av planteplankton i perioden mai-oktober i 2000 ved fire stasjoner i Mjøsa. Miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at maksimal biomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m<sup>3</sup> (markert med rød linje i figuren). Det er likevel ønskelig at maksimal biomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m<sup>3</sup>.



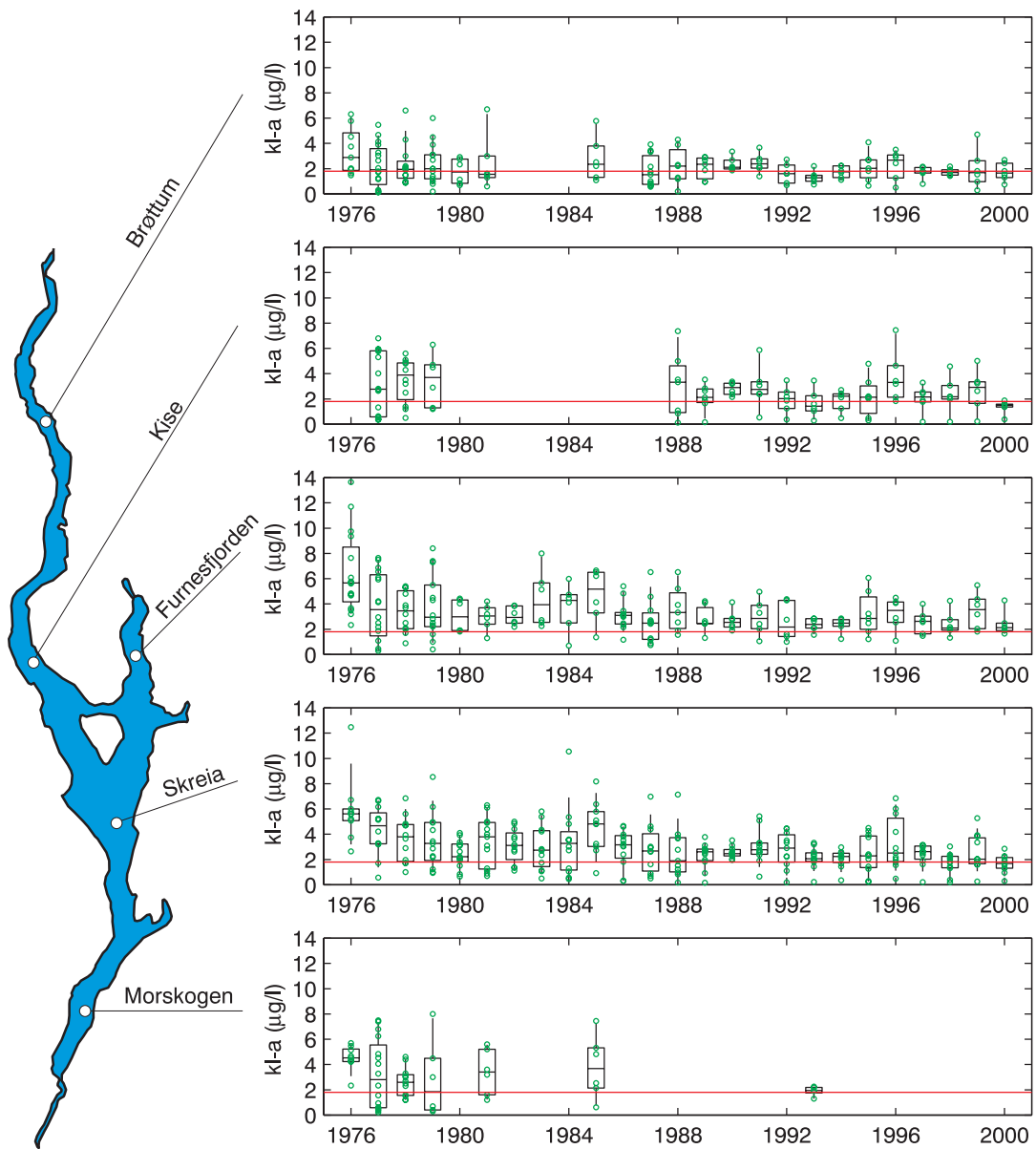
**Figur 18.** Forekomst av arter/slekter/grupper av planteplankton som hadde mengdemessig betydning for biomassen av planteplankton i Mjøsas frie vannmasser i vegetasjonsperioden i 2000. Figuren beskriver forholdene ved hovedstasjonen (Skreia).



**Figur 19.** Tidstrend for total biomasse av planteplankton i overflatevannet (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa fra 1972 til 2000. Midlere algebiomasse <math>0,4-0,5\text{ gram våtvekt pr. m}^3</math> er typisk i oligotrofe innsjøer (Brettum 1989, Heinonen 1980). Miljøkvalitetsmål for Mjøsa er at midlere biomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige  $0,4\text{ gram våtvekt pr. m}^3$  (markert med linje i figuren) og at maksimal biomasse ikke bør overstige  $0,7\text{ gram våtvekt pr. m}^3$ . Det er likevel ønskelig at maksimal biomasse på sikt ikke overstiger  $0,4\text{ gram våtvekt pr. m}^3$ . 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 20.** Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for total klorofyll  $a$  i perioden mai-oktober i 2000 ved fire 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. klorofyll-konsentrasjon på sikt ikke overstiger  $2,5 \mu\text{g/l}$  (blå linje).



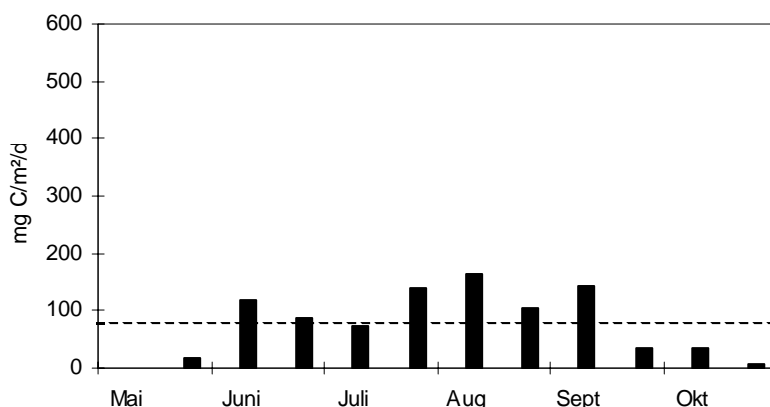
**Figur 21.** Tidstrend for total klorofyll *a* i overflatevannet (sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa fra 1976 til 2000. Rød linje angir nasjonalt miljøkvalitetsmål for Mjøsa dvs. at årlig middel klorofyllkonsentrasjon i perioden juni-oktober ikke bør overstige 1,8 µg/l. 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

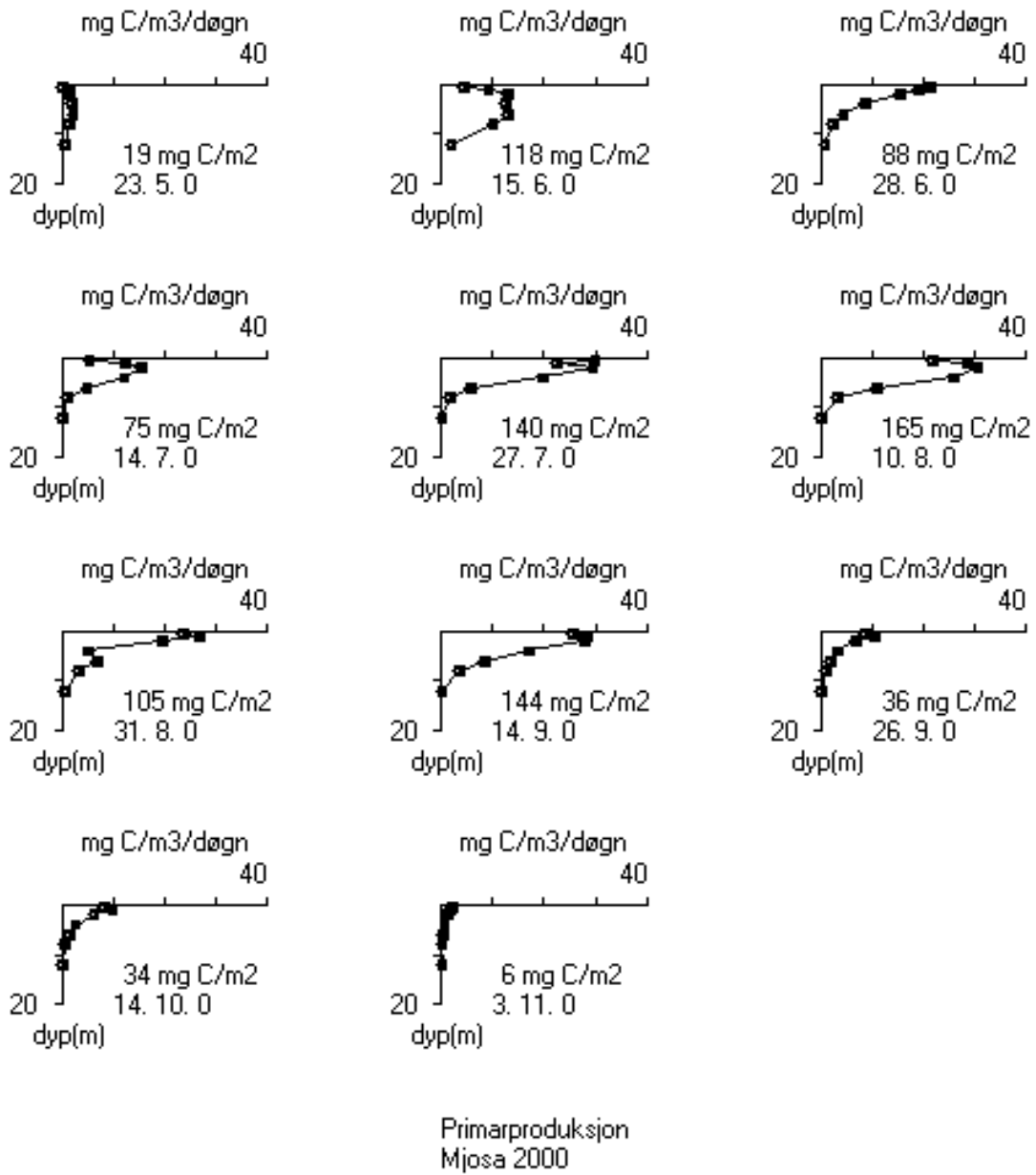
Primærdata fra primærproduksjonsmålingene ved st. Skreia i 2000 er gitt i tabell IX i vedleg B bak i rapporten. Resultatene fra 2000 er vist i figur 22. Videre er foreliggende resultater ved fem lokaliteter i perioden 1973/74 - 2000 vist i figur 23 og 25.

Planteplanktonproduksjonen (primærproduksjon målt med  $C_{14}$ -teknikken) i vegetasjonsperioden i 2000 var innenfor akseptabel nivå, men var relativt lav med en dagsproduksjon i området 19 – 165 mgC/m<sup>2</sup>/dag. Dette tilsvarer en tilnærmet reell dagsproduksjon i området 38 – 400 mgC/m<sup>2</sup>/dag. Størst dagsproduksjon ble registrert i slutten av august og i september i forbindelse med en mindre oppblomstringen av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og lavest i vårsirkulasjonsperioden i slutten av mai. Total produksjon i perioden mai – oktober, som nær tilsvarer årsproduksjonen, er beregnet til 15 gram C/m<sup>2</sup>. Tilnærmet reell årsproduksjonen er estimert til ca. 30 – 38 gram C/m<sup>2</sup>/år. Primærproduksjon i 2000 var lik den produksjon som ble målt i 1998. Det var størst produksjon i de øverste fire meter med maksimum oftest ved 2 m, slik som det også har vært observert i tidligere år (se fig. 23). Dypere enn 12 meter er det som regel ikke målbar algeproduksjon i Mjøsa.

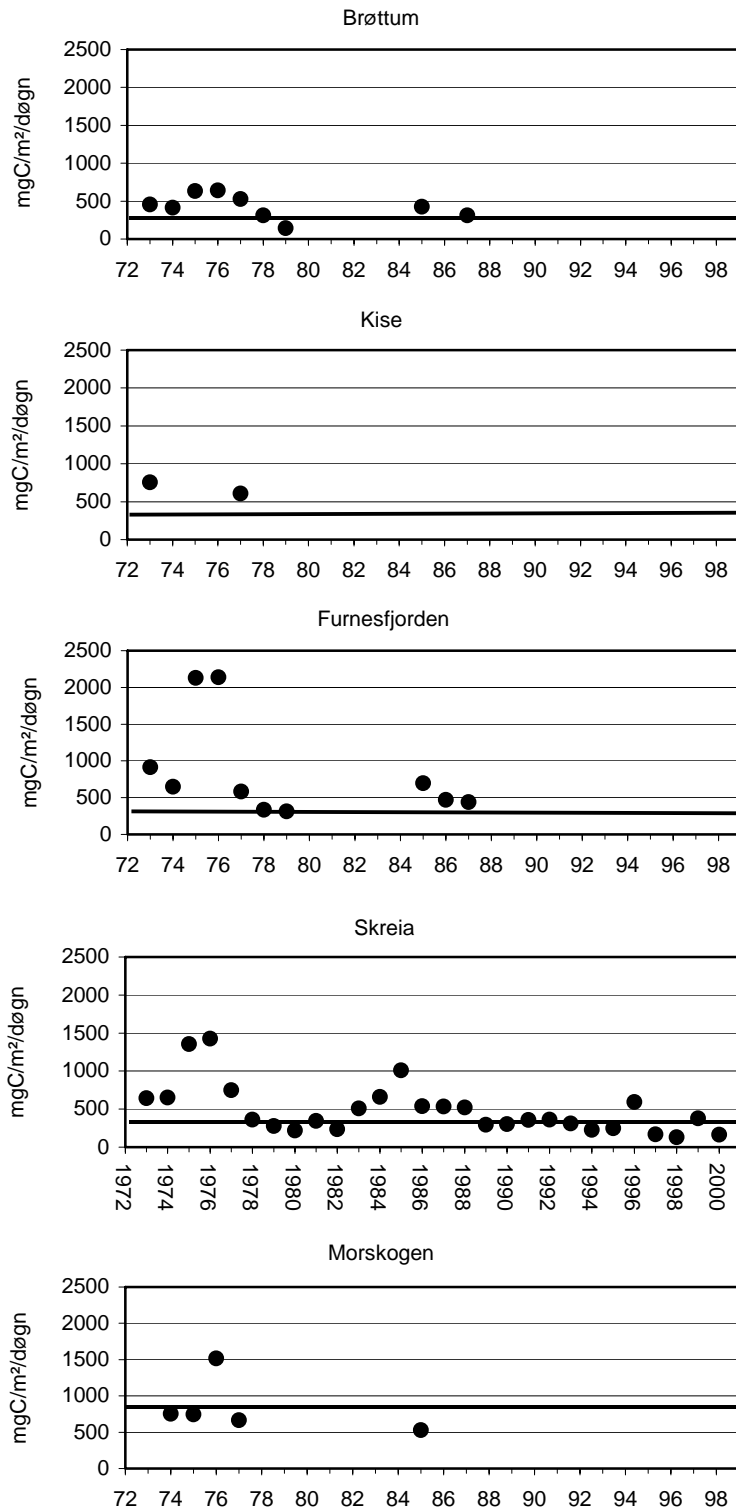
Et ”miljøkvalitetsmål” for Mjøsa er for tiden at den målte døgnproduksjonen med  $C_{14}$ -teknikk i innsjøens sentrale parti ikke bør overstige 300 mg C/m<sup>2</sup>/døgn og at årsproduksjonen ikke bør overstige 30 - 35 gram C/m<sup>2</sup>/år. Dette er basert på erfaringsmateriale fra Mjøsa og andre norske innsjøer (se fig. B i vedleg C). I en innsjøtype som Mjøsa blir det som regel uønsket stor og markert forekomst av storvokste kiselalger når næringssalttilgangen er så stor at den gir grunnlag for en døgnproduksjonen som overstiger de nevnte nivåene. Dette innebærer at en går fra oligotrofe til mer mesotrofe forhold. Dette er også i samsvar med erfaringer fra Mjøsa. I Mjøsa er det som regel uønsket stor og sjenerende samt til dels også problemskapende forekomst av storvokste kiselalger og blågrønnalgen *Anabaena spp.* når døgnproduksjonen overstiger ca. 300 mg C/m<sup>2</sup> dvs. at en går fra oligotrofe til mer mesotrofe forhold. Vi kan her nevne at vi registrerte døgnproduksjon på opp mot 5000 mgC/m<sup>2</sup> og årsproduksjon i området 200 – 250 gram C/m<sup>2</sup> i perioden før Mjøsaksjonen. Så høy primærproduksjon som mulig innenfor ønsket 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 rasktvoksende planteplankton med stor produksjonspotensiale. Dette bidrar bl.a. til økt tilgang på føde av god kvalitet for dyreplankton.



**Figur 22.** Primærproduksjon (beregnet utfra  $C_{14}$ -metodik) uttrykt som døgnproduksjon ved hovedstasjonen (Skreia) i 2000. Årsproduksjon er beregnet til 15 g C/m<sup>2</sup>, maksimal døgnproduksjon til 165 mg C/m<sup>2</sup> og midlere døgnproduksjon (stipplet linje) til 79 mg C/m<sup>2</sup>.

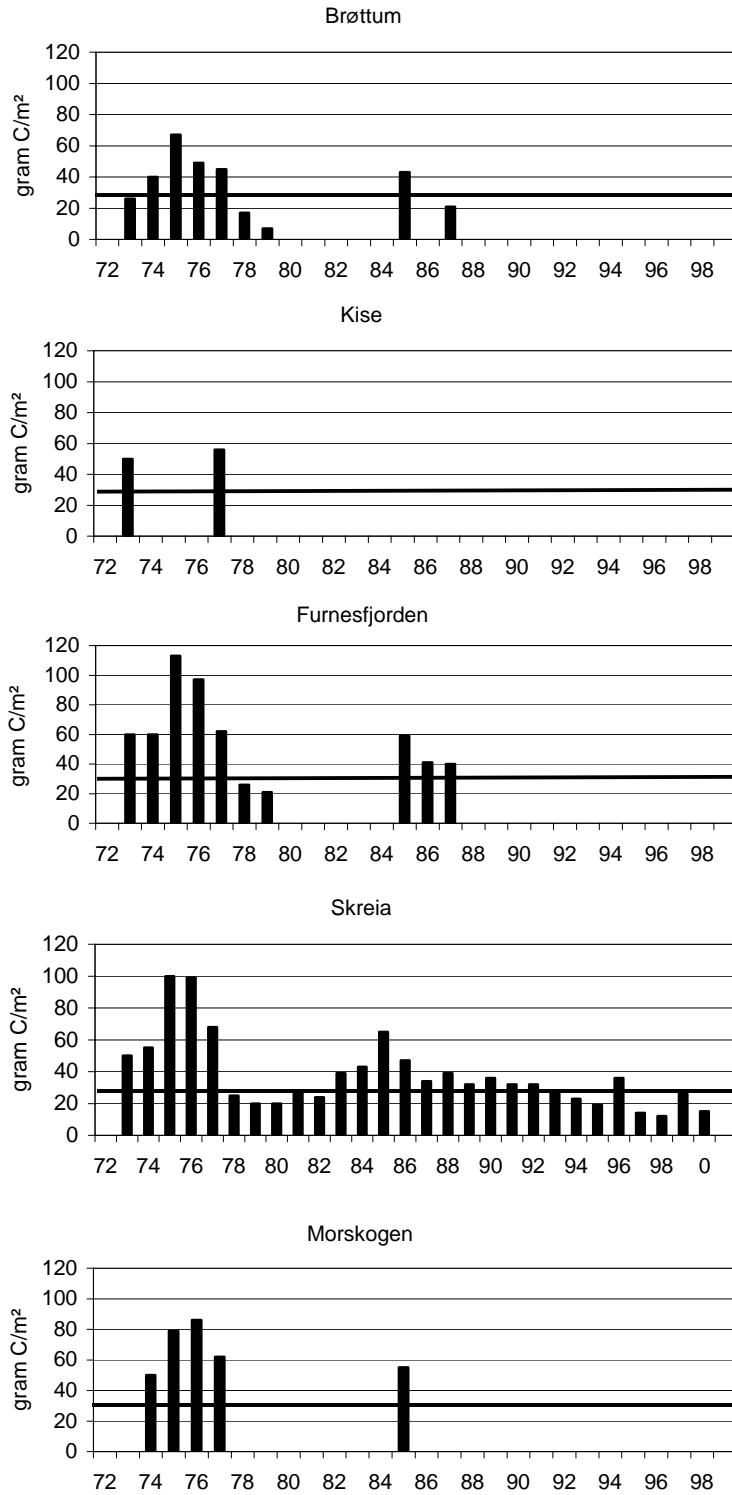


**Figur 23.** Primærproduksjon (beregnet ut fra C<sub>14</sub>-metodik) i Mjøsa 2000. Regestreingene er fra hovedstasjonen (st. Skreia).



**Figur 24.** Maksimal døgnproduksjon (beregnet ut fra  $C_{14}$ -metodikken) uttrykt som  $mg\ C/m^2$  ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-2000. Årlige målinger utføres bare ved st. Skreia. Faglig sett bør ikke den maksimale døgnproduksjon her overstige  $300\ mg\ C/m^2$  og døgn (markert med linje i figuren).





**Figur 25.** Årsproduksjon (beregnet ut fra  $C_{14}$ -metodik) av planteplankton uttrykt som gram  $C/m^2$  ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-2000. Årlige målinger utføres fra og med 1988 bare ved st. Skreia. Faglig sett bør ikke årsproduksjonen her overstige 30 - 35 gram C pr.  $m^2$  (markert med linje i figuren).

### 3.1.8 Krepssdyrplankton

Primærdata for krepssdyrplanktonforekomsten i vannsjiktet 0 - 50 m og forekomst av istidsinnvandrere som mysis (*Mysis relicta*) og trollstidskreps (*Gammaracanthus loricatus*) i sjiktet 0 - 120 m ved st. Skreia i 2000 er gitt i tabell X i vedleg B bak i rapporten. Resultatene for krepssdyrplanktonet er vist i figur 25, 26 og 27 og resultatene for mysis i figur 28 i teksten. I figurene 26, 27 og 28 har vi også tatt med resultater fra Huitfeldt-Kaas undersøkelser i 1900-01 (Lid et al. 1946).

Styrende faktorer for krepssdyrplanktonet i Mjøsas frie vannmasser er vanntemperaturen og da særlig den tidlige sommertemperaturen samt tilgang og kvalitet på føde. Videre tilkommer modifierende faktorer som konkurranseforhold, parasitter, sjukdommer, predasjon fra invertebrater og fisk samt meteorologiske og hydrologiske forhold m.v..

Fra Mjøsas sentrale parti (st. Skreia) foreligger det data over forekomst av krepssdyrplankton 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 krepssdyrsamfunnet i Mjøsas sentrale vannmasser. Tidligere undersøkelser av krepssdyrplanktonet 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 middelverdien (Røgnerud og Kjellberg 1990). Det observeres imidlertid tidvis betydelige regionale variasjoner. Større dyreplanktonmengde 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.

#### *Biodiversitet.*

Krepssdyrplanktonet ved hovedstasjonen (st. Skreia) var i 2000 dominert av følgende arter: Hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides*, samt vannloppene *Bosmina longispina*, *Daphnia cristata* og *Daphnia galeata* (se fig. 25). Ved siden av ovennevnte arter var følgende arter også vanlig forekommende: Hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Cyclops lacustris*, *Mesocyclops leuckarti* og *Limnocalanus macrurus*, vannloppen *Holopedium gibberum* samt de rovlevende vannloppene *Leptodora kindtii* og *Polyphemus pediculus*. Hoppekrepsen *Acanthocyclops* sp. samt vannloppene, *Bythotrephes longimanus*, *Bosmina longirostris* og *Ceriodaphnia* sp. ble også registrert men i mindre antall. Krepssdyrplanktonets artssammensetting (biodiversiteten) var i samsvar med observasjonene fra de siste 16 år. Sammenlignes dagens krepssdyrsamfunn med de registreringer som ble foretatt i begynnelsen av 1900-tallet så er det små forandringer. De samme arter dominerer og eneste større forskjell er at hoppekrepsen *Mesocyclops leuckarti* og vannloppen *Daphnia cristata* nå er vanlig forekommende i de frie vannmasser. *Mesocyclops leuckarti* ble ikke påvist i begynnelsen av 1900-tallet og *Daphnia cristata* ble bare påvist i enkelte eksemplarer i Furnesfjorden. I år med sterkt beitepress fra planktonspisende fisk (særlig 1+ lagesild) er nå vannloppen *Daphnia cristata* dominerende "daphnia"-art i Mjøsas frie vannmasser.

#### *Individantall og biomasse.*

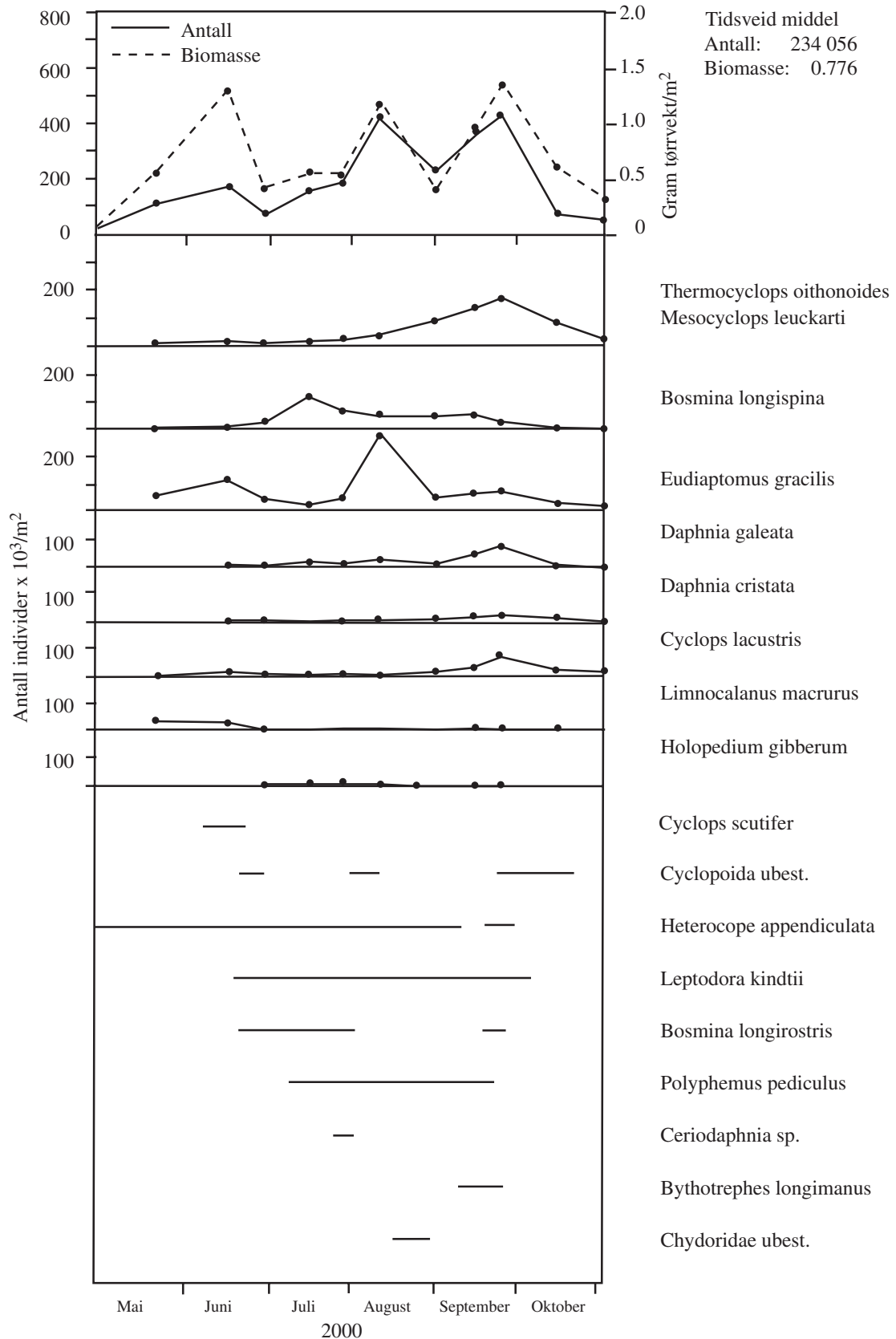
Det var middels rik forekomst av krepssdyrplankton i Mjøsas sentrale parti i sommersesongen i 2000 (se tabell 10). Midlere individantall var på ca. 220.000 individ pr. m<sup>2</sup> tilsvarende en midlere biomasse på ca. 0.75 gram tørrvekt pr. m<sup>2</sup>. Dette var i nært samsvar med de forhold som vi registrerte i 1999 og stort sett også i samsvar med forholdene i de seineste 9 årene (1991 – 1999). Biomassen er likevel den laveste vi har registrert. Individantallene har i denne periode variert i området 200.00 – 400.000 st./m<sup>2</sup> med biomasser i området 0.8 – 1,3 gram tørrvekt pr. m<sup>2</sup>. Registrerte data fra de siste år er også i nær samsvar med det som ble registrert på begynnelsen av 1900-tallet. I perioden 1972 – 1990 var det generelt sett større forekomst av krepssdyrplankton med individtall på opp til 500.000 individ pr. m<sup>2</sup> og biomasser i området 1.2 – 1.9 gram tørrvekt pr. m<sup>2</sup>. Det ser ut som om særlig

krepsdyrbiomassen har blitt redusert i de seinere år sammenlignet med biomassen i perioden 1972-90. Reduksjonen kan anslås til ca. 30%. Da det gjelder individantall, så er reduksjonen ikke så påfallende som for biomassen. Vi har anslått reduksjonen i mengde til ca. 20%. Bedømt ut fra biomassen kan forekomsten av kerpsdyrplankton i Mjøsa nå betegnes som middels høy (se tabell 10). På 1970- og 1980-tallet ble biomassen vurdert som høy.

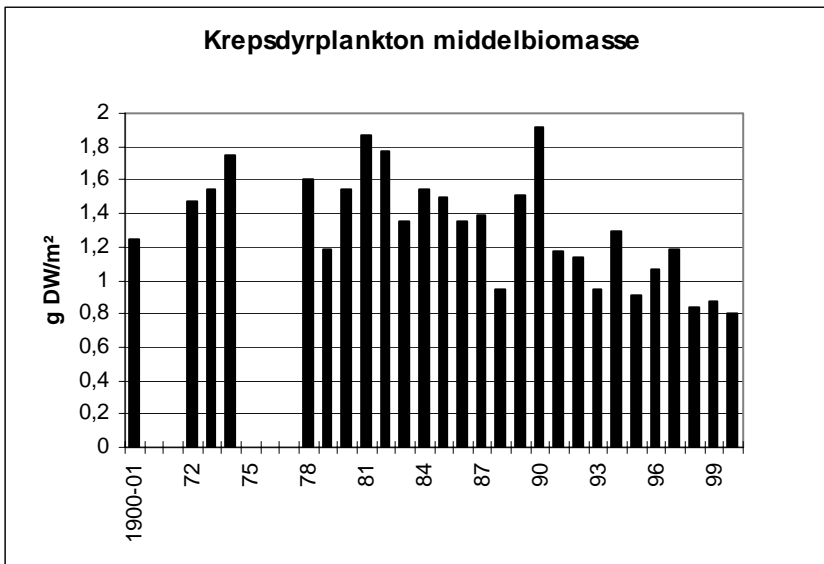
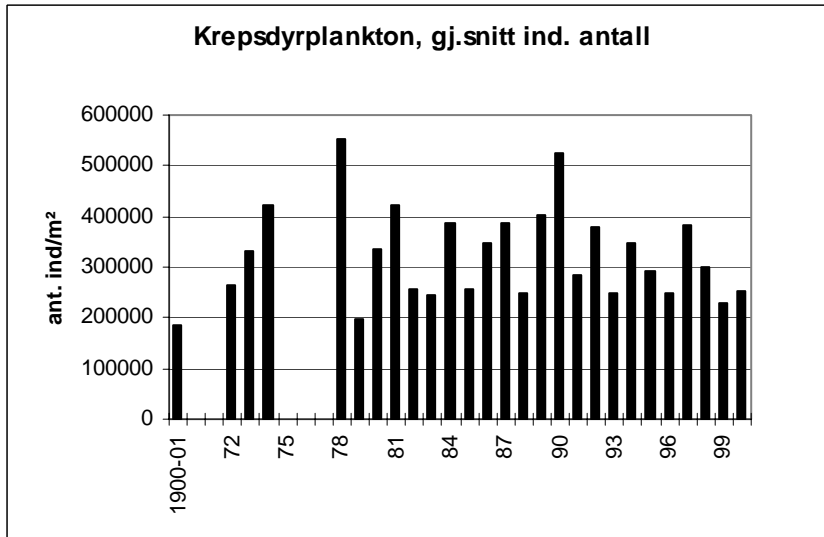
Det foreligger for tiden ikke noe konkret miljøkvalitetsmål for krepsdyrplanktonet i Mjøsas frie vanmasser, men det er ønskelig at en mest mulig kan opprettholde de naturgitte forhold (for mer detaljert informasjon henvises til NIVA-rapport løpenr. 1450, del B. "Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring" (Kjellberg 1982)).

Tabell 10. Vurderingskriterier for krepsdyrplanktonbiomasse. Vurderingskriteriene er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA og er basert på beregnet middelbiomasse (gram tørrvekt (T.V.)/m<sup>2</sup>) i vegetasjonsperioden (mai/juni - oktober) og bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i østlandsområdet (se vedlegg C bak i rapporten). Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våtvekten (V.V.).

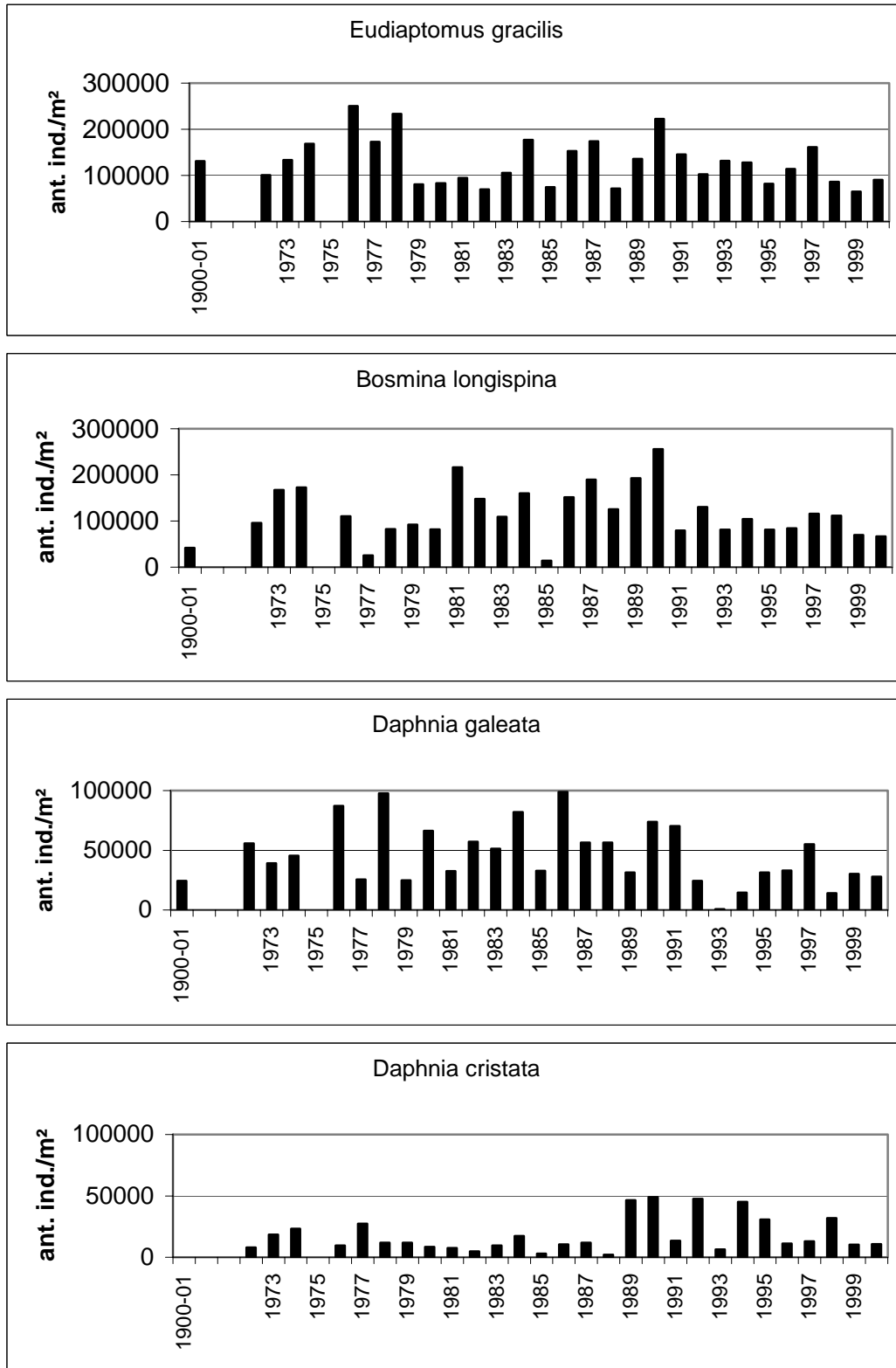
Svært høy	> 2,00	gram (T.V.)/m <sup>2</sup>	> 20,0	gram (V.V.)/m <sup>2</sup>
Høy	1,01 – 2,00	gram (T.V.)/m <sup>2</sup>	10,1 - 20,0	gram (V.V.)/m <sup>2</sup>
Middels	0,51 - 1,00	gram (T.V.)/m <sup>2</sup>	5,10 - 10,0	gram (V.V.)/m <sup>2</sup>
Lav	0,26 - 0,50	gram (T.V.)/m <sup>2</sup>	2,60 – 5,00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



**Figur 26.** Mengde og biomasse av krepsdyrplankton i sjiktet 0-50 meter ved hovedstasjonen (Skreia) i 2000.



**Figur 27.** 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 1972-2000. Registreringer fra 1900-01 er også tatt med.



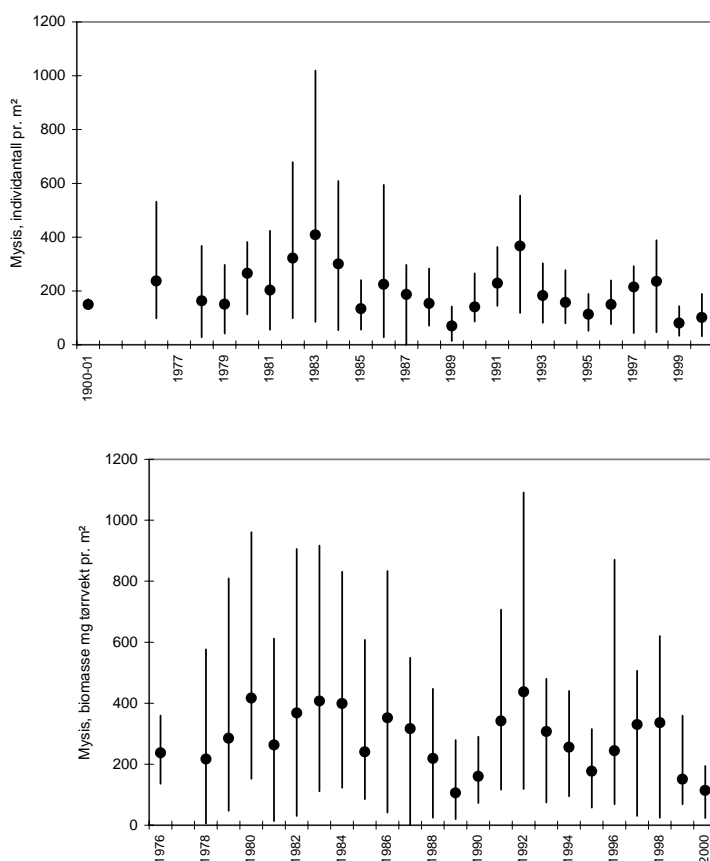
**Figur 28.** Tidsutvikling av forekomst av *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina*, *Daphnia galeata* og *Daphnia cristata* uttrykt som middel antall individ i juli-september ved st. Skreia i tidsperioden 1972-2000. Registreringer fra 1900-01 er også tatt med. Disse arter er de viktigste fødeobjekter for den planktonspisende fisken i Mjøsa og *Bosmina* og særlig *D. galeata* blir som regel prioritert.

*Istidsinnvandrerer.*

*Mysis* (*Mysis relicta*) hadde i 2000 en middels rik bestand (se tabell 11) i de fri vannmasser (sjiktet 0 – 120 meter) med individantall som varierte i området 32 – 189 ind./m<sup>2</sup> tilsvarende biomasser i området 0,02 - 0,19 gram tørrvekt/m<sup>2</sup>. Midlere individantall i perioden mai – oktober er beregnet til 102 ind./m<sup>2</sup> tilsvarende en biomasse på 0,11 gram tørrvekt/m<sup>2</sup>. Dette er lik situasjonen i 1999 men er klart lavere forekomst enn det som har vært vanlig i perioden 1991 – 1998. I 1900-01 ble det registrert noe mindre *Mysis* (middels rik forekomst). Det ser ut til å foreligge naturlige år til år svingninger i *Mysis*-bestanden i Mjøsa. Vi har ikke kunnet dokumentere noen klar tendens til endring i bestandene over tid i den perioden vi har obserasjoner fra.

Det var også lav forekomst av trollstidskreps (*Gammaracanthus loricatus*), og som mest ble det i de frie vannmasser registrert 1 ind./m<sup>2</sup>. Det ble i likhet med forholdene i 1999 ikke registrert eksemplarer av arten *Pallasea quadrispinosa* i håvtrekkene i 2000.

Ovenfor nevnte skulle tilsi at krøklebestanden nå er på klar oppgang, da det er krøkla som er den viktigste predatoren på istidsinnvandrerne når de oppholder seg i de fri vannmasser (Kjellberg et al.1991). Sannsynligvis ble det etablert en sterk årgang av krøkle i 1999, så vi kan forvente at det vil være en middels rik bestanden av *mysis* også i kommende år.



**Figur 29.** Tidsutvikling av forekomsten av *mysis* (*Mysis relicta*) i sjiktet 0-120 meter uttrykt som antall individer og som biomasse (målt som tørrvekt) i mai-oktober ved st. Skreia i tidsperioden 1976-2000. Resultatene fra de ulike år er gitt som middelerdie og variasjonsbredde. Antall individ fra registreringer i 1900-01 er også tatt med.

Tabell 11. Vurderingskriterie for 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 Rødnessjøen. Vurderingene for Mjøsa er basert på middel antall ind./m<sup>2</sup> fra sjiktet 0 – 120 meter i vegetasjonsperioden (mai - oktober).

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

*Beitepress fra planktonspisende fisk.*

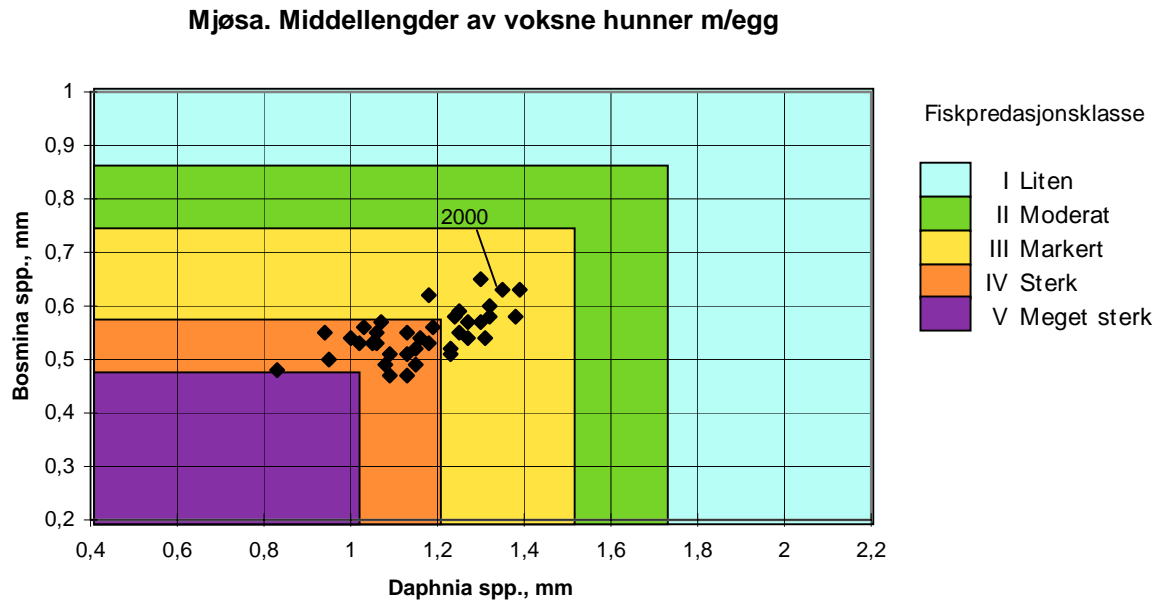
Planktonspisende fisk kan ha en klart strukturerende/modifiserende påvirkning på en innsjø krepsdyrplankton. Økt predasjonspress gir økt påvirkning. Predasjonspresset fra fisk i Mjøsas frie vannmasser er vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Løvik (upublisert) (se tabell 12). Dette system 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 minket 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 det først og fremst er predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer av de to vannloppegruppene. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som her benyttes som ”styrende” parameter.

Vi bedømmer krepsdyrplanktonet i Mjøsas frie vannmasser i 2000 som markert påvirket av fiskepredasjon tilsvarende predasjonsklasse III i Løvik's klassifikasjonssystem. Predasjonspresset i 2000 var således likt forholdene i 1999, 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 1999. I den periode Mjøsundersøkelsene har pågått (1966 – 2000) har predasjonspresset 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 år det har vært spesielt stor forekomst av yngre lågåsild. Eksempel på dette i senere tid er årene 1989, 1992, 1993, 1994 og 1998. I 1992 kom det en meget tallrik årsklasse av lågåsild som bidro til ekstremt stort beitepress sommeren 1993.

Tabell 12. Vurderingsgrunnlag for klassifisering av beitepress fra planktonspisende fisk i pelagialen i større innsjøer (Løvik upublisert).

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





**Figur 30.** Beitepress på krepsdyrplankton fra planktonspisende fisk i Mjøsas frie vannmasser. År 2000 er markert i figuren. Datamaterialet er fra perioden 1972-2000, og i denne perioden har beitepresset variert i området markert til sterk.

### 3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold

Den 12. september i 2000 ble det i Mjøsas frie vannmasser foretatt en synoptisk hygienisk/bakteriologisk undersøkelse i de øvre vannlag (sjiktet 0 – 30 meter). Denne undersøkelse ble utført i samarbeide med de kommunale næringsmiddeltilsyn (KNT-laboratoriene) i Gjøvik og Lillehammer. Stasjonsnett er vist i figur 2 i kap.2 "Materiale og metoder" og primærdata er gitt i tabell XI i vedlegg B. De prøvetakingssteder og analyseparametre som ble benyttet i 2000 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 (kintall) ved 39 stasjoner og i tre ulike dyp (1, 15 og 30 meter) er vist i figur 31, 32 og 33 i teksten. Figur 34 viser forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas øvre vannlag vurdert på bakgrunn av prøveresultater fra de 3 ulike dyp (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 vannkvalitetsparametre 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).

Ved prøvetakingen den 12. september i 2000 var Mjøsas øvre vannlag i de frie vannmasser lite til moderat påvirket av fersk fekal forurensning (termotolerante koliforme bakterier) fra mennesker og/eller dyr. Vi registrerte da bakterietall i området 0 - 7 st. pr. 100 ml. Dette 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 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml) ble således ikke registrert. Mest påvirket av fersk fekal forurensning var den nordre del, området ved Gjøvik, Nes-sundet,

deler av Furnesfjorden og Hamar. Mjøsas sentrale og søndre parti var lite berørt av fersk fekal forurensning. Det var videre de øvre vannlag (1 meter) som var mest påvirket av fersk fekal forurensning. Vi har tidligere ikke registrert så liten forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas frie vannmasser. Åkersvika var ved prøvetakingstidspunktet markert påvirket av fersk fekal forurensning og her fant vi 40 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml.

#### *Koliforme bakterier.*

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

Ved prøvetakingstidspunktet var Mjøsas frie vannmasser i liten grad belastet med koliforme bakterier. I selve Mjøsa varierte antallet koliforme bakterier i området 0 – 14 bakterier pr. 100 ml. Dette tilsvarte liten til moderat påvirkingsgrad. Mest påvirket var følgende områder: Området ved Gjøvik og selve Nes-sundet samt Åkersvika. Øvrige deler av Mjøsas var lite påvirket med bakterietall som ikke oversteg 10 bakterier pr. 100 ml. Dette er de laveste konsentrasjoner av koliforme bakterier som vi har registrert i perioden 1972 – 2000.

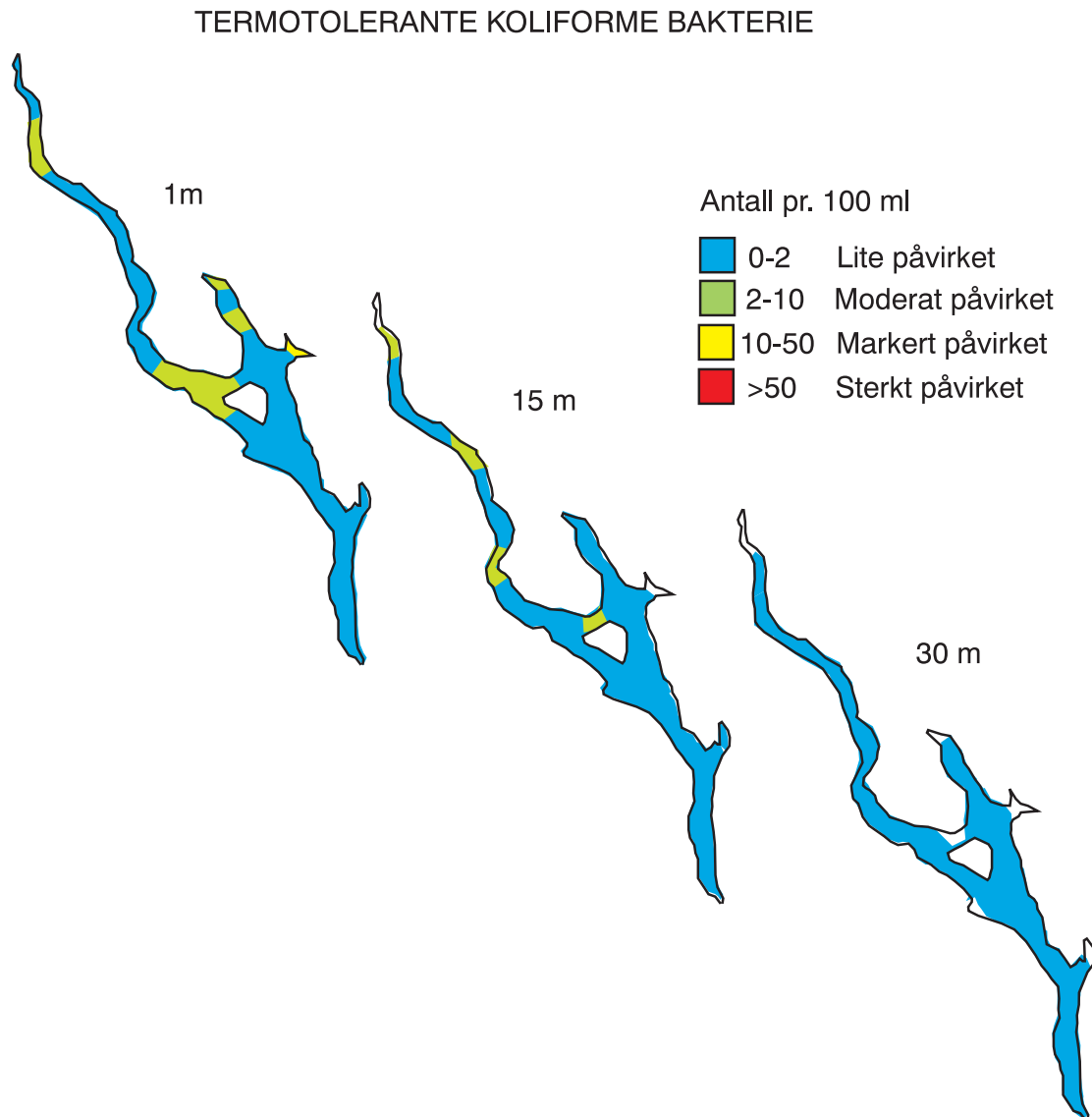
#### *Kimtall.*

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

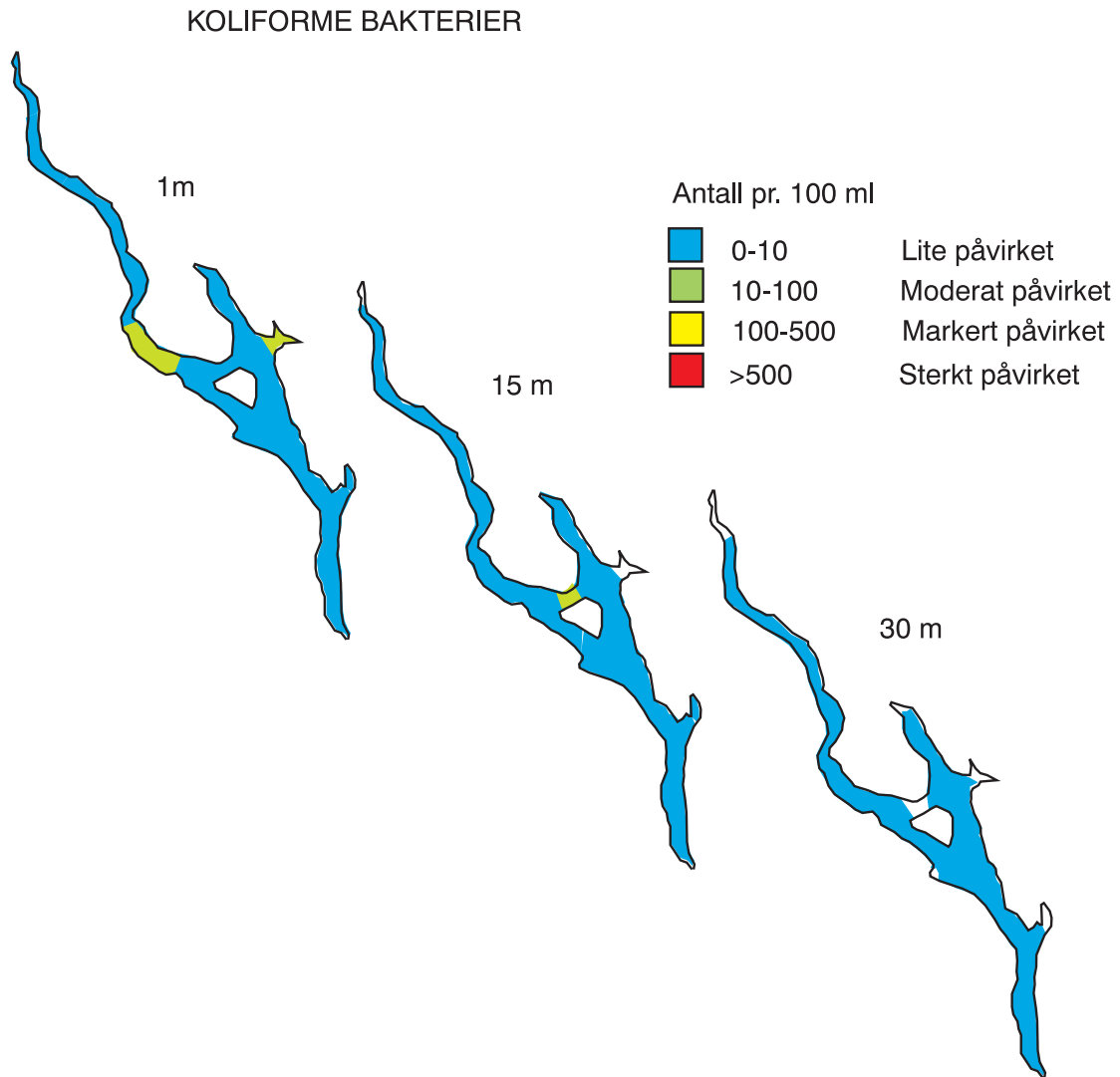
Ved prøvetakingstidspunktet var Mjøsas frie vannmasser lite til moderat belastet med lett nedbrytbar organisk stoff og det øvre vannlag (sjiktet 0 – 30 meter) hadde kimtall i området 1 - 440 bakterier pr. 1 ml. Unntak utgjorde Åkersvika der vannet var markert belastet med lett nedbrytbar organisk stoff og hadde et kimtall på nær 1000 bakterier pr 1 ml. I selve Mjøsa varierte kimtallet i området 2 – 153 st. pr. 1 ml. De var vannlaget fra 0 – 15 meter som var mest påvirket.

Som også tidligere undersøkelser har vist var det i de områdene i Mjøsa (inkl. Åkersvika) som ligger i direkte tilknytning til større tettsteder, som var mest påvirket av fersk avføring og lett nedbrytbar organisk stoff. De kontinuerlige utslippene fra renseanleggene samt kloakktilførsel via lekkasjer og da særlig i perioder med overløpsdrift i de kommunale ledningssystem står her sentralt. I tilløpselvene og særlig i tilløpsbekkene har også utsig fra separate kloakkanlegg i spredt bebyggelse og dyrestaller betydelse.

De hygienisk/bakteriologiske forhold har blitt klart bedre enn de var før Mjøsaksjonen. Større utslipp av urensset kloakk vil likevel raskt kunne gi en øking av mengden tarmbakterier. Sannsynligvis hadde vi en betydelig fekal forurensning av Mjøsa høsten 2000 i forbindelse med de store nedbørmengdene i denne periode.

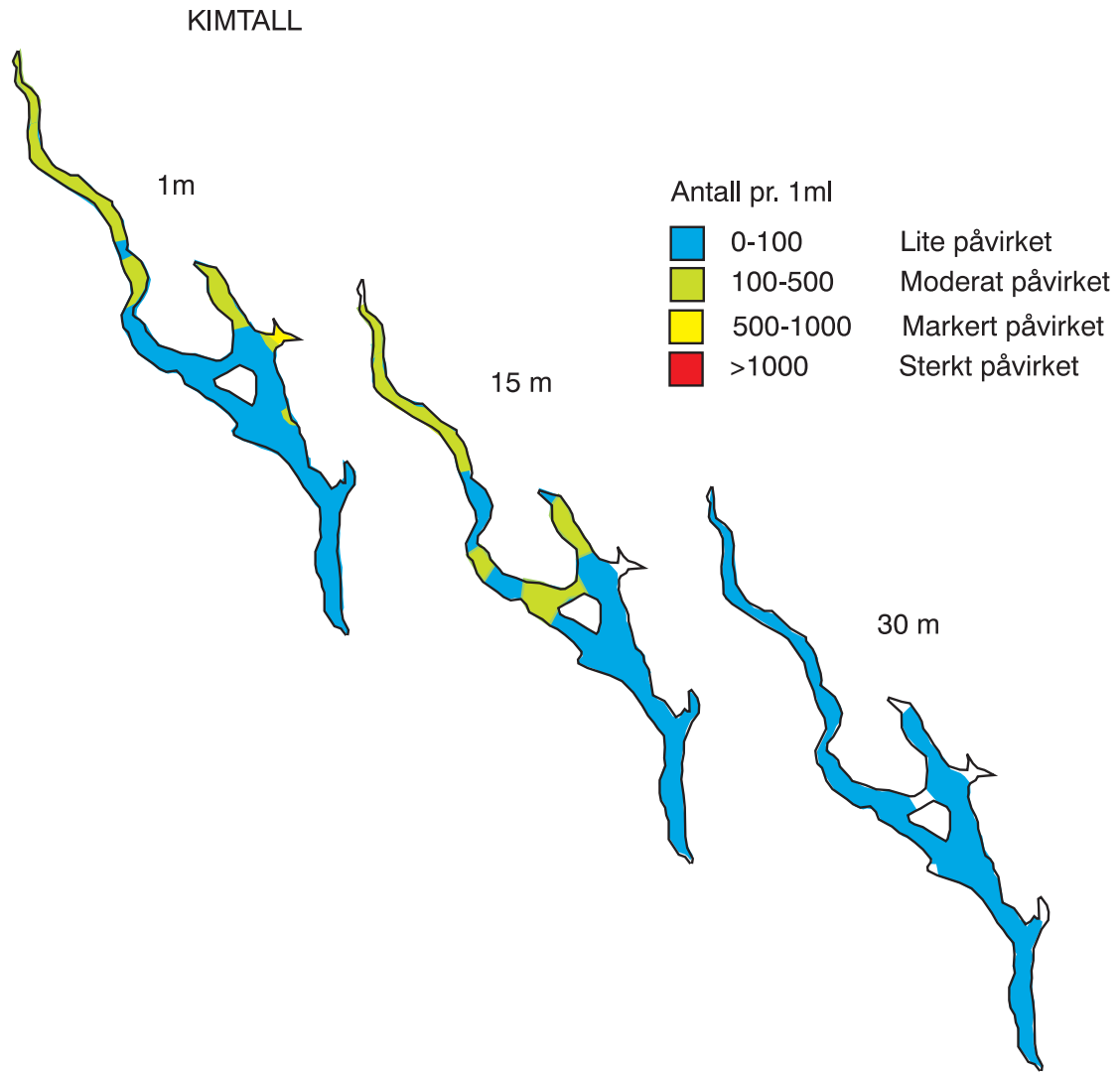


**Figur 31.** Forekomst av termotolerante koliforme bakterier (44°C, T.K.B.), i Mjøsas øvre vannlag den 12. september 2000. Bedømmingskriteriene for påvirkningsgrad er lokaltilpasset Mjøsa.

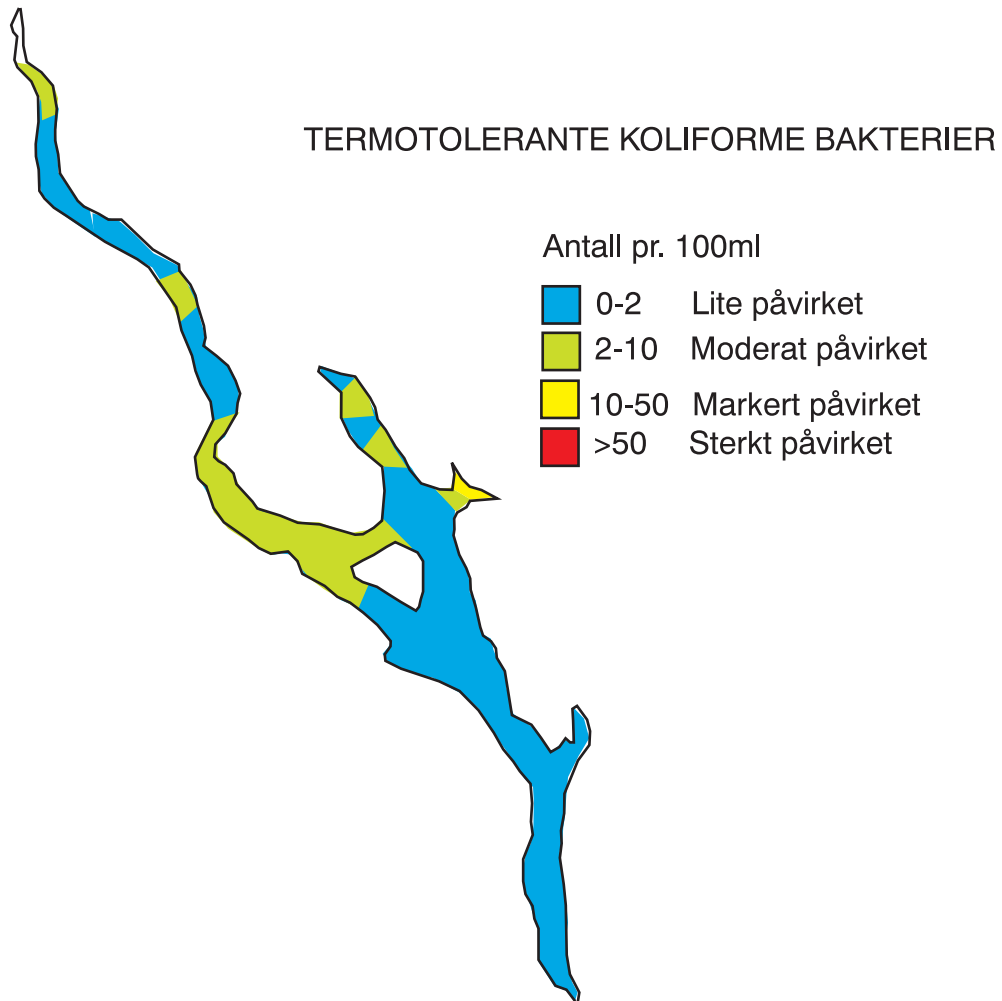


**Figur 32.** Forekomst av koliforme bakterier (37°C. K.B.) i Mjøsas øvre vannlag de september 2000. Bedømningskriteriene for påvirkningsgrad er lokaltilpasset Mjøsa.

12.



**Figur 33.** Forekomst av kimtall ("totalantall bakterier") i Mjøsas øvre vannlag den 12. september 2000. Bedømningskriteriene for påvirkingsgrad er lokaltilpasset Mjøsa.



**Figur 34.** 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 12. september 2000. Bedømningskriteriene for påvirkningsgrad er lokaltilpasset Mjøsa.

## 3.2 Tilløpselver

### 3.2.1 Hydrologiske forhold

I 2000 ble Mjøsa tilført ca. 12720 mill. m<sup>3</sup> vann fra tilløpende elver og bekker. Årlig avrenning fra innsjøen var på ca. 14605 mill. m<sup>3</sup> dvs. ca. 463 m<sup>3</sup>/sek. Avrenningen var 46 % over normalen, og stor vanntilførsel fra Gudbrandsdalslågen på forsommeren og unormalt stor vannføring i de mindre tilløpselvene utover høsten bidro i vesentlig grad til dette. Det var således stor gjennomstrømming av vann i Mjøsa i 2000.

Totalt ble Mjøsa tilført 9856 mill. m<sup>3</sup> vann fra Gudbrandsdalslågen i 2000 tilsvarende en midlere vannføring på ca. 313 m<sup>3</sup>/sek. Dette var 23 % mer tilførsel av vann enn i et normalår og tilsvarte nær 80 % av den totale vanntilførselen til Mjøsa i 2000. Nær 60 % 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 juli. Maksimal vannføring på 1331 m<sup>3</sup>/sek ble registrert den 4. juli. Vannføring > 400 m<sup>3</sup>/sek. var det i merparten av vegetasjonsperioden. Det var bare i slutten av august og i september det var en lengre periode med vannføring < 400 m<sup>3</sup>/sek. Vi hadde da vannføring i området 399 – 200 m<sup>3</sup>/sek.

De mindre elvene som avvanner nærområdene hadde en markert vårflo som startet i midten av april og varte til midten av mai. Videre var det flere mindre flomtilfeller i sommerperioden samt stor flomaktivitet i oktober, november og til dels i desember da det kom store vannmengder p.g.a. unormalt store nedbørsmengder.

Nedbørfordelingen og vannføringsregimet i 2000 førte til økt forurensningstilførsel og arealavrenning fra nærområdene i vårfloen. Videre var det økt uttransport av jord- og siltpartikler i forbindelse med mindre flomtilfeller i sommerperioden og særlig i perioden oktober – desember da det var unormalt stor flomaktivitet og uttransport av erosjonsmateriale fra det lokale nedbørfeltet til Mjøsa.

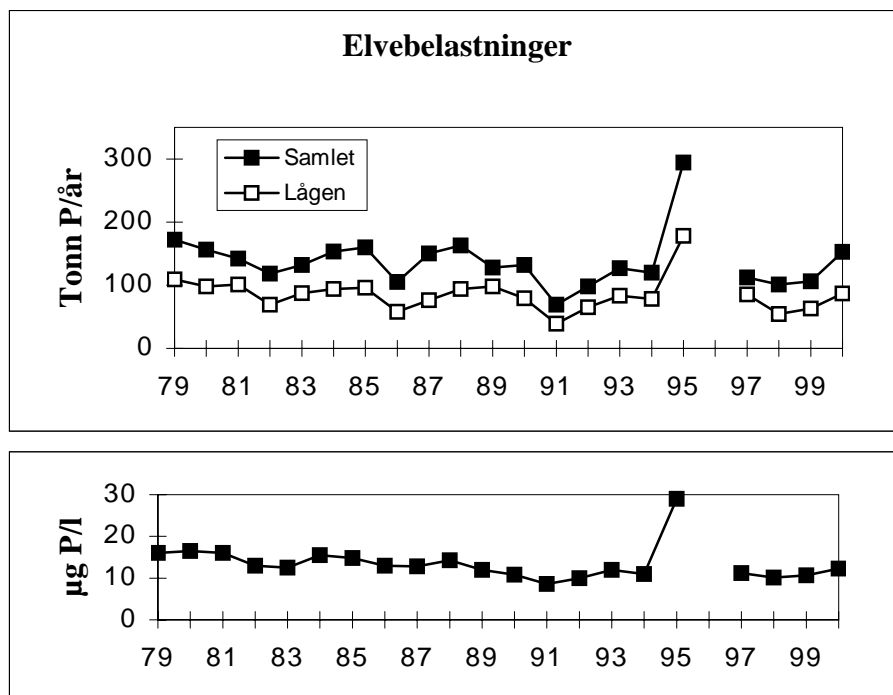
### 3.2.2 Næringssaltkonsentrasjoner og næringssalttransport

Primærdata over målte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 2000, samt vannføringsdata er 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 35-37 sammen med resultatene fra tidligere år (perioden 1979 – 2000).

#### *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 næringssalttransport. Årstiden har også en viss betydning da arealavrenningen som regel er størst når mye dyrket mark ligger bar vår og høst. Lavest næringssalttransport 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. 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 2000 var det stor transport av næringssalter ut i Mjøsa fra Gudbrandsdalslågen og fra de lokale vassdragene som Lena, Hunnselva, Gausa, Flagstadelva og Svartelva (se figur 35 og 37). Jevnt stor vanntilførsel i det meste av sommerperioden i "Lågen" og ekstremt stor vannføring på høsten i de lokale elver og bekker var hovedårsaken til dette. Mest fosfor kom det i Gudbrandsdalslågen i mai i forbindelse med vårfloen, mens det foruten i vårfloen også var stor fosfortransport på høsten i de mindre elvene. Spesielt stor var transporten i de



**Figur 35.** Samlet årlig elvetransport av fosfor til Mjøsa 1979 – 2000 fra de 6 viktigste elvene, samt beregnet årlig middelkonsentrasjon av fosfor på bakgrunn av samlet elvetransport.

lokale vassdragene i november. I "Lågen" var det størst transport av nitrogen i vårfloppen, men det kom også mye nitrogen i juni og juli samt i perioden september – desember. I de mindre elvene var det størst transport av nitrogen i forbindelse med den unormalt store vannføringen på høsten og forvinteren.

Samlet årlig elvetransport av fosfor og nitrogen til Mjøsa fra Gudbrandsdalslågen, Gausa, Lena, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva ble i 2000 beregnet til 143 respektive 4559 tonn. Gudbrandsdalslågen svarte for 61 % av uttransporten av fosfor og 49 % av uttransporten av nitrogen. Total elvetransport (dvs. transporten fra samtlige tilløpselver og tilløpsbekker) av næringssalter til Mjøsa i 2000 er estimert til 157 tonn fosfor og 5015 tonn nitrogen.

#### *Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen*

I Gudbrandsdalslågen varierte konsentrasjonen av fosfor i området fra 2 - 45 µg tot-P/l og konsentrasjonen av nitrogen fra 103 til 742 µg tot-N/l. Konsentrasjonen av fosfor i "Lågen"-vannet 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 breslamrikt vann 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. Den 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 konsentrasjoner av fosfor som varierte i området 2 - 242 µg tot-P/l. Høyest konsentrasjon ble registrert i Flagstadelva i forbindelse med vårfloppen.



Konsentrasjonene av nitrogen varierte i området 342 - 4460 µg tot-N/l med de laveste konsentrasjoner i Gausa og de høyeste i Lena. Høyest konsentrasjon var det i begynnelsen av vårfloppen, samt i perioder med økt vannføring utover høsten. Variasjonsbredde og årlig middelkonsentrasjon for de enkelte elver er vist i tabell 5.

Middelkonsentrasjonen av fosfor i samlet elvetilførsel for 2000 er beregnet til 12,3 mg tot. P/m<sup>3</sup> hvilket er noe høyere konsentrasjon en det vi registrerte i 1997, 1998 og 1999. Hovedårsaken til den lave innløpskonsentrasjonen er jevnt over lave fosforkonsentrasjoner i "Lågen". Det var bare i forbindelse med vårfloppen i mai vi i "Lågen" registrerte konsentrasjoner høyere en 10 µg tot-P/l.

Hunnselva, Lena, Svartelva og Flagstadelva var mest forurenset av næringssalter av de lokale elver med volumveide årsmiddelkonsentrasjoner av fosfor på henholdsvis 38, 44, 55 og 44 µg tot-P/l. Gausa kan betegnes som moderat forurenset (18 µg tot-P/l), og Lågen som lite forurenset (9 µg tot-P/l). Høye nitrogenkonsentrasjoner ble registrert i Lena, Flagstadelva, Svartelva og Hunnselva med årsmiddelverdier på henholdsvis 3058, 1546, 1878 og 1315 µg tot-N/l. Lena, Svartelva og Flakstadelva er de elver som har størst andel dyrket mark (> 20 %) i sine nedbørfelt. Gausa hadde også relativt høy konsentrasjon (845 µg tot-N/l), mens konsentrasjonen i Gudbrandsdalslågen var lav med en verdi på 226 µg tot-N/l. Vannet fra Gudbrandsdalslågen har derfor enn klart fortynnende effekt på nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa, mens de lokale tilløpsvassdragene i hovedsak bidrar til økt nitrogenkonsentrasjon og da særlig de elver og bekker som avvanner større jordbruksområder.

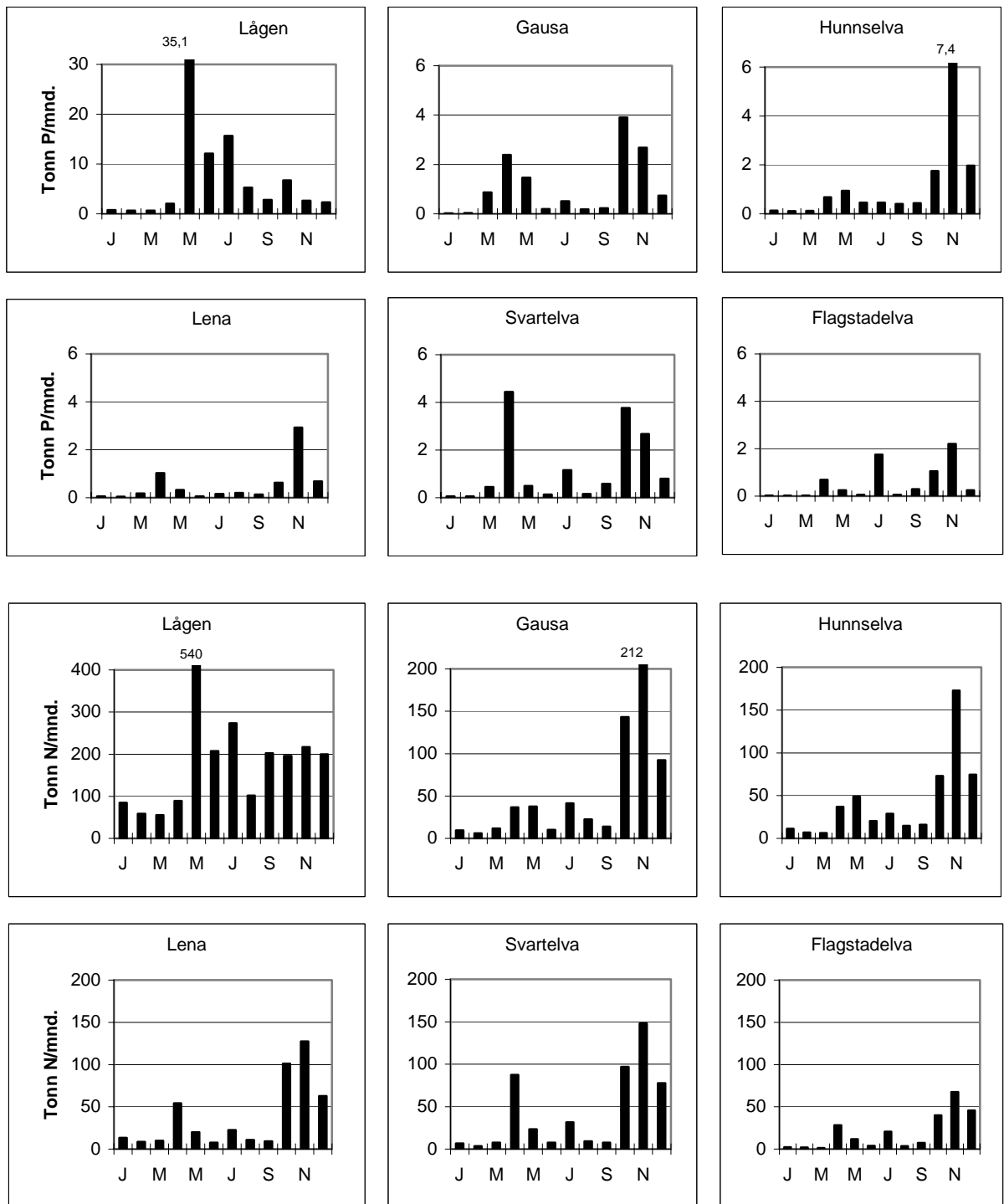
Tabell 13. Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i de 6 største tilløpselver til Mjøsa i 2000.

#### FOSFOR

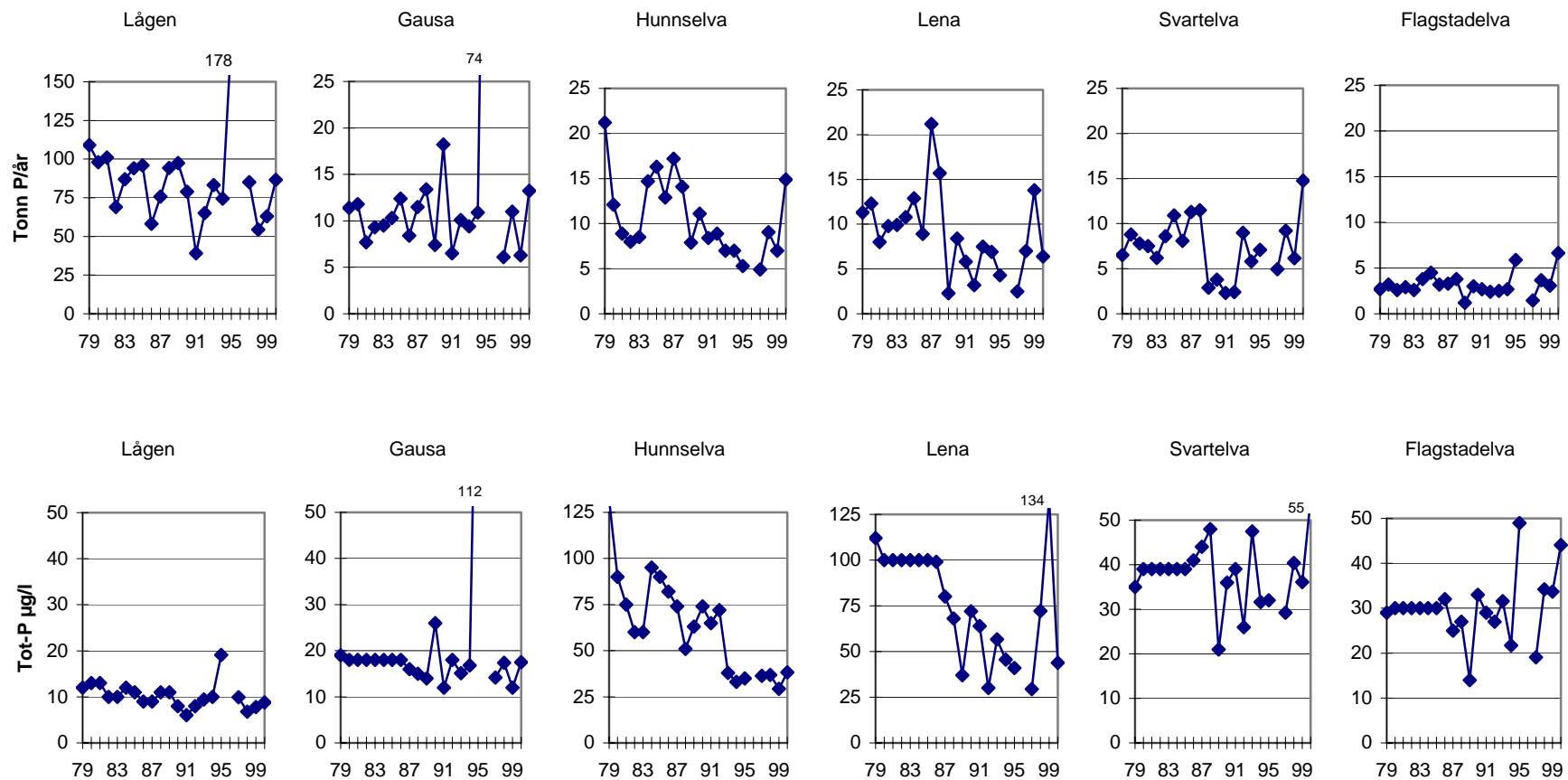
Elv	Nedbørfelt km <sup>2</sup>	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon µg tot-P/l	Variasjonsbredde µg tot-P/l
Gudbrandsdalslågen	11 439	9	2 - 45
Gausa	934	18	2 - 129
Svartelva	489	55	13 - 207
Hunnselva	378	38	13 - 75
Lena	292	44	5 - 110
Flakstadelva	177	44	7 - 242

#### NITROGEN

Elv	Nedbørfelt km <sup>2</sup>	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon µg tot-N/l	Variasjonsbredde µg tot-N/l
Gudbrandsdalslågen	11 439	226	103 - 742
Gausa	934	845	342 - 1515
Svartelva	489	1878	788 - 3421
Hunnselva	378	1315	1072 - 2350
Lena	292	3058	1455 - 4460
Flakstadelva	177	1546	701 - 4110



Figur 36. Månedstransport av total fosfor i Mjøsas 6 største tilløpselver i 2000.



**Figur 37.** Årlig transport av fosfor samt volumveid midlere årskonsentrasjon av total fosfor i de 6 største tilløpselver til Mjøsa i 1979-2000. 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).

### 3.2.3 Biologisk befarings i Brumunda

Det har tidligere blitt utført biologiske befarings i Brumunda i juli 1975 (Holtan 1977) og i juli 1992 (Kjellberg 1993). Høsten 1998 ble det utført en bunndyrundersøkelse i forbindelse med kartlegging av biodiversitet i de større tilrennende elvene til Mjøsa. Det ble da også tatt prøver fra flere lokaliteter i Brumundelvas hovedløp. Brumundsjøen ble undersøkt i 1997 (Kjellberg 1998) og Ljøsvann i 1997 og 1999 (Kjellberg 1998 og 2000). I september i 2000 ble det i forbindelse med "Mjøsprosjektet" utført en omfattende biologisk befarings langs hele vassdraget unntatt innsjøene. Resultatene fra befaringsen samt foreliggende resultater fra Brumundsjøen i 1997 og Ljøsvann i 1999 har blitt brukt før å vurdere foreliggende økologisk status i Brumundvassdraget. Vi har da gått ut fra at det ikke skjedd større forandrings av økologisk status i Brumundsjøen i de siste tre år.

Forurensningssituasjonen i Brumundelva i midten av september i 2000 er vist i figur 38. Figur 39 viser forurensningssituasjonen i 1975, 1992 og 2000 og gir informasjon om tidsutviklingen. Dette viser forurensningsutviklingen i vassdraget i de siste 25 år. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebekker er ikke angitt i figuren.

#### *Innledning*

Brumunda, som er ca. 30 km lang, ligger i Ringsaker kommune, unntatt en del av Brumundsjøen og noen mindre bekker som ligger i Hamar kommune. Elva har et nedbørfelt på 217,7 km<sup>2</sup> og renner ut i Mjøsa i Brumunddal tettsted. Hoveddelen av nedbørfeltet (ca. 92 %) består av sammenhengende skog- og myrområder. Jordbruks- og boligområder finnes i elvas nedre del og utgjør ca. 7 % av nedbørfeltet. Innsjøprosenten er lav (0,8 %) og det finnes bare to innsjøer (Brumundsjøen og Ljøsvann) i vassdraget. Det bor ca. 12 100 personer i nedbørfeltet. Av disse bor ca. 7 500 i Brumundal tettsted, resten i klyngebebyggelse og spredt. Ved Brumundsjøen er det noen hytter og Ljøsvann berøres av et stort hytteområde ved Ljøsheim samt hyttebebyggelse langs innsjøens søndre del.

Størstparten av nedbørfeltet består av kvartsrike sandsteinbergarter. I de nedre deler (nedenfor Brumundsga) dominerer kambriske bergarter (skifer, kalkstein). De kvartære avsetninger består av vekslende morendecke og nær elva av grusavsetninger. De kvartære avsetninger er av beskjeden mektighet, og det er berggrunnen som er avgjørende for arealfordelingen samt elvas vannkvalitet og produksjonspotensiale. Sandsteinbergarter er næringsfattige og tungforvitrelige, og gir grunnlag for en mindre nærings- og ionic vannkvalitet. Området dekket forøvrig av større myrområder som også setter sitt preg på vannkvaliteten (elva har humusrikt vann).

Brumunda har en årlig middelavrenning på 11,4 l/s km<sup>2</sup>. 30 års middelvannføring er beregnet til 3,24 m<sup>3</sup>/s ved uløpet til Mjøsa. Årsvariasjonen er karakterisert av stor flom om våren og regnflommer om høsten. I tørrvårsperioder om sommeren er vannføringen lav, men hovedelva og de større sidevassdragene går aldri tørr. I lengre tørkeperioder kan vannføringen gå ned til ca. 300 l/s i elvas nederste del. Ved snøsmelting og i nedbørrike perioder stiger vannføringen raskt og vassdraget har tydelig flomkarakter, dvs. at vannføringen skifter fort. Mestparten av avrenningen fra 29 km<sup>2</sup> av Brumundas nedbørfelt overføres til Mesnavassdraget.

Det knytter seg flere brukerinteresser til Brumundvassdraget. De viktigste er rekreasjon, fritidsfiske, kraftproduksjon og uttak til jordvanning. Vassdraget benyttes videre som resipient for diffuse kilder og for overløpsdrift i det kommunale kloakksystem. Elva er reproduksjonslokalitet for mjøsørret og mjøsharr og har dessuten lokale fiskestammer bl.a. en storvokst ørretstamme i Brumundsjøen. Mjøsørreten kan bruke en stor del av vassdraget og Brumunda er en av de viktigste gyteelvene for mjøsørreten. Årlig naturgitt "smoltproduksjon"

av mjøsørret har vi beregnet til ca. 4000 st. Den lokale fiskeforening setter årlig ut ørretunger i deler av vassdraget og det er bygget fisketrapper ved Brumundsjøen. Videre har det blitt utført biotopforbedrende tiltak i deler av hovedvassdraget. Flere av disse tiltak har likevel blitt rasert av flommer.

### ***Potensielle forurensningskilder***

#### *Lokalbetinget 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, utsig av silopressaft fra siloer, utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, utsig av urin og fekalier fra beitedyr, avrenning (jord- og siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelsrester) fra dyrket mark samt avrenning fra veier (sand og siltpartikler, oljerester og div. miljøgifter).

#### *Langtransportert forurensning*

Forekomst av 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 Brumudvassdraget. Innhold av metylkvikksølv i stor og gammel fiskespisende ørret og abbor kan imidlertid være så høyt at det bør undersøkes.

Ljøsvann og Brumundsjøen er noe påvirket av forurensning. Ljøsvann har f.o.m. 1989 blitt kalket i forbindelse med kalkningsplanen for Hedmark.

### ***Miljøkvalitetstilstand***

Brumunda er generelt sett lite påvirket av forurensninger. Hovedløpet var ved befaringstidspunktet lite påvirket av forurensninger og hadde stort sett god økologisk status i nær samsvar med forventet naturtilstand. Elva var likevel moderat overgjødset i den nederste del der Brumunda renner gjennom Brumunddal tettsted. Enkelte av de mindre tilrennende bekker og elvas øverste del Ljøsåa (inkl. Ljøsvann) var også moderat overgjødset. Økologisk status vurderes her som moderat. I Ljøsvann har det i de siste år vært markert vannblomst med blågrønnalger og økologisk status vurderes her som ikke akseptabel. En mindre bekk ved Sandbakken var sterkt forurenset av lettredbrytbart organisk stoff. Området ved Brumundsjøen inkl. selve innsjøen er trolig noe forurenset.

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

- Unntatt området ved Brumundsjøen så er det ikke noen direkte forureningsproblemer i Brumudvassdraget og elva hadde levedyktige bestander av enkelte meget forureningsfølsomme organismer samt rike bestander av moderat og litt forureningsfølsomme organismer. Det er heller ikke påvist rekrutteringsproblemer for fisk p.g.a. forurensning. Området ved Brumundsjøen inkl. selve innsjøen er trolig noe forurenset. Indikasjoner på dette er at krøkklebestanden i Brumundsjøen i de siste år har blitt kraftig redusert, forekomsten av trådformete grønnalger langs strendene har økt samt at ørreten ikke lengre rekrutterer i tilløpsbekkene.
- De deler av Brumudavassdraget som ligger i skogområder der forurensningstilførselen er ubetydelig hadde rentvannskaraktær, dvs. høy/god økologisk status med flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand. Rent lokalt i forbindelse med veibruer og der veien går tett inntil vassdraget var det sand- og siltilførsel som forringet habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr. I hvor stor utstrekning veibruer og kulverter utgjør vandringshinder for fisk ble ikke vurdert ved befaringen.

- Øverste del av Brumunda (Ljøsåa) inkl. Ljøsvann, som berøres av hytteområdet ved Ljøsheim er lite til moderat eller moderat påvirket av næringssaltforurensning (særlig av fosfor). Økologisk status i øvre del av Ljøsåa bedømmes som moderat, mens Ljøsvann hadde en ikke akseptabel økologisk status. I Ljøsvann har det i de siste tre år vært markert vannblomst av blågrønnalgene (cyanobakteriene) *Anabaena flos-aquae* og *Anabena planctonica*.
- De deler av Brumundvassdraget som berøres av jordbruksområder og/eller boligområder var lite til moderat forurensningspåvirket. Unntak var en mindre bekk ved Sandbakken som var sterkt forurenset av bl.a. lettnedbrytbart organisk stoff. Her var det masseforekomst av sopp og bakterier ("lammehaler" og lignende) og vond lukt, dvs. ikke akseptabel økologisk status. Den del av hovedelva som passerer jordbruksområder var lite forurensningspåvirket og hadde god økologisk status, mens den del som renner gjennom Brumunddal tettsted var moderat overgjødslet. Her var det til dels problemskapende algevekst med stor forekomst av dem trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. Liggende forhold var det også i enkelte av de mindre tilløpsbekker som renner gjennom jordbruksområder. Økologisk status bedømmes her som moderat.
- Stort sett hadde Brumundelva i 2000 god økologisk status med nær naturgitt vannkvalitet og biologi.

#### **Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 – 2000**

Jevnfører vi forurensningssituasjonen i 2000 med resultatene fra de biologiske befaringene som ble utført i 1975 og 1992, så har den økologisk status blitt betraktelig bedre i Brumundas nedre del og for tiden belastes ikke elva av noen store og mer kontinuerlige forurensningsutslipp. I den øvrige del av vassdraget som er lite påvirket av lokalbettinget forurensning har det ikke skjedd noen forandringer. Unntak er her vassdragets eldre øverste del som berøres av hyttebebyggelsen ved Ljøsheim. Her har det vært en uheldig utvikling særlig i Ljøsvann som blitt mer og mer overgjødslet og som for tiden har en ikke akseptabel økologisk status. Stor forekomst av planteplankton i Ljøsvann kan medføre at det kommer uønskede algearter ned i sør Mesna og videre til nord Mesna.

#### **Vurdering av resipientkapasitet og tålegrense**

Generelt sett har Brumundvassdraget god resipientkapasitet og tålegrensen i hovedelva var i 2000 bare overskredet der elva renner gjennom Brumunddal tettsted. Her var det uønsket stor tilførsel av fosfor. Tilrennende mindre vassdrag hadde også stort sett god resipientkapasitet som resultat av at vi i sommerperioden i 2000 ikke hadde noen lengre perioder med lav vannføring. Jevnt fordelt nedbør bidro videre til at det ikke var behov for jordvanning. Disse forhold medførte at Brumundvassdraget hadde unormalt stor fortynningsevne i hele sommerperioden. I de mindre bekker var det bare bekken ved Sandbakken som hadde overskredet tålegrensen p.g.a. et lokalt punktutslipp. Videre var tålegrensen overskredet i Ljøsvann som er overgjødslet og har uønsket høy konsentrasjon av næringssalter (særlig fosfor). I øvrig ble det ikke registrert lokaliteter der tålegrensen var overskredet, men vi bør nevne at enkelte strekninger i mindre bekker, som renner gjennom jordbruksområder sannsynligvis vil kunne bli markert forurenset og få ikke akseptabel økologisk statusen i perioder med lav sommervannføring.

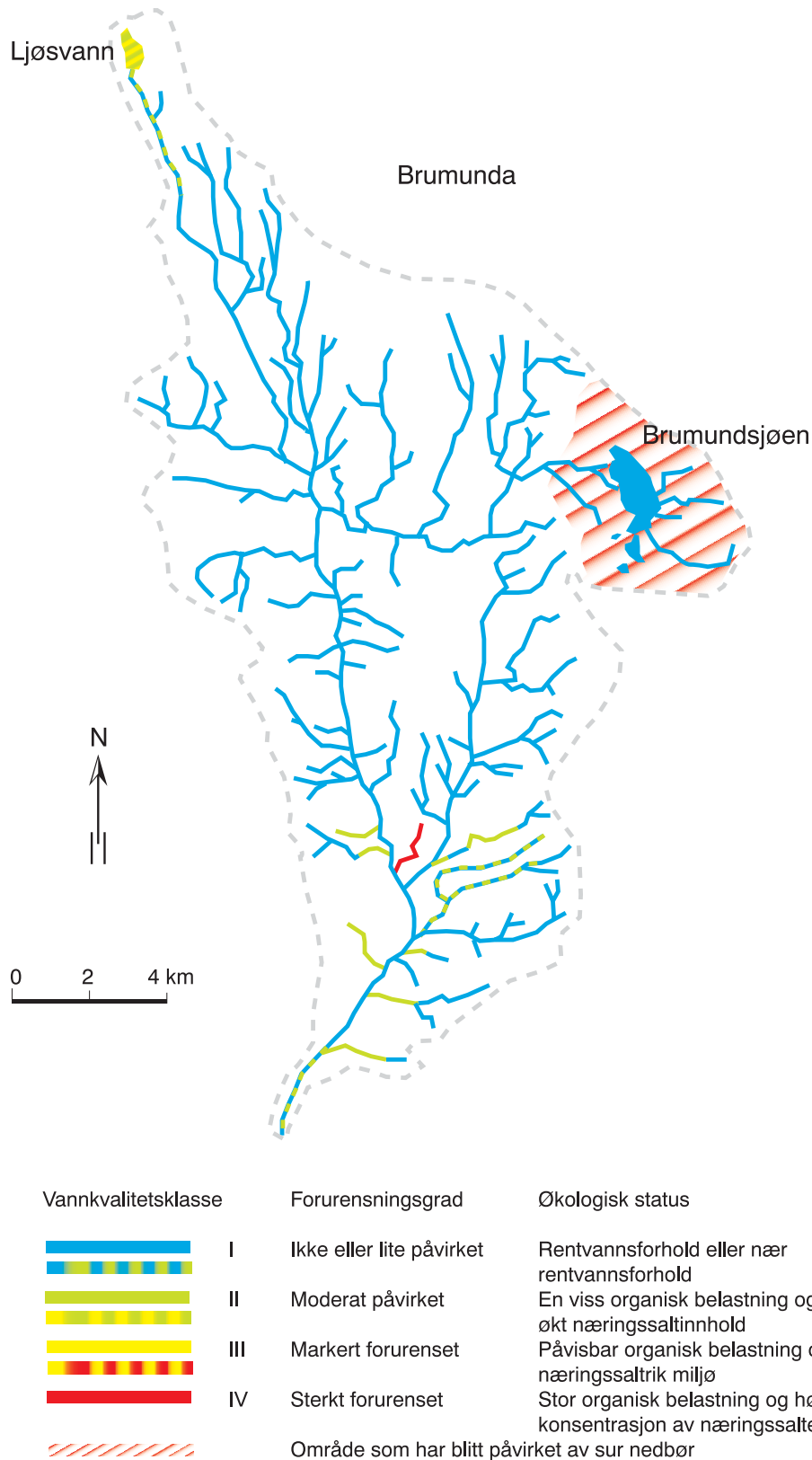
#### **Aktuelle tiltak og tilrådinger**

De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i Brumundas nedbørfeltet må opprettholdes og i visse områder forbedres. Det må derfor kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense forurensningstilførselene såvel til nedre del av hovedelva som til de bekker som renner gjennom jordbruksområder og ikke minst til vassdragets øverste del, dvs. Ljøsvann. Hovedinnsatsen må settes inn mot:

- Kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra de kommunale avløpsanlegg i Brumunddal tettsted. Eventuelle feilkoblinger må rettes opp.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner.
- Uhellsutslipp fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg. Også her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelsen (diffus avrenning) ved Ljøsheim. Også her er det ønskelig med strengere kontrollrutiner. Videre må en ikke bruke rengjøringsmidler med fosfater.

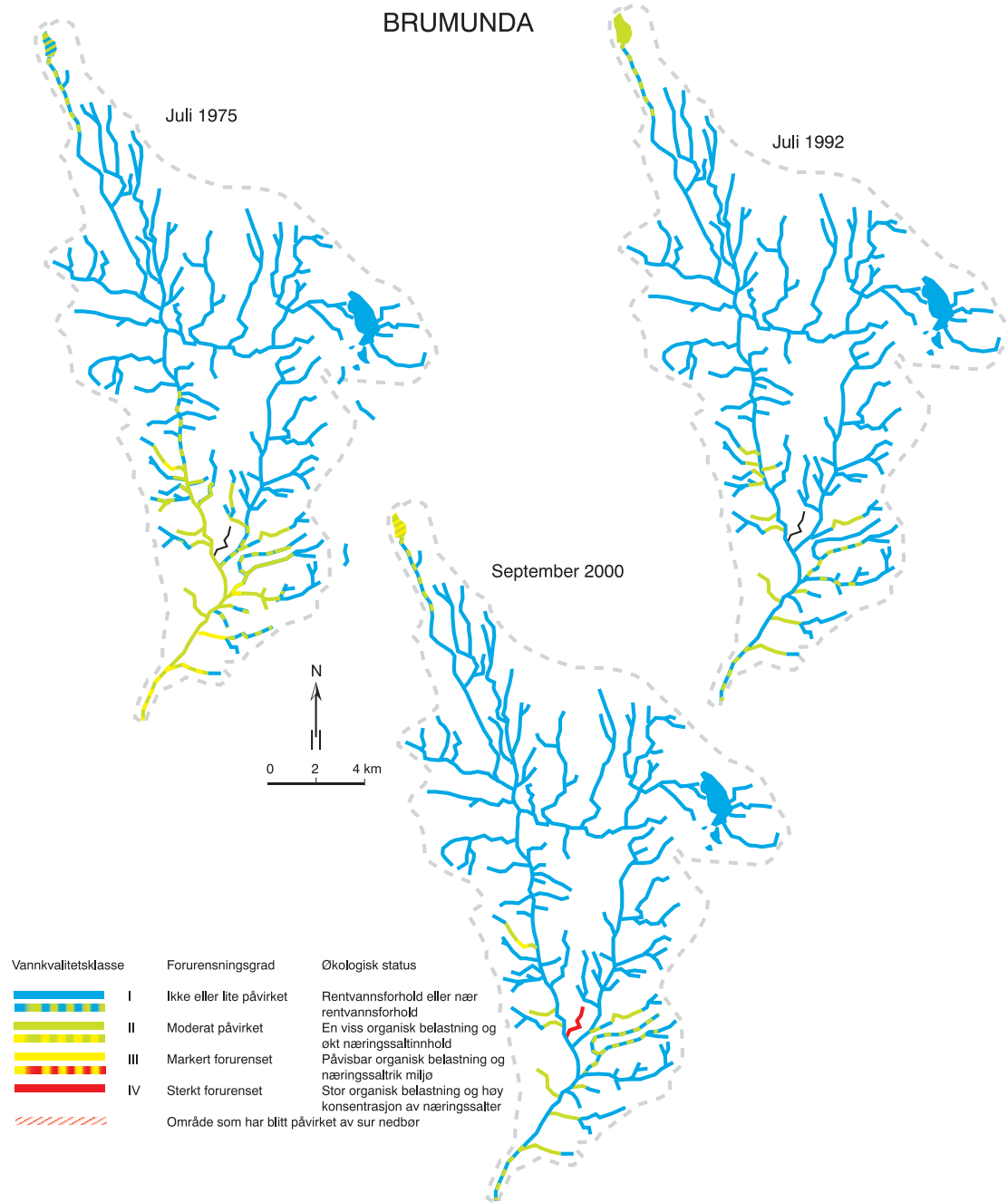
Det er også ønskelig med tiltak som kan redusere avrenning av næringssalter, jord- og siltpartikler fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra fiskeførende bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. En bør også vurdere tiltak som kan redusere utsig av næringssalter og tarmbakterier til Ljøsvann og tilrennende bekker fra urin og fekalier fra husdyr som sommerstid beiter i området. Det er også ønskelig med ytterligere biotopforbedrende tiltak langs de elvestrekninger i hovedvassdraget der det har blitt foretatt tiltak for flomsikring og der tidligere tiltak blitt ødelagt. Videre er det viktig at kantvegetasjonen spares/vernes mest mulig. En bør undersøke om veikulverter utgjør vandringshinder og om så er tilfelle må dette utbedres.

Det bør utarbeides en kommunal forvaltningsplan for Brumunda inklusive driftsplan for fiskestell. I driftsplan for fiskestell fremlegges tiltak som kan bedre/sikre rekruttering av mjøsørret og mjøsharr samt levevilkor for stedegen ørret. Forvaltningsplanen må ha et konkretisert handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger, grunneiere og enkeltpersoner (se EU's nye rammevilkor for vannressurser (Qvortrup 2000)).



Figur 38. Forurensningssituasjonen i Brumunda i midten av september i 2000 vurdert ut fra biologiske forhold. Vurdering av økologisk status i Ljøsvann bygger på undersøkelser fra 1999 og i Brumundsjøen fra 1997.





Figur 39. Lokalbetinget forurensning i Brumundvassdraget, juli 1975, juli 1992 og september 2000. Forurensningssituasjonen er vurdert ut fra biologiske forhold. Vurderingsgrunnlag er gitt i figur 38.

### 3.2.4 Biologisk befarings i Mesnavassdraget

Det har tidligere blitt utført biologiske undersøkelser i Mesnavassdraget i 1970 - 1971 (Langeland og Skulberg 1971), i 1988 (Faafeng et al. 1990), i perioden 1992 – 1994 (Rognerud et al. 1995) og i 1999 (Kjellberg 2000). Videre ble det foretatt fiskeribiologiske undersøkelser i Nevla i 1979 (Aanes og Kjellberg 1979). I midten av september i 2000 ble det i forbindelse med ”Mjøsprosjektet” utført en omfattende biologisk befarings langs hele Mesnavassdraget unntatt innsjøene. Resultatene fra befaringsen og foreliggende resultater fra Reinsvatnet, Mellsjøen, sør Mesna og nord Mesna fra perioden 1992 – 1994 samt fra Kroksjøen, Sjusjøen og Ljøsvann i 1999 har blitt brukt før å vurdere foreliggende økologisk status i Mesnavassdraget. Vi har da gått ut fra at det i de siste 6 år ikke skjedd større forandrings i den økologiske status i Reinsvatnet, Mellsjøen, sør Mesna og nord Mesna.

Forurensningssituasjonen i Mesnavassdraget i midten av september i 2000 er vist i figur 40. Figur 41 viser forurensningssituasjonen i 1971, 1992 og 2000 og gir informasjon om tidsutviklingen. Dette viser forurensningsutviklingen i vassdraget i de siste 29 år. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebekker er ikke angitt i figuren.

#### *Innledning*

Bakgrunnsopplysningene er hentet fra Rognerud et al. (1995).

Mesnavassdraget har sitt utspring i fjellområdene (Hafjell, Stålsæterfjellet, Nevelsfjell og Reinsfjell) øst/nordøst for Lillehammer ved Reinsvann i Øyer kommune og har sitt utløp til Gudbrandsdalslågen/Mjøsa ved Lillehammer. Vassdraget ligger i kommunene Øyer, Lillehammer og Ringsaker. Hovedvassdraget er ca. 30 km langt og har et fall på ca. 780 meter. Nedbørfeltets areal er ca 279 km<sup>2</sup> hvorav 29 km<sup>2</sup> er overført fra Brumunda (Ljøsåa). Nedbørfeltet domineres av skog og myrområder som utgjør 76 % av arealet. Fjellområder utgjør 14,5 %, mens dyrket mark og boligarealer utgjør 1 - 2 %. Mesnavassdraget er den av tilløpselvene til Mjøsa som har størst innsjøprosent (8 %). I vassdraget finnes en rekke små og åtte middels store innsjøer (se figur 40). Skog- og myrområdene fører til humusrik avrenning som er med på å farge vannet i elvene og innsjøene brunt av utløste humusforbindelser.

Vassdraget har fra naturens side klar flomkarakter med en stor vårflom og regnflommer utover høsten med store og raske forandrings i vannføringen. Gjennomsnittlig vannføring er ca. 5 m<sup>3</sup>/s, og spesifikk avrenning i området er ca 21 l/s km<sup>2</sup> år.

Vannet nyttes til energiproduksjon. Dette innebærer at de tre øverste innsjøene er regulert 2 – 3 meter og vannet tappes via elveløpene mellom disse. Sjusjøen er regulert ca 4 meter og fungerer som inntaksmagasin for kraftverkene Tyria I og II. Sør Mesna er regulert 7,5 meter og mye av reguleringsvolumet må pumpes over i nord Mesna. Nord Mesna er regulert ca. 8 meter og fungerer som inntaksmagasin for Mesna kraftverk. Energiproduksjon er derfor en betydelig brukerinteresse i vassdraget. Gjennom endringer i det naturlige vannføringsmønsteret og kunstig fluktuasjon av vannstanden i innsjøene og elvene er denne brukerinteressen med på å påvirke vannkvaliteten.

Berggrunnen i området består av ikke omdannede eokambriske sedimentære bergarter. Området tilhører sparamittbekkenet med sandstienstyper karakteristiske for det østlige, sentrale Sør-Norge. Markerte løsavsetninger fra istidene finnes f.eks. i området rundt Nevelvatn, Mellsjøen og Nordseter. Berggrunnen og løsavsetningene fører i hovedsak til relativt ionefattig vann i vassdraget.

I den nedre delen av nedbørfeltet ved nord og sør Mesna bor det 630 personer. Befolkningen bor spredt samt i minitettstedet Mesnalia. I Mesnalia er bor det 550 personer som er tilknyttet

kommunalt renseanlegg. Turisme og fritidsaktiviteter knyttet til hoteller og hytter er en stor brukerinteresse i vassdragets øvre del. I fjellområdene i Ringsaker kommune finnes totalt ca. 4500 hytter hvorav omtrent halvparten ligger i Mesnavassdragets nedbørfelt. Et betydelig antall finnes også i berørte del av Lillehammer og Øyer kommuner. Kloakk- og gråvann fra hoteller og spisesteder føres til det kommunale renseanlegget på Lillehammer.

### **Potensielle forurensningskilder**

#### *Lokalbettinget forurensning*

Potensielle forurensningskilder av lokal art er utslippsvann fra renseanlegget i Mesnalia, utsig av boligkloakk og gråvann fra overløpsdrift og lekkasjer i de kommunale avløpsanleggene samt fra lekkasjer i separatanlegg i spredt bebyggelse, utsig av gråvann og lekkasjer fra kloakkdeponering i hytteområdene. Videre forurensning fra jordbruksdrift som utsig av melk og vaskemidler fra melkerom, utsig av silopressaft fra siloer, utsig fra av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, utsig av urin og fekalier fra beitedyr, avrenning (jord- og siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelsrester) fra dyrket mark. Avrenning fra veier, gårdsplasser og parkeringsplasser (sand og siltpartikler, oljerester og div. miljøgifter) kan også bidra til lokal forurensning.

#### *Langtransportert forurensning*

Mesnavassdraget er relativt sett godt buffret mot tilførsel av surt vann og det er ikke påvist 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 Mesnavassdraget. Innhold av metylkvikksølv 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**

Mesnavassdraget var ved befaringstidspunktet lite til moderat overgjødslet. Mest påvirket var øvre del av vassdraget. Dvs den del av vassdraget som berøres av fritids- og turistaktiviteten. Her var det på mange lokaliteter stor og til dels problemskapende forekomst av trådformete grønnalger langs innsjøenes strender og særlig i elvene (Nordåa, Surva og Fjellelva) som sammenbinder innsjøene. Unntak var her Raudtjern og Nevelvatn som var lite påvirket. Størst forekomst hadde arter tilhørende slekter som *Mougeota*, *Spirogyra* og *Ulothrix*. Videre var det i elvene lokalt rik forekomst av vannmosene *Fontinalis antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum*. I Mellsjøen og Kroksjøen var det stor forekomst av blågrønnalgen *Anabaena* og i Sjusjøen stor forekomst av storvokste kiselalger (*Tabellaria fenestrata*), samt også markert forekomst av blågrønnalgen *Anabaena*. Dette var da det gjelder elvene stort sett i samsvar med de forhold som ble registrert i 1992 (Løvik et al. 1993), samt da det gjelder innsjøene den situasjon som ble registret i 1992 – 94 (Rognerud et al. 1995) og i 1999 (Kjellberg 2000). Tyria ble bedømt som lite til moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter og her var det lokalt stor forekomst av grønnalgen *Ulothrix zonata*. En liten bekk ved Mesnalia var sterkt forurenset. Her var det masseutvikling av sopp og bakterier og vond lukt. Nedre delen av Mesnavassdraget inklusive sør og nord Mesna samt elvene Skurva, Nevla og Mesna var ved befaringstidspunktet lite påvirket av forurensninger. Forurensningssituasjonen i elvas nedre var stort sett i samsvar med tidligere registreringer. De foreligger mistanke om at bekkene, som renner ut i søndre del av sør Mesna, skulle være påvirket av forsuring med tap av biologisk mangfold. Ved befaringen fant vi her flere litt og moderat forsuringfølsomme bunndyrarter og generelt sett så hadde den nederste del av aktuelle vassdrag et bunndyrsamfunn i nær samsvar med forventet naturtilstand. Disse vassdragene synes derfor for tiden ikke å være direkte skadet av forsuring.

Forurensningssituasjonen i Ljøsåa er beskrevet i kapittel 3.2.3 som beskriver forurensningssituasjonen i Brumunda.

---

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

- Sur nedbør synes ikke å ha ført til biologiske skadeeffekter i Mesnavassdraget.
- Øvre del av Mesnavassdraget er klart påvirket av næringssaltforurensning. Påvirkningsgraden bedømmes som liten til moderat eller som moderat. Overgjødningen har ført til sjenerende algevekst i hovedelva og i flere tilrennende bekker. Videre til uønsket stor forekomst av planteplankton og stort innslag av storvokste kiselalger og blågrønnalger i følgende innsjøer: Sjusjøen, Mellsjøen, Kroksjøen og Reinsvann. Økologisk status vurderes her som moderat. Mellsjøen og Sjusjøen synes å være de vannforekomster som i dag er mest påvirket. Den betydlige befolkningkonsentrasjon som tidvis finnes i dette område vil være en permanent forurensningstrussel for den økologiske status i vassdraget.
- Nevla inklusive Raudtjern og Nevelvatnet er lite påvirket av forurensning, men en viss indikasjon på økt tilførsel av næringssalter foreligger dock i Nevlevatnet. Økologisk status vurderes her som god.
- Det blir overført vann med økt innhold av næringssalter til sør Mesna p.g.a. overføringen fra Brumunda (Ljøsåa). Skulle overgjødningen i Ljøs vann ytterligere øke vil dette kunne negativt påvirke vannkvaliteten i sør Mesna og videre ned i Mesnavassdraget.
- Nedre del av vassdraget (både hovedvassdraget, tilrennende bekker og innsjøene sør og nord Mesna) er lite påvirket av forurensninger. Indikasjon på økt tilførsel av næringssalter foreligger likevel i nord Mesna. Den økologiske status i nedre del av Mesnavassdraget bedømmes stort sett som god.
- Skurva inklusive Abbor-akksjøen hadde god økologisk status.

#### ***Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1970/71 – 2000***

Jevnfører vi den økologiske status, som ble registrert i 1970 - 1971 (Langeland og Skulberg 1971) med de forhold som ble registrert i 1992 – 1994 (Rognerud et al. 1995), 1999 (Kjellberg 2000) og ved befaringen i september 2000 så har Mesnavassdraget blitt klart reinere med bedret økologisk status. Hovedårsaken til de registrerte forbedringer er at det har blitt etablert kommunale kloakkanlegg så at kloakkutslippen fra Nordsæter, Sjusjøen og Mesnali blitt redusert. Videre kan vi nevne at det ikke har skjedd noen større forandringer i forurensningssituasjonen i perioden 1992 - 2000.

#### ***Aktuelle tiltak og tilrådinger***

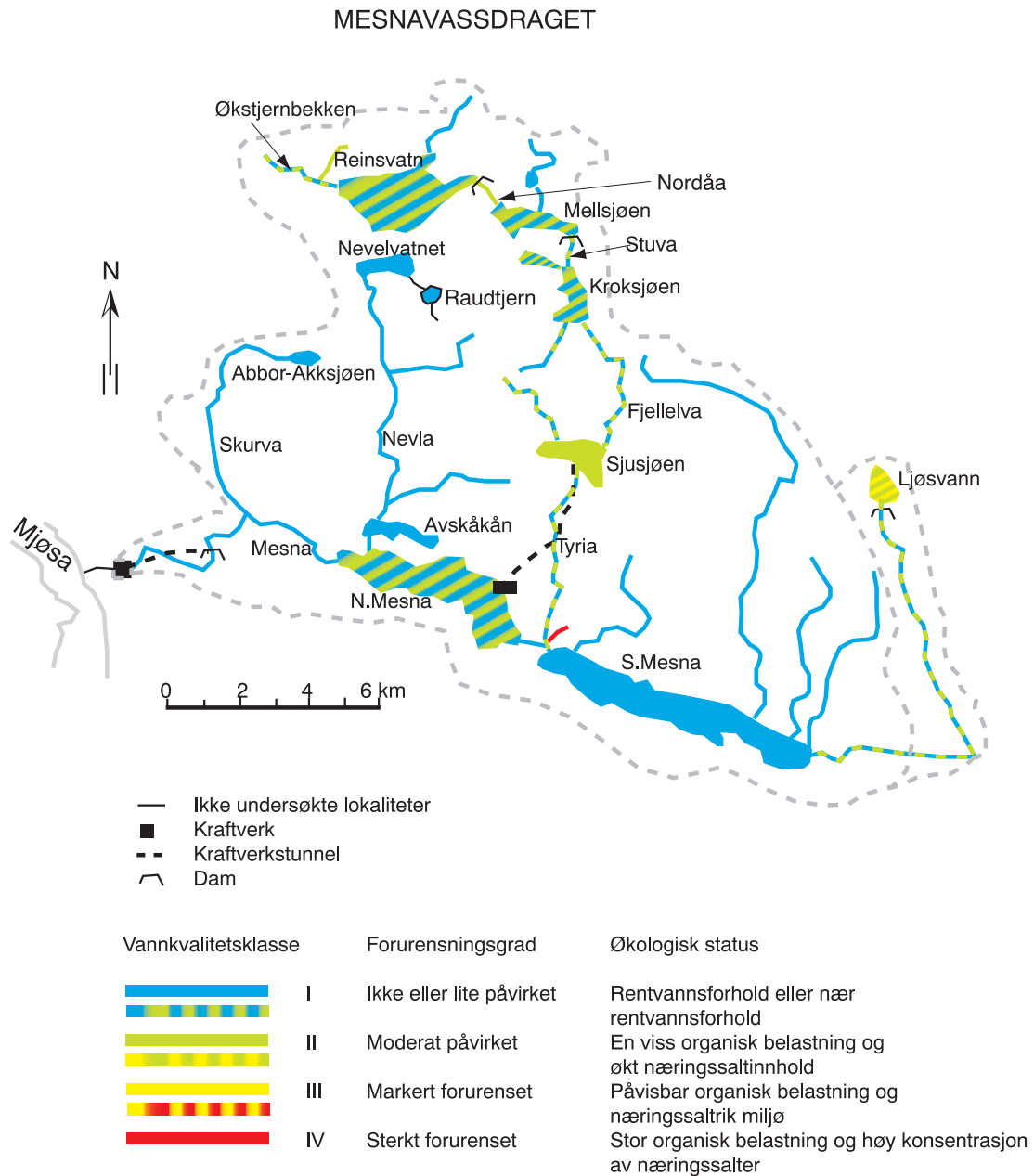
De forurensningsbegrensende tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet til Mesnavassdraget må opprettholdes og forbedres. Det må derfor kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense forurensningstilførselene såvel til hovedelva som til de bekker som renner gjennom jordbruksområder og ikke minst til vassdragets øverste del dvs den del som berøres av hytteområdene. Hovedinnsatsen må settes inn mot:

- Kloakkutslipp fra lekkasjer og overløpsdrift i de kommunale avløpsanlegg.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner.
- Uhellsutslipp og utsig fra melkerom, gjødselkjellere og siloanlegg. Også her er det ønskelig med forbedrede kontrollrutiner.
- Utsig av kloakk og gråvann fra separate avløps- og toalettanlegg i hyttebebyggelse (diffus avrenning). Også her er det ønskelig med strengere kontrollrutiner. Vider må en ikke bruke rengjøringsmidler med fosfor.

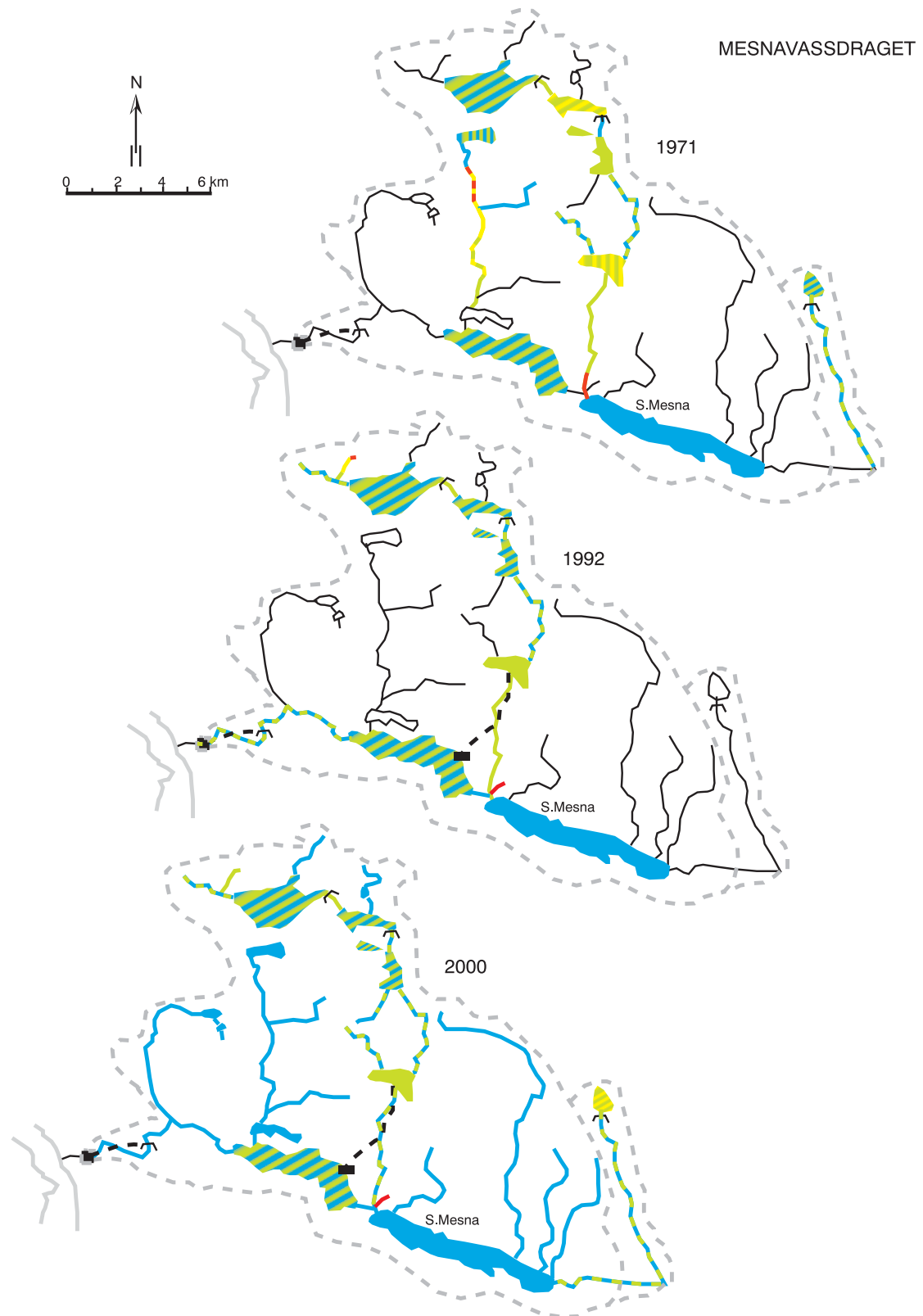
Det er også ønskelig med tiltak som kan redusere avrenning av næringssalter, jord- og siltpartikler fra dyrket mark. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra fiskeførende bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. En bør også vurdere tiltak som kan redusere utsig av næringssalter og tarmbakterier til øvre del av Mesnavassdraget fra urin og fekalier fra husdyr som sommerstid beiter i området. Videre er det 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.

Spesielt vil vi her nevne at det er viktig at overgjødningen av Ljøsvann ikke blir større da dette kan skape problemer med uønsket planteplankton sammensetting og økt forekomst av blågrønnalger i sør Mesna.

Det er som tidligere blitt anbefalt (Rognerud 1995) viktig at det blir utarbeidet en forvaltningsplan for Mesnavassdraget inklusive driftsplan for fiskestell. I driftsplan for fiskestell fremlegges tiltak som kan bedre fiskemulighetene og da særlig vad gjelder fiske etter ørret. Forvaltningsplanen må ha et konkretisert handlingsprogram og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger, grunneiere/brukere og om nødvendig enkeltpersoner. Det beste synes å være at det utarbeides en interkommunal (Øyer, Lillehammer og Ringsaker) forvaltningsplan for Mesnavassdraget (for mer inngående informasjon henvises til Rognerud 1995). Vi vil her også vise til EU's nye rammedirektiv for vannressurser (Qvortrup 2000).



Figur 40. Forurensningssituasjonen i Mesnavassdraget i midten av september 2000 vurdert ut fra biologiske forhold. Vurderinger av økologisk status i Reinsvatn, Mellsjøen og Mesnasjøene bygger på undersøkelsene fra 1992-94 og Kroksjøen, Sjusjøen og Ljøsvann bygger på undersøkelser fra 1999.



**Figur 41.** Lokalbetinget forurensning i Mesnavassdraget 1971, 1992 og 2000. Forurensningssituasjonen er vurdert ut fra biologiske forhold. Vurderingsgrunnlaget og karttegn er gitt i figur 40.

### 3.3 Soppinfeksjon på fisk – status

Siden høsten 1996 er det registrert massive infeksjoner av soppen *Saprolegnia sp.* med høy dødelighet på mjøsaure som gyter i de nedre deler av Gudbrandsdalslågen (Hunderaure), og i enkelte andre tilløpselver til Mjøsa. Det er ikke unaturlig at fisk dør i tilknytning til gytingen, men det er omfanget av dødeligheten og det faktum at slik høy dødelighet har forekommet over en femårsperiode, som volder en del bekymring. Man er først og fremst bekymret for reproduksjonen, altså at gytebestanden blir så liten at det går ut over antallet naturlig produserte ørretunger i vassdraget. Videre har det vært visse problemer med å skaffe tilstrekkelig antall stamfisk for produksjon av settefisk på Hunderfossen. Soppangrepene har også vært kraftige på gytmoden sik, og det er også sporadisk observert på lågåsild og harr. I nedre del av "Lågen" har problemet fortsatt også høsten 2000 både hos aure og sik. Omfanget av problemet har imidlertid vært betydelig mindre i 2000 enn årene før. Særlig merkelig var bedringene hos siken. I perioden 1997 til 1999 varierte andelen sik med synlige soppinfeksjoner hos gytefisk fanget ved Fåberg fra 14 – 16 %, mens den i 2000 kun var 1 %. Hos aure kontrollert i fisketrappa i Hunderfossen var andelen fisk med synlige soppinfeksjoner 24 % i 1999 og 15 % i 2000. Før 1999 foreligger det ikke tall for dette, men omfanget av soppinfeksjonen hos auren var utvilsomt størst i 1998.

Problemet med kraftige soppinfeksjoner og stor dødelighet på gytefisk har også gjort seg gjeldende i flere andre vassdrag i Sør-Norge på 1990-tallet, og også flere kultiveringsanlegg har i perioder hatt meget høy dødelighet spesielt på stamfisken pga. omfattende soppinfeksjoner. Problemet har vært kjent i lengre tid hos flere laksebestander bla. Rundt Oslofjorden, og på de Britiske øyer har alvorlige episoder vært kjent hos laks helt tilbake til 1800-tallet. Erfaringene med slike soppinfeksjoner hos gytefisk har normalt vært at det opptrer voldsomt over en periode på noen år, for så å forsvinne. Det er derfor grunn til å håpe at det også vil være tilfellet i Mjøsa og "Lågen".

Det har vist seg vanskelig å komme til bunns i hva som er den utløsende årsaken til soppangrepene på fisk. Soppen *Saprolegnia* forekommer naturlig i vassdragene og skaper normalt ikke problemer for frisk fisk. Hudlidelsen Ulcerativ dermal nekrose (UDN) ble påvist hos Hunderaure høsten 1999, og også hos sik ved Fåberg er det funnet lignende symptomer i huden. Det er sannsynlig at dette har sammenheng med soppinfeksjonen hos fisken, men det er imidlertid ikke kjent hva som forårsaker UDN. Direktoratet for naturforvaltning nedsatte i 1999 en gruppe som arbeider med å forsøke å belyse årsaksforholdene nærmere. Ikke minst vil det være viktig å få svar på om problemet kan overføres med smitte til andre vassdrag. Det er igangsatt arbeide med å få gjort en oppsummering av eksisterende kunnskap fra inn- og utland, og det er også gjennomført smitteforsøk ved Hunderfossen som viser at høye cortison-nivåer hos fisken gjør den mer utsatt for soppinfeksjoner. Det arbeides videre med å søke forskningsrådene om midler til mer omfattende forskning omkring problemet. Det foreligger en egen årsrapport for 2000 fra gruppen.



## 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
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.
- Braarud, T., B. Føyn. 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. 1993. Vannbruksplan for Vikselv-vassdraget. Stange kommune. 38 s.
- DN. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN Handbok 13 – 1999.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapp. Løpenr. 2355. 64 s.
- 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 julkaisu* 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. 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. 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., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G., L. Hessen, A. Kjeldsen og Melhuus, B. 1988. Mjøsa og tilrennende vassdrag. En bakteriologisk undersøkelse og en hygienisk vurdering. Notat utarbeidet av Byvetrinæren i Hamar 1988. 17 s.
- Kjellberg, G. et al. 1989. Hygienisk/bakteriologiske undersøkelse av Mjøsa og tilrennende vassdrag i oktober 1988. NOTAT. 17 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.nr. 558/94. NIVA 0-93032.
- Kjellberg, G. 1994. Biologisk befaringsundersøkelse av Hunnselva i 1993. Rapp.nr. 3050. NIVA 0-93086.
- 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 vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp., løpenr. 3819-98. 45 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.
- Langeland, A. og O. Skulberg. 1971. Undersøkelser av Mesnavassdraget ved Lillehammer. NIVA-rapp. O-63/68. 92 s.
- Lindstrøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). E-92432. 28 s.
- 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.
- 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.
- 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 forurensningsovervåkning (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. Høyringsdokument, Skjåk, Lom, Vågå, Sel kommunar.
- 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 fagrappport fra et sam-arbeidsprosjekt mellom Fylkesmennene og Fylkesland-bru skskontorene 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.
- Verduin, J. 1960. Phytoplankton communities of western Lake Eire and the CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> changes associated with them. Limnol. Oceanogr. 7: 372-380.
- 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.
- Welch, H.E. 1968. Use of modified diurnal curves for the measurement of metabolism in standing water. Limnol. Oceanogr. 13: 679-687.
- Willén, E. 2000. Phytoplankton in Water Quality Assessment - An Indicator Concept. Hydro. and Limnol. Aspects of Lake Monitoring. ISBN 471 89988-7
- 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 <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
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.

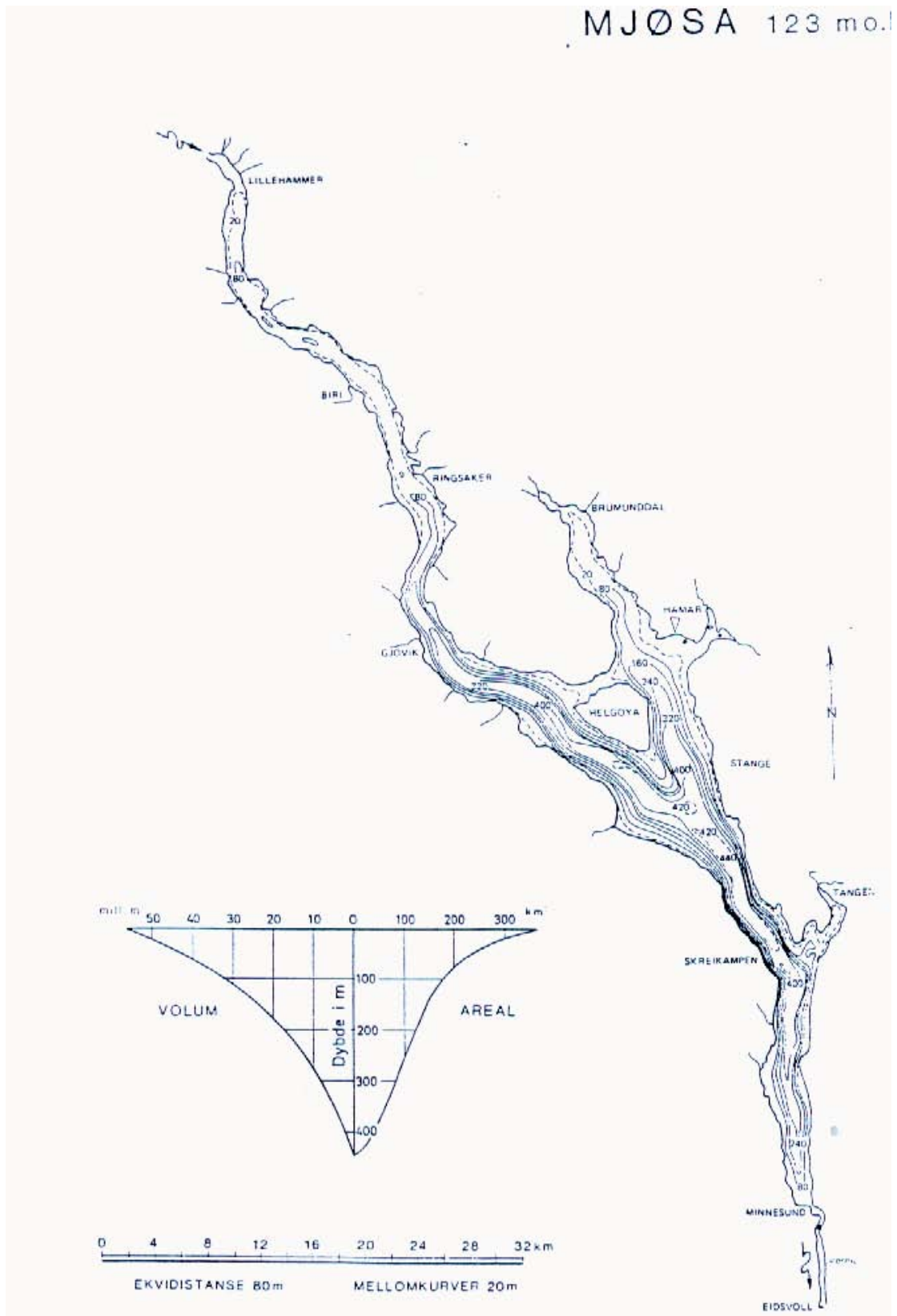
Nedbørfelt	16420 km <sup>2</sup>	Største målte dybde	449 m	Teor.oppholdstid	5,6 år
Høyde over havet	122 m	Midlere dybde	153 m	Reguleringsampl.	3,61 m
Lengde	117 km	Volum	56,244 mill.m <sup>3</sup>	Reguleringsmagas.	1312 mill.m <sup>3</sup>
Største bredde	14 km	Årlig midlere avløp	10,000 mill.m <sup>3</sup>	H.R.V.	123,19 m
Strandlinjeutvikling	43,8	Midl.avrenn. tot.	320 m <sup>3</sup> /s	L.R.V.	119,58 m
Overflate	362 km <sup>2</sup>	Midl.avrenn.v.Lågen	256 m <sup>3</sup> /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. I alt 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**  
**- Primærdata for Mjøsa i 2000 -**

**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.

Farge i mg Pt/l.

Alkalitet i mekv./l.

TOC i mg C/l.

Silisium i mg  $\text{SiO}_2$ /l.

Tabell I. Meteorologiske observasjoner ved Kise (forsøksstasjon på Nes), i 2000  
 N= Normalen (1931-60) N<sub>1</sub>= Normalen (1961-1990)

Måned	Middel temp °C			Nedbør mm			Soltimer		
	2000	N	N <sub>1</sub>	2000	N	N <sub>1</sub>	2000	N	N <sub>1</sub>
Januar	-1,6	-6,5	-7,4	18	35	36	58	31	31
Februar	-3,1	-6,8	-8,1	14	24	29	97	70	70
Mars	0,7	-3,5	-3,1	10	19	27	181	147	130
April	4,0	2,8	2,2	71	31	34	121	180	171
Mai	10,4	8,6	8,5	43	38	44	263	217	216
Juni	12,4	13,2	13,6	70	63	59	203	265	250
Juli	14,7	15,9	15,2	91	82	66	146	235	242
August	13,9	14,6	14,0	69	70	76	185	208	199
September	10,2	10,1	9,6	27	64	64	116	139	139
Oktober	8,7	5,0	5,1	145	50	63	37	83	85
November	4,8	0,2	-0,8	167	47	50	8	42	48
Desember	-0,4	-3,1	-5,3	53	40	37	15	21	20
Årsmiddel	6,2	4,2	3,6	-	-	-	-	-	-
Årssum	-	-	-	778	563	585	1433	1638	1601

Tabell II. Vanntemperatur (°C) ved fire stasjoner i Mjøsa, 2000.

**Stasjon, Brøttum**

Dato	22.5	13.6	11.7	14.8	13.9	15.10
<b>Dyp</b>						
<b>0,5</b>	9,9	11,5	11,1	15,0	12,6	10,3
<b>2</b>	9,8	11,3	11,1	15,0	12,6	10,3
<b>5</b>	9,0	11,1	11,1	14,7	12,6	10,3
<b>8</b>	8,1	10,6	10,5	14,5	12,6	10,3
<b>12</b>	7,8	8,4	10,4	13,8	12,4	10,2
<b>16</b>	7,8	7,5	9,5	13,4	11,1	10,0
<b>20</b>	7,2	7,4	8,0	12,7	8,3	9,8
<b>30</b>	6,5	5,6	6,4	7,7	7,2	9,3
<b>50</b>	4,5	4,9	5,3	5,6	5,6	6,7

Tabell II fort.

**Stasjon, Kise**

<b>Dato</b>	<b>22.5</b>	<b>13.6</b>	<b>11.7</b>	<b>14.8</b>	<b>13.9</b>	<b>15.10</b>
<b>Dyp</b>						
<b>0,5</b>	4,0	8,1	11,5	16,2	12,3	10,7
<b>2</b>	4,0	8,1	11,5	16,0	12,3	10,7
<b>5</b>	4,0	8,1	11,4	14,0	12,3	10,7
<b>8</b>	4,0	8,1	11,1	12,3	12,1	10,7
<b>12</b>	4,0	7,1	8,8	11,0	10,4	10,7
<b>16</b>	4,0	6,2	7,5	10,5	10,0	10,7
<b>20</b>	4,0	5,8	7,2	8,8	8,5	10,7
<b>30</b>	4,0	5,6	6,5	6,8	6,8	7,8
<b>50</b>	4,0	5,0	5,6	5,5	5,3	5,6

**Stasjon, Furnesfjorden**

<b>Dato</b>	<b>22.5</b>	<b>13.6</b>	<b>11.7</b>	<b>14.8</b>	<b>13.9</b>	<b>15.10</b>
<b>Dyp</b>						
<b>0,5</b>	9,3	10,1	11,5	15,7	13,1	11,2
<b>2</b>	8,5	10,1	11,5	15,7	13,1	11,2
<b>5</b>	7,2	10,0	11,4	15,0	13,1	11,2
<b>8</b>	5,1	9,9	9,8	13,1	13,0	11,2
<b>12</b>	4,8	9,9	8,7	11,3	12,8	11,1
<b>16</b>	4,7	8,5	8,1	9,0	12,0	11,0
<b>20</b>	4,6	8,0	8,0	8,0	10,8	11,0
<b>30</b>	4,5	6,8	7,0	6,5	8,9	10,3
<b>50</b>	4,3	5,0	5,8	5,4	7,1	6,1

**Stasjon, Skreia**

<b>Dato</b>	<b>23.5</b>	<b>15.6</b>	<b>28.6</b>	<b>14.7</b>	<b>27.7</b>	<b>10.8</b>	<b>31.8</b>	<b>14.9</b>	<b>26.9</b>	<b>14.10</b>	<b>3.11</b>
<b>Dyp</b>											
<b>0,5</b>	4,0	7,0	9,2	12,7	15,3	14,7	14,6	12,7	11,7	10,3	8,6
<b>2</b>	4,0	7,0	9,2	12,6	15,1	14,7	14,6	12,7	11,7	10,3	8,6
<b>5</b>	4,0	6,7	8,9	12,0	14,0	14,0	14,6	12,7	11,7	10,3	8,6
<b>8</b>	4,0	6,5	7,7	9,5	12,3	13,6	14,4	12,7	11,7	10,3	8,6
<b>12</b>	4,0	6,0	6,4	8,7	11,0	13,0	12,7	12,6	11,2	10,3	8,6
<b>16</b>	4,0	5,8	6,2	8,1	9,3	11,1	12,3	12,3	11,0	10,3	8,6
<b>20</b>	4,0	5,6	6,0	7,7	8,1	9,4	9,3	11,4	10,3	10,1	8,6
<b>30</b>	4,0	5,4	5,4	6,8	6,8	7,5	6,7	8,2	8,1	9,4	8,3
<b>50</b>	4,0	5,1	4,7	5,2	5,5	5,7	5,6	5,8	6,1	6,5	5,8

Tabell III Kjemidata fra dybdeprofiler ved fire stasjoner i Mjøsa, 2000.

Stasjon: Brøttum 3/4-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
2m	5,7	271	176
10m	3,1	362	273
20m	3,3	356	274
30m	3,4	404	318
60m	4,5	413	330
Middel	4,0	361	274
Dyp.mid.	3,8	379	293

Stasjon: Brøttum 22/5-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
2m	10,5	362	97
10m	10,8	236	89
20m	8,8	261	109
30m	9,5	284	128
60m	7,0	383	246
Middel	9,3	305	134
Dyp.mid.	9,1	306	145

Stasjon: Kise 7/4-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
2m	4,1	473	391
20m	3,3	484	395
50m	3,5	478	397
100m	3,3	485	401
180m	4,1	490	408
Middel	3,7	482	398
Dyp.mid.	3,6	484	400

Stasjon: Kise 22/5-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
2m	4,3	543	416
20m	5,9	578	421
50m	4,2	527	417
100m	4,3	533	416
180m	4,5	533	435
Middel	4,6	543	421
Dyp.mid.	4,5	538	421

Tabell III fort.

Stasjon: Furnesfjorden 7/4-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
2m	3,1	516	410
10m	2,7	567	411
20m	2,9	526	411
30m	2,9	504	413
60m	3,0	537	412
Middel	2,9	530	411
Dyp.mid.	2,9	527	412

Stasjon: Furnesfjorden 22/5-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
2m	5,6	596	430
10m	3,1	548	444
20m	3,3	570	452
30m	3,1	551	431
60m	2,7	561	432
Middel	3,6	565	438
Dyp.mid.	3,3	561	437

Stasjon: Skreia 7/4-00

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l
0,5 m	3,4	512	410
5 m	3,0	483	408
20 m	3,1	483	409
50 m	3,0	489	416
100 m	3,3	490	416
200 m	3,1	493	415
300 m	3,2	500	416
400 m	2,8	489	412
Middel	3,1	492	413
Dyp.mid	3,1	493	415

Stasjon: Skreia 23/5-00

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 <sub>3</sub> µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	Turb FTU
0,5m	7,20	0,230	4,0	9	1,7	5,3	557	443	2,05	0,24
5m	7,18	0,211	3,9	9	1,8	4,5	627	448	2,05	0,22
20m	7,18	0,206	3,9	9	2,2	4,3	626	446	2,03	0,26
50m	7,19	0,214	4,0	10	1,8	3,7	570	344	2,03	0,24
100m	7,18	0,207	4,0	9	1,8	4,1	538	442	2,03	0,23
200m	7,19	0,209	3,9	9	1,7	4,3	579	438	2,01	0,21
300m	7,20	0,210	4,0	10	1,7	4,1	601	440	2,04	0,25
400m	7,18	0,216	4,0	11	1,7	4,6	599	451	2,08	0,39
Middel	7,19	0,213	4,0	9,5	1,8	4,4	587	432	2,04	0,26
Dyp.mid	7,19	0,210	4,0	9,6	1,8	4,2	582	432	2,03	0,25

Tabell IV Siktedyp samt kjemidata og tot. klor. a-målinger fra blandprøve fra dybdesjiktet 0-10 meter ved fire stasjoner i Mjøsa, 2000.

## Stasjon: Brøttum

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l	Tot.kl.a µg/l
22.5	4,1	10,3	289	98	2,69
13.6	6,3	7,1	248	90	1,81
11.7	2,5	11,6	228	105	0,74
14.8	5,7	5,2	224	119	2,44
13.9	8,6	3,2	186	85	1,51
15.10	4,5	7,7	444	303	1,30
25.11	6,1	6,1	427	292	0,37
Middel mai - okt.	5,3	7,5	270	133	1,75
Middel juni - okt.	5,5	7,0	266	140	1,56

## Stasjon: Kise

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l	Tot.kl.a µg/l
22.5	13,6	4,1	541	417	0,39
13.6	8,1	6,0	417	277	1,37
11.7	4,1	6,2	295	195	1,57
14.8	8,3	5,1	313	184	1,59
13.9	9,6	3,1	318	213	1,40
15.10	6,0	5,4	301	166	1,88
25.11	5,5	5,9	504	371	0,43
Middel mai - okt.	8,3	5,0	364	242	1,37
Middel juni - okt.	7,2	5,2	329	207	1,56

## Stasjon: Furnesfjorden

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l	Tot.kl.a µg/l
22.5	8,6	4,2	569	429	2,18
13.6	6,0	7,3	548	373	4,29
11.7	7,5	6,7	455	325	2,08
14.8	7,8	5,1	376	245	1,90
13.9	8,4	3,5	375	246	1,65
15.10	7,9	6,0	375	259	2,48
25.11	5,1	6,8	653	484	0,55
Middel mai - okt.	7,7	5,5	450	313	2,43
Middel juni - okt.	7,5	5,7	426	290	2,48

Tabell IV forts.

Stasjon: Skreia

Dato	Siktedy p m	pH	Alk. pH 4,2 mmol/l	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO <sub>3</sub> µg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l	Tot.kl.g µg/l	Kond. mS/m
23.5	14,1	7,23	0,212	4,8	551	444	2,03	0,29	4,0
15.6	11,4	7,44	0,210	5,0	510	374	2,07	1,32	3,9
28.6	9,9	7,40	0,210	4,5	488	379	1,87	1,56	4,0
14.7	8,0	7,49	0,190	4,6	360	322	2,22	1,69	3,3
27.7	6,7	7,40	0,200	6,4	357	231	-	1,98	3,2
10.8	8,0	7,42	0,190	5,2	350	224	2,12	2,27	3,3
31.8	8,5	7,28	0,200	5,5	370	226	1,69	2,85	3,2
14.9	8,5	7,20	0,190	3,7	375	251	1,88	1,86	3,4
26.9	9,9	7,40	0,200	4,4	373	275	1,89	2,22	3,4
14.10	8,5	7,20	0,200	4,3	398	297	2,02	1,32	3,5
3.11	8,0	7,22	0,220	5,1	463	367	2,04	0,95	3,8
25.11	6,5	-	-	4,7	506	397	-	0,46	-
Middel mai-okt.	9,2	7,37	0,202	4,9	418	308	1,98	1,66	3,5
Middel juni-okt.	8,7	7,38	0,201	4,9	404	295	1,98	1,80	3,5

Tabell V

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, St\_Brøttum, 0-10m

Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	5	6	7	8	9	10	11
	Dag	22	13	11	14	13	15	25

Chlorophyceae (Grønnalger)

Ankistrodesmus falcatus	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Botryococcus braunii	.	.	.	0,8	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	0,1	0,1	.	1,6	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	1,1	0,3	.	.	.
Cosmarium pygmaeum	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Dictyosphaerium pulchellum v.minutum	.	.	.	1,2	.	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	.	0,5	0,3	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	.	1,1	.	.	.
Koliella longiseta	0,3	.	0,2	.	.	.	.	.
Oocystis marssonii	.	.	.	0,4	.	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	.	.	.	0,3	.	.	.
Paramastix conifera	0,9	.	.	.	.	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	.	.	0,3	.	.	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	.	0,5	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	1,4	0,1	0,6	5,9	2,1	0,3	0,0	

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	0,8	0,1	0,1	.	0,1	.	.	.
Bitrichia chodatii	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Chrysochromulina parva	0,6	0,1	.	3,7	2,3	0,1	0,6	
Chrysolykos skujai	.	0,4	.	0,7	.	.	.	.
Craspedomonader	0,5	0,4	0,1	.	0,1	1,1	1,3	
Dinobryon bavaricum	.	.	0,5	0,4	.	.	.	.
Dinobryon borgei	1,2	3,0	.	0,3	0,3	0,1	.	.
Dinobryon crenulatum	1,4	.	0,2	14,4	2,0	.	.	.
Dinobryon cylindricum var.alpinum	.	0,1	.	.	.	.	.	.
Dinobryon divergens	.	0,1	0,2	1,7	0,6	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	.	3,5	0,8	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0,2	.	.	.	.	.	.
Kephyrion boreale	.	0,1	.	.	.	.	.	.
Kephyrion litorale	.	.	.	0,1	.	.	.	.
Kephyrion sp.	0,1	0,4	0,1	0,1	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	.	0,2	.	1,1	.	.	.
Mallomonas cf.maiorensis	.	.	.	2,7	.	.	.	.
Mallomonas crassisquama	.	.	.	4,5	2,4	.	.	.
Mallomonas elongata	.	.	.	.	.	0,5	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	.	.	.	.	.	1,0	0,4	
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	13,7	6,7	3,0	6,4	2,4	7,0	3,0	
Pseudokephyrion alaskanum	.	0,2	.	.	.	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	52,0	34,8	9,2	29,5	8,1	11,5	7,8	
Spiniferomonas sp.	.	.	.	1,6	.	.	.	.
Stelaxomonas dichotoma	.	.	0,3	0,3	.	1,1	0,2	
Store chrysomonader (>7)	26,7	20,7	4,7	6,9	0,9	2,6	0,9	
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	7,2	.	0,2	0,4	0,3	0,3	0,2	



Ubest.chrysohycee	0,4	0,1	.	0,1	.	.	0,2
Uroglena americana	.	8,0	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger	104,6	75,3	19,0	77,2	21,4	25,3	14,4
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	0,2	.	.	.	.
Asterionella formosa	1,0	.	0,4	1,5	7,3	4,2	1,5
Aulacoseira alpigena	0,5	.	1,5	1,4	2,3	1,5	1,1
Ceratoneis arcus	0,5	.	0,8	.	.	.	.
Cyclotella comensis	.	.	.	.	0,7	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	2,3	0,2	0,5	.
Cyclotella glomerata	.	.	.	0,4	.	.	.
Cyclotella radiosa	.	.	.	.	.	0,6	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	.	2,4	1,9	0,7
Diatoma tenue	2,9	0,6	.	.	.	.	.
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	11,6	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	0,3	2,2	2,8	0,6	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	0,5	0,7	.	.	0,2	.
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	.	.	1,5	.	0,5	0,3
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	2,0	.	.	.	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	.	.	0,9	0,2
Rhizosolenia longiseta	.	0,8	.	0,4	0,9	2,3	0,2
Tabellaria fenestrata	.	0,6	.	3,3	4,5	24,2	8,6
Tabellaria flocculosa	.	3,2	.	.	.	0,2	.
Sum - Kiselalger	6,9	5,6	4,0	12,9	21,0	48,9	12,6
Cryptophyceae (Svelgflagellater)							
Cryptaulax vulgaris	0,3	.	.	.	.	0,3	0,3
Cryptomonas cf.erosa	0,9	0,9	1,9	6,9	6,0	7,8	1,0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	2,9	1,4	11,2	17,6	10,9	.
Cryptomonas marssonii	.	0,8	.	2,2	2,7	2,4	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	2,0	1,5	0,5	17,0	19,0	25,9	3,0
Katablepharis ovalis	11,6	4,9	0,4	13,6	0,7	0,6	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	49,7	48,9	10,7	37,6	35,2	13,4	1,4
Rhodomonas lens	.	.	.	.	1,1	1,1	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,2	0,7	0,4	1,7	4,6	0,1	.
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	0,2	.	.	0,2	.	.
Sum - Svelgflagellater	65,7	60,7	15,3	90,1	87,0	62,4	6,2
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Gymnodinium cf.lacustre	20,0	2,0	0,5	5,3	.	.	0,8
Gymnodinium helveticum	.	.	.	.	.	2,4	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0,2	0,2	0,5	6,2	0,7	0,2	.
Peridinium (Peridiniopsis) polonicum	2,2	.	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	1,3	1,7	0,3	.	0,7	.	.
Peridinium umbonatum	.	.	.	2,6	.	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,2	1,3	.	11,7	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	5,8	1,9	0,4	1,6	.	.	0,3
Sum - Fureflagellater	30,8	7,0	1,7	27,4	1,4	2,6	1,1
My-alger							
My-alger	8,3	9,3	7,7	8,5	8,2	8,7	3,9
Sum - My-alge	8,3	9,3	7,7	8,5	8,2	8,7	3,9
Sum totalt :	217,6	158,2	48,2	222,1	141,1	148,3	38,2

Tabell VI

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, St\_Kise, 0-10m

	Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)							
	År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	5	6	7	8	9	10	11
	Dag	22	13	11	14	13	15	25
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>								
Anabaena lemmermannii	.	.	.	0,7	.	.	.	.
Planktothrix agardhii	.	.	.	.	.	1,2	.	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	1,2	0,0	0,0
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>								
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	0,2	.	0,1	.	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	0,5	0,3	.	.	.
Gloeoitila sp.	.	.	.	0,2	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis	.	1,3	1,3	1,3	.	.	.	.
Koliella longiseta	.	.	0,4	0,3	.	.	.	.
Koliella sp.	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium griffithii	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Nephrocytium lunatum	.	.	.	.	0,4	.	.	.
Oocystis marssonii	.	.	.	.	0,2	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	0,3	.	0,5	.	.	.	.
Paulschulzia pseudovolvox	.	.	.	.	0,5	.	.	.
Selenastrum capricornutum	.	.	.	0,2	.	.	.	.
Ubest.gr.flagellat	0,2	0,3	.	.	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	0,4	2,2	1,9	3,2	1,3	0,0	0,0	0,0
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>								
Aulomonas purdyi	.	0,1	.	.	.	.	.	.
Chrysidiastrum catenatum	.	0,4	.	.	.	.	.	.
Chrysochromulina parva	0,4	7,0	5,9	0,9	1,2	1,2	0,0	0,0
Chrysolynos skjulai	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Craspedomonader	1,3	1,1	0,3	2,3	0,4	1,1	0,6	0,6
Dinobryon bavarium	.	1,1	1,2	.	.	.	.	.
Dinobryon borgei	.	0,8	0,8	0,2	0,3	.	.	.
Dinobryon crenulatum	.	.	1,3	6,6	.	.	.	.
Dinobryon cylindricum var.alpinum	.	.	0,1	.	.	.	.	.
Dinobryon divergens	.	.	.	3,0	4,8	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	.	1,3	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0,2	0,3	0,3	.	.	.	.
Kephyrion sp.	.	0,1	0,4	0,4	.	0,1	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	1,2	.	.	0,5	.	.	.
Mallomonas cf.maiorensis	.	.	0,7	.	.	.	.	.
Mallomonas crassiquama	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Mallomonas elongata	.	.	.	.	.	2,2	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Mallomonas spp.	.	2,7	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2,1	3,1	4,8	5,2	3,1	4,7	3,0	3,0
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	0,2	.	0,2	0,2	.	.
Små chrysomonader (<7)	2,2	46,5	23,4	20,0	5,3	9,1	7,2	7,2
Spiniferomonas sp.	.	.	0,4	.	.	.	.	.
Stelaxomonas dichotoma	.	1,3	0,5	.	.	.	0,2	0,2
Store chrysomonader (>7)	1,7	17,2	8,6	6,0	3,4	3,4	3,0	3,0
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	.	.	.	0,9	.	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,5	.	1,7	0,7	.	0,3	0,7	0,7
Ubest.chrysophyceae	.	.	.	.	.	.	0,1	0,1
Uroglena americana	.	67,3	.	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger	8,2	150,0	50,7	46,7	19,4	23,8	14,8	14,8
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>								
Asterionella formosa	2,0	8,7	5,6	15,4	13,2	7,8	6,7	6,7
Aulacoseira alpigena	0,9	.	0,9	1,8	.	1,2	.	.
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	18,9	.	.	.	.	.	.	.
Cyclotella comensis	.	.	.	0,9	.	0,9	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	2,9	.	.	.	.
Cyclotella glomerata	1,4	3,2	1,1	0,4	1,3	1,1	.	.
Cyclotella radiosa	.	.	.	.	.	0,6	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	.	3,2	.	1,6	1,6
Diatoma tenuis	.	0,3	.	.	.	.	.	.
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	1,3	3,3	3,3
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	1,4	0,5	.	1,9	1,4	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,4	.	.	1,1	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	8,4	11,7	3,0	.	0,5	.	0,3	0,3
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	.	.	0,5	0,2	0,2
Rhizosolenia longiseta	0,2	4,8	0,8	.	2,8	1,4	0,9	0,9
Stephanodiscus hantzschii	2,6	0,3	.	0,6	1,0	.	.	.
Tabellaria fenestrata	10,4	13,3	15,9	23,1	51,9	13,0	6,1	6,1
Tabellaria flocculosa	.	0,8	.	.	.	.	.	.
Sum - Kiselalger	46,3	44,6	27,8	46,2	75,7	29,2	19,1	19,1

Cryptophyceae (Svelgflagellater)								
Cryptaulax vulgaris	.	.	0,3	.	.	.	.	0,2
Cryptomonas cf.erosa	2,2	.	9,5	9,9	5,0	10,1	0,5	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1,4	5,2	8,0	13,6	8,8	14,4	0,8	
Cryptomonas marssonii	.	.	1,2	2,0	0,8	4,7	.	
Cryptomonas spp. (l=24-30)	2,7	6,8	7,2	13,5	10,0	23,7	1,0	
Katablepharis ovalis	0,4	3,4	4,1	5,6	0,2	1,4	0,7	
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	7,7	53,0	79,5	31,6	23,7	7,0	2,8	
Rhodomonas lens	.	1,1	1,1	.	1,1	0,2	1,1	
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	0,1	8,6	3,2	0,4	.	
Sum - Svelgflagellater	14,3	69,4	111,0	84,8	52,8	61,7	7,0	
Dinophyceae (Fureflagellater)								
Gymnodinium cf.lacustre	0,5	4,2	7,4	3,2	.	1,1	0,6	
Gymnodinium cf.uberrimum	.	2,9	.	3,3	.	3,3	.	
Gymnodinium helveticum	.	.	4,8	2,4	2,4	2,4	.	
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	0,5	1,0	.	0,5	.	0,2	
Peridinium sp. (l=15-17)	0,7	3,3	0,7	.	.	.	1,3	
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	1,2	0,5	3,6	.	.	.	
Ubest.dinoflagellat	0,2	.	0,9	0,4	.	.	0,2	
Sum - Fureflagellater	1,4	12,1	15,3	12,9	2,9	6,8	2,3	
My-alger								
My-alger	3,3	11,9	6,4	8,0	3,6	6,1	4,5	
Sum - My-alge	3,3	11,9	6,4	8,0	3,6	6,1	4,5	
Sum totalt :	73,9	290,2	213,0	202,4	155,7	128,8	47,7	

Tabell VII

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, St\_Furnesfj\_0-10m

	Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)							
	År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	5	6	7	8	9	10	11
Dag	22	13	11	14	13	15	25	
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>								
Planktothrix agardhii	.	.	.	.	.	.	.	0,8
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>								
Ankyra judayi	.	.	.	.	0,5	.	.	.
Botryococcus braunii	.	.	.	.	.	0,7	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	1,6	0,2	.	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	.	.	0,1	.	.
Cosmarium pygmaeum	.	.	.	.	0,4	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	.	0,3	.	0,1	.
Gloeotila sp.	.	.	.	.	0,8	.	.	.
Gyromitus cordiformis	.	1,2	0,2	.	.	0,7	.	.
Koliella longiseta	.	1,0	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	0,2	.	.	0,3	.	.	.
Monoraphidium griffithii	.	.	.	.	0,2	0,1	.	.
Nephrocytium lunatum	.	.	.	.	0,2	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	.	0,3	.	1,5	.	.	.
Platymonas sp.	1,6	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus ecomis	.	.	.	.	1,2	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	.	.	0,1	.	.	.	.
Ubest.gr.flagellat	2,6	0,7	0,2	0,2	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	5,8	3,4	0,6	0,3	5,2	1,6	0,1	
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>								
Aulomonas purdyi	0,3	.	.	.	.	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	.	.	.	.	.	0,2
Chrysidiastrum catenatum	.	5,6	.	.	.	.	.	.
Chrysochromulina parva	6,5	44,8	4,1	0,3	1,2	0,5	0,1	
Chrysolykos skjulai	0,2	.	0,1	.	.	.	.	.
Chrysophaerella longispina	1,1	.	.	.	.	.	.	.
Craspedomonader	3,2	0,7	1,7	5,7	0,4	1,5	0,6	
Cyster av Uroglena americana	.	58,3	.	.	.	.	.	.
Dinobryon bavaricum	.	3,7	1,2	.	.	.	.	.
Dinobryon borgei	0,7	1,7	0,2	0,1	0,3	.	.	.
Dinobryon crenulatum	.	.	0,4	4,4	.	.	.	.
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon divergens	0,3	.	.	7,9	3,0	0,2	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	6,0	.	.	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0,8	.	0,3	.	.	.	.
Kephyrion sp.	.	.	1,4	0,2	.	0,1	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	1,4	.	.	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,2	1,1	.	0,5	0,5	0,8	0,3	
Mallomonas cf.maiorensis	.	1,3	.	0,7	.	.	.	.
Mallomonas elongata	.	.	0,6	0,6	.	3,7	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,2	5,3	0,6	.	.	1,1	.	.
Mallomonas spp.	.	2,5	2,3	.	4,0	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4,8	1,9	4,7	7,0	2,8	2,6	3,9	
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	.	0,2	.	.	.	.
Pseudokephyrion attenuatum	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	33,4	44,8	20,2	13,3	11,2	7,6	9,0	
Spiniferomonas sp.	.	.	.	0,4	0,4	.	.	.
Stelaxomonas dichotoma	.	.	.	.	.	0,7	.	.
Store chrysomonader (>7)	4,3	13,8	6,0	3,4	2,6	1,7	2,2	
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	0,9	.	.	.	.	.	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0,7	0,3	.	.	0,2	1,2	
Ubest.chrysophyceae	.	0,1	.	.	.	.	0,2	
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	.	4,0	.	.	.	.	.	
Uroglena americana	21,1	107,3	.	.	.	.	.	
Sum - Gullalger	77,4	306,6	44,1	44,9	26,4	20,6	17,6	
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>								
Asterionella formosa	23,0	87,5	12,8	47,0	21,9	3,7	7,2	
Aulacoseira alpigena	.	.	.	1,1	2,4	0,3	1,2	
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	0,7	.	.	.	.	.	.	
Aulacoseira italica v.tenuissima	1,7	.	.	0,4	.	.	.	
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	2,9	3,7	.	.	
Cyclotella glomerata	4,1	4,1	0,6	0,9	1,3	.	.	
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	2,1	1,1	1,1	0,5	
Diatoma tenuis	.	.	.	0,4	.	.	.	
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	3,3	5,1	.	
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,5	1,0	.	1,0	2,8	1,0	.	
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,1	.	1,1	.	.	.	.	

Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	18,5	27,4	2,3	0,5	.	.	0,3
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	0,5	.	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	.	.	2,8	1,2
Rhizosolenia longiseta	0,8	11,9	8,0	0,5	1,9	2,8	1,6
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	1,1	.	.	.	.	.	.
Stephanodiscus hantzschii	0,5	.	.	1,1	7,7	.	1,0
Tabellaria fenestrata	7,6	32,0	17,4	26,7	45,9	20,7	15,5
Tabellaria flocculosa	.	1,6	.	.	.	.	.
<b>Sum - Kiselalger</b>	<b>59,4</b>	<b>165,5</b>	<b>42,5</b>	<b>84,6</b>	<b>91,9</b>	<b>37,4</b>	<b>28,4</b>
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>							
Cryptaulax vulgaris	.	.	.	.	.	0,2	0,6
Cryptomonas cf.erosa	.	9,5	12,7	3,5	6,5	12,0	3,4
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3,6	14,1	1,8	10,4	10,4	16,8	2,9
Cryptomonas marssonii	.	3,2	0,4	0,7	1,8	3,2	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	4,0	11,5	2,3	12,1	21,5	39,6	7,2
Katablepharis ovalis	4,8	11,9	9,0	1,9	.	0,8	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	178,1	127,4	37,1	22,7	12,7	7,4	1,3
Rhodomonas lens	1,1	1,1	2,1	1,1	3,2	.	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,8	6,0	.	.	2,9	1,7	.
<b>Sum - Svelgflagellater</b>	<b>193,3</b>	<b>184,6</b>	<b>65,4</b>	<b>52,4</b>	<b>58,9</b>	<b>81,7</b>	<b>15,9</b>
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>							
Ceratium hirundinella	6,0	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	1,0	6,4	.	1,1	1,1	1,1	0,2
Gymnodinium cf.uberrimum	.	2,5	.	.	.	.	.
Gymnodinium helveticum	.	.	2,4	2,4	4,8	.	2,8
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0,8	2,2	.	.	1,2	.	.
Peridinium (Peridinopsis) polonicum	2,3	.	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0,3	5,3	1,0	.	0,3	0,7	1,3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	2,8	0,9	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	1,1	0,5	.	.	.	.	.
<b>Sum - Fureflagellater</b>	<b>11,5</b>	<b>16,8</b>	<b>6,2</b>	<b>4,4</b>	<b>7,4</b>	<b>1,7</b>	<b>4,3</b>
<b>My-alger</b>							
My-alger	12,2	17,7	11,0	5,6	4,9	5,4	8,9
<b>Sum - My-alge</b>	<b>12,2</b>	<b>17,7</b>	<b>11,0</b>	<b>5,6</b>	<b>4,9</b>	<b>5,4</b>	<b>8,9</b>
<b>Sum totalt :</b>	<b>359,6</b>	<b>694,6</b>	<b>169,8</b>	<b>192,1</b>	<b>194,7</b>	<b>148,4</b>	<b>76,0</b>

Tabell VIII

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Mjøsa, st\_Skreia, 0-10m

Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	11	11
	Dag	23	15	28	14	27	10	31	14	26	14	3	25
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>													
Anabaena lemmermannii		.	.	.	.	.	0,5	0,1	0,3	.	.	.	.
Tychonema bourrellyi		1,3	.	.	.	.	.	.	.	.	1,0	0,8	.
Sum - Blågrønnalger		1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,3	0,0	1,0	0,8	0,0
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>													
Ankyra lanceolata		.	.	.	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.
Carteria sp. (l=6-7)		.	.	.	.	.	.	0,4	0,4	0,5	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	0,1	.	0,5	.	.	.	.	.	0,2	1,6	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		.	.	0,3	0,3	0,4	1,7	0,3	0,5	0,3	1,2	0,3	0,2
Crucigeniella rectangularis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5,2	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		.	.	.	.	0,7	.	.	0,3	0,6	.	.	.
Gloeotila pulchra		.	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis		.	.	1,1	.	.	.	.	0,1	.	.	.	0,3
Koliella longiseta		.	1,9	.	0,3	0,4	0,7	0,4	.	.	.	.	.
Koliella sp.		0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lagerheimia genevensis		.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	.	.	.	.	.	0,2	.	0,2	0,2	0,2	.
Nephrocytium lunatum		.	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Oocystis rhomboidea		.	.	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		.	.	.	0,6	.	.	.	.	0,4	0,1	.	.
Platymonas sp.		.	1,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quadrigula pfitzeri		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,3	.
Scourfieldia complanata		.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Selenastrum capricornutum		.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum gracile		.	.	.	.	4,0	.	.	.	.	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)		.	.	.	.	.	.	2,0	.	.	.	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		.	.	.	.	.	.	.	.	2,3	.	.	.
Ubest.gr.flagellat		0,1	0,3	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.
Sum - Grønnalger		0,2	4,2	2,0	1,7	5,6	3,6	4,3	1,4	4,5	1,7	8,5	0,5
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>													
Chrysochromulina parva		0,3	2,0	4,3	2,5	.	0,5	0,5	.	5,0	1,4	0,3	0,1
Chrysolykos planctonicus		.	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.	.
Chrysolykos skujai		.	.	0,1	0,2	.	0,1	.	.	.	.	.	.
Craspedomonader		0,8	0,3	1,3	0,3	0,6	1,6	1,5	1,5	0,4	1,1	1,0	1,1
Cyster av chrysophyceer		.	.	1,1	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Dinobryon bavaricum		.	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon borgei		.	0,7	0,5	0,5	0,6	.	0,3	0,4	0,6	0,1	.	.
Dinobryon crenulatum		.	.	.	2,0	3,9	0,9	0,4	.	.	.	.	.
Dinobryon cylindricum		.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon cylindricum var.alpinum		.	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon divergens		.	.	.	.	.	3,7	18,9	1,4	.	.	.	.
Dinobryon sociale		.	.	6,3	3,9	.	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum		.	.	0,3	0,6	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Kephyrion boreale		.	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Kephyrion litorale		.	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Kephyrion sp.		.	.	.	0,4	0,4	0,1	.	0,1	0,2	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		.	1,3	.	1,6	2,4	0,6	0,5	0,5	1,2	0,9	0,5	.
Mallomonas caudata		.	.	.	0,8	.	.	.	1,3	.	.	.	.
Mallomonas cf.maioresis		.	.	.	1,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)		.	0,5	1,1	5,0	0,4	.	9,9	0,8	6,5	0,6	0,4	0,2
Mallomonas spp.		.	.	.	2,5	1,7	.	.	0,1	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		1,0	2,9	3,4	5,4	4,5	4,9	3,4	3,9	3,7	2,5	2,1	2,9
Pseudokephyrion alaskanum		.	.	.	.	0,2	0,2	0,2	.	.	.	.	.
Pseudokephyrion sp.		.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Små chrysomonader (<7)		1,8	22,3	13,4	12,9	16,0	11,7	9,0	9,5	14,1	7,0	4,1	5,0
Spiniferomonas sp.		.	.	.	1,2	.	0,7	.	.	.	0,4	.	.
Stelaxomonas dichotoma		.	.	.	0,3	.	.	.	.	0,3	0,3	0,1	.
Store chrysomonader (>7)		.	10,3	11,2	6,9	7,8	4,3	6,0	3,4	6,0	2,6	1,3	1,7
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		.	.	.	0,2	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)		.	.	2,9	2,1	1,7	1,3	0,7	.	.	0,8	0,2	0,6
Ubest.chrysophyce		.	.	0,1	.	.	0,1	.	0,1	0,1	0,1	0,1	.
Uroglena americana		.	16,8	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger		3,9	57,2	47,2	51,5	40,8	30,8	51,5	23,0	38,5	18,2	10,2	11,6
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>													
Asterionella formosa		0,8	14,9	31,3	12,3	15,2	32,3	41,6	21,1	12,4	7,3	9,2	5,3
Aulacoseira alpigena		.	.	.	.	0,2	0,4	4,5	3,6	0,7	1,5	0,9	0,4
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)		8,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima		.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,4	0,3	.
Cyclotella comensis		.	.	.	.	.	.	2,0	1,3	.	.	.	.
Cyclotella comta v.oligactis		.	.	.	.	.	.	.	.	9,0	3,4	.	.
Cyclotella glomerata		1,1	1,7	0,3	0,7	0,9	3,0	3,3	1,7	2,8	0,6	0,3	.
Cyclotella radiosa		.	.	.	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.

NIVA 4364-2001

Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	.	1,1	1,1	8,0	2,1	2,1	2,0	2,7	.
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	.	4,4	3,3	7,9	9,9	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	.	1,1	0,6	1,1	3,9	3,9	2,8	0,8	0,3	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	.	.	.	0,6	0,2	1,5	.	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	10,8	21,5	13,8	1,8	.	.	.	.	.	0,3	.	1,0
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	.	.	1,6	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	0,9	1,2	.	.	1,4	1,9	0,4	1,2	0,4	0,2
Rhizosolenia longiseta	0,7	1,4	3,2	7,4	0,5	2,3	3,2	2,3	1,4	1,8	1,2	1,6
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	1,3	0,9	0,9	.	.	.	.	0,9	.	.	.	.
Stephanodiscus hantzschii	.	.	0,4	0,4	1,6	0,9	9,9	1,6	4,4	2,4	0,4	.
Tabellaria fenestrata	.	0,6	27,6	18,4	37,2	22,8	87,8	55,8	22,2	16,9	28,4	3,3
Tabellaria flocculosa	.	1,2	.	.	.	.	1,0	.	.	.	.	.
Tabellaria flocculosa v.teilingii	.	.	.	.	.	.	5,4	.	.	.	.	.
Sum - Kiselalger	23,1	42,2	78,4	45,4	57,7	64,1	177,9	99,5	66,6	50,5	44,2	11,8
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>												
Cryptaulax vulgaris	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	0,3	.
Cryptomonas cf.erosa	.	3,7	7,4	3,4	16,2	10,3	.	13,5	18,7	3,6	7,7	1,3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,4	1,6	0,8	2,0	6,4	7,6	7,9	7,6	15,8	8,8	6,3	0,9
Cryptomonas marssonii	.	1,8	2,2	1,6	7,2	0,7	3,9	4,7	5,8	3,2	0,7	0,4
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	.	1,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	.	.	0,8	10,7	4,4	7,4	.	.	2,6	.	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	0,5	12,1	7,0	8,0	17,5	12,0	22,0	13,5	45,1	10,5	13,0	3,5
Katablepharis ovalis	.	2,1	5,2	7,6	10,1	5,6	0,6	0,5	1,1	.	.	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	5,2	45,0	48,1	42,4	61,0	41,7	12,5	30,2	45,6	8,1	3,0	2,0
Rhodomonas lens	1,1	1,1	3,2	1,1	1,1	2,1	2,1	0,9	2,8	0,5	1,1	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	.	.	2,9	.	2,7	1,6	0,4	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	7,3	67,4	73,9	68,3	133,0	84,5	59,1	72,5	135,2	37,7	32,1	8,5
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>												
Gymnodinium cf.lacustre	0,5	4,2	2,1	6,4	5,3	1,1	.	1,0	1,1	0,6	0,7	0,4
Gymnodinium helveticum	.	2,4	2,4	.	.	2,4	8,0	.	10,4	.	6,0	9,0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	0,5	3,2	1,2	3,2	4,6	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	1,0	1,3	.	17,5	.	.	.	4,3	2,0	.	0,7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	.	1,4	1,4	2,1	0,7	.	1,2	.	0,8	.
Ubest.dinoflagellat	.	0,5	.	.	.	.	.	.	0,5	0,2	.	.
Sum - Fureflagellater	1,0	11,3	7,0	10,9	28,8	5,6	8,7	1,0	17,5	2,8	7,5	10,1
<b>Raphidophyceae</b>												
Gonyostomum semen	.	.	7,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Raphidophyceae	0,0	0,0	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>My-alger</b>												
My-alger	4,9	12,0	8,7	12,3	8,4	9,3	9,8	8,5	10,5	7,1	8,1	10,1
Sum - My-alge	4,9	12,0	8,7	12,3	8,4	9,3	9,8	8,5	10,5	7,1	8,1	10,1
Sum totalt :	41,7	194,2	224,9	190,1	274,2	198,5	311,4	206,1	272,9	118,9	111,3	52,6

Tabell IX Målt primærproduksjon ( $C_{14}$ -teknikk) ved stasjon, Skreia i 2000.

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 <sup>2</sup> /døgn	19	118	88	75	140	165	105	144	36	34	6

Årsproduksjon (mai-oktober) (g C/m<sup>2</sup>/år): 15  
Midlere døgnproduksjon (mg C/m<sup>2</sup>/døgn): 79  
Maksimum døgnproduksjon (mg C/m<sup>2</sup>/døgn): 165

Tilnærmet reelle årsproduksjon: 30 – 38 g C/m <sup>2</sup> /år
--



Tabell X. Forekomst av planktonkrepsdyr i Mjøsas frie vannmasser, stasjon Skreia 2000, uttrykt som individantall og mg tørrvekt pr. m<sup>2</sup> fra sjiktet 0-50m. Forekomst av *Mysis* er uttrykt som individantall og mg tørrvekt og *Gammaracanthus* som individantall pr. m<sup>2</sup> fra sjiktet 0-120m.

Dato	23.5	15.6	28.6	14.7	27.7	10.8	31.8	14.9	26.9	14.10	3.11
Art											
<i>Hoppekreps</i>											
<i>Limnocalanus macrurus</i>	27460	27840	4900	-	-	-	-	100	200	400	-
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	61000	110940	44960	25740	53340	274160	53020	65840	69880	40500	14880
<i>Heterocope appendiculata</i>	2540	7280	2260	5400	1000	2600	240	-	440	-	-
<i>Cyclops lacustris</i>	6040	17440	5880	3880	2440	4660	15800	31720	60440	18140	20180
<i>Thermocyclops oithonoides/</i>											
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	4220	11120	7540	10280	33740	42500	99200	139320	170260	96400	16160
<i>Cyclops scutifer</i>	-	140	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclopoida</i> ubest.	-	-	100	-	-	120	-	-	120	400	-
<i>Vannlopper</i>											
<i>Daphnia galeata</i>	-	140	220	1140	5080	27920	8760	50260	74340	4520	800
<i>Daphnia cristata</i>	-	100	360	-	1680	8700	6580	23700	23380	18520	4220
<i>Bosmina longispina</i>	940	2120	25320	116700	88020	56280	52180	63500	24640	8840	2760
<i>Bosmina longirostris</i>	-	-	40	1340	180	-	-	-	640	-	280
<i>Holpedium gibberum</i>	-	-	320	2720	2960	1940	140	220	100	-	-
<i>Leptodora kindtii</i>	-	-	400	1020	2160	3220	240	140	520	-	-
<i>Polyphemus pediculus</i>	-	-	-	620	3860	1200	900	380	-	-	-
<i>Bythotrephes longimanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	160	-	-	-
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-
<i>Chydoridae</i> ubest.	-	-	-	-	-	-	140	-	-	-	-
Sum krepsdyrplankton	102200	177120	92300	168840	194500	423300	237200	375340	424960	187720	59280
Biomasse, mg tørrvekt	657,0	1303,6	473,6	549,9	521,4	1117,9	381,8	977,6	1329,9	614,9	289,0
<i>Mysis relicta</i> totalt	53	151	162	189	108	80	117	113	32	54	67
Årsunger (0+)	39	103	140	180	100	66	109	95	27	36	57
Flerårige (1+ og 2+)	14	48	22	9	8	14	8	18	5	18	10
Biomasse, mg tørrvekt	23,4	167,0	106,4	85,5	79,2	106,3	147,6	194,0	61,3	145,8	137,3
<i>Gammaracanthus loricatus</i>	1	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-

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 12. september 2000.

Dyp	1m		15m		30m		1m	15m	30m
	37°C	44°C	37°C	44°C	37°C	44°C	Kimtall	Kimtall	Kimtall
1	1	2	5	0			410	288	
2	2	3	3	4	10	1	364	368	25
3	1	0	8	1	2	2	440	332	19
4	1	1	6	1	3	0	352	264	33
5	1	0	7	1	3	1	194	182	33
6	1	2	7	3	3	1	124	201	16
7	0	0	1	0	3	1	86	299	4
8	4	0	1	0	1	1	105	182	1
9	3	1	3	0	2	0	127	40	6
10	0	0	2	3	1	0	49	98	4
11	8	2	6	7	2	0	39	59	4
12	4	1	3	2	1	0	75	134	5
13	13	3	2	0	0	1	53	97	7
14	5	4	6	1	2	1	79	232	11
15	5	0	4	0			360	54	
16	2	3	1	0	0	1	208	93	44
17	6	1	2	0	1	0	135	189	36
18	4	4	0	0	0	0	184	120	10
19	0	1	2	0	0	0	121	280	16
20	13	0	4	1			67	32	
20a	84	40					940		
21	0	0	0	0	0	0	18	19	10
22	1	1	0	0	1	0	40	7	7
23	1	0	14	6			50	114	
24	1	1	1	0	1	1	43	9	22
25	7	1	1	0	1	0	38	22	11
26	1	0	1	1	0	0	43	58	6
27	2	2	3	1	0	0	60	64	11
28	2	0	0	0	5	0	49	16	55
29	9	0	2	0	0	0	135	18	15
30	2	0	0	0	1	0	45	35	14
31	1	0	1	0	0	0	60	73	41
32	0	0	0	0			92	49	
33	0	0	0	0	1	1	57	60	25
34	0	0	0	0	1	1	64	42	25
35	0	0	0	0	1	1	46	40	41
36	2	0	0	0	1	1	74	38	49
37	1	0	1	0	1	0	73	54	46
38	0	0	1	1	1	0	88	66	118

### VEDLEGG C

- **Planteplanktonbiomasse i noen større innsjøer**
- **Planteplankton ved hovedstasjonen i Mjøsa (st. Skreia) i 1972-2000.**
- **Planteplanktonproduksjon (primærprod.) i noen norske innsjøer**
- **Biomasse av krepsdyrplankton i noen innsjøer i Østlandsområdet.**

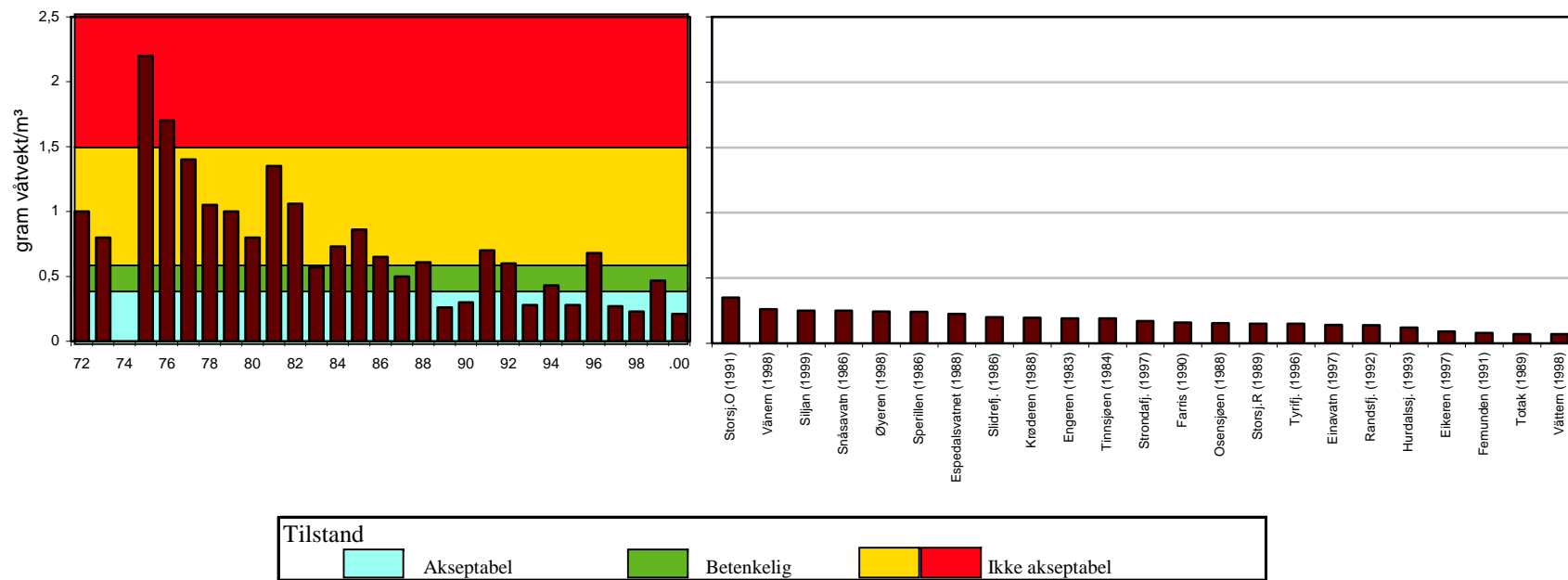


Fig.A. Planteplanktonbiomasse uttrykt som middelerdi i vegetasjonsperioden i noen store innsjøer.

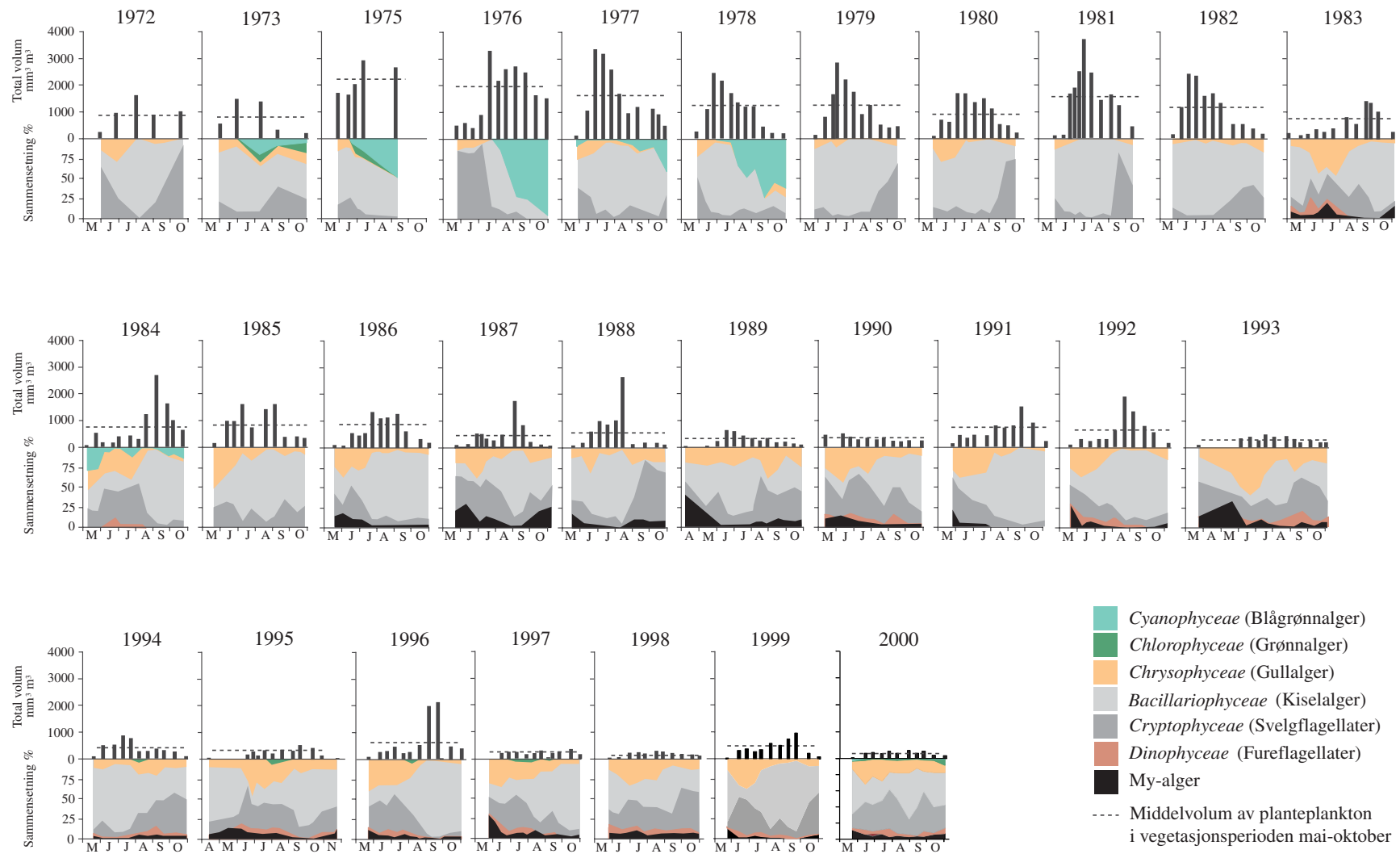


Fig.B. Planteplankton ved hovedstasjon i Mjøsa (Skreia) i perioden 1972-2000.

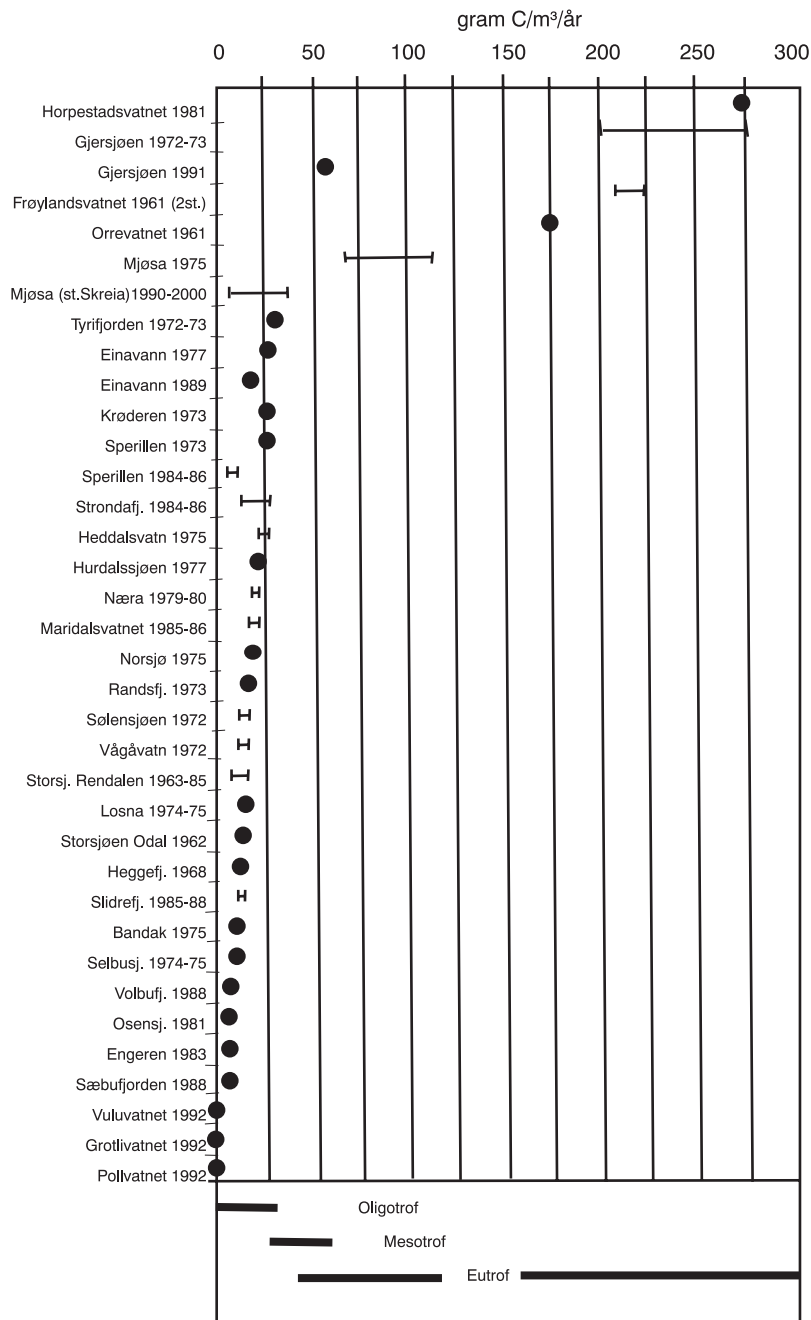


Fig.C Planteplanktonproduksjon, målt som årlig nettoproduksjon, med C<sub>14</sub>-metoden fra 32 norske innsjøer sett i relasjon til trofinivå.

Fig.C. Planteplanktonproduksjon, målt som årlig nettoproduksjon, med C<sub>14</sub>-metoden fra 32 norske innsjøer sett i relasjon til trofinivå.

Middelbiomasse av krepsdyrplankton i vegetasjonsperioden (mai/juni – oktober) i noen oligotrofe og oligomesotrofe innsjøer i østlandsområdet. Store innsjøer er markert med utheving. Materialet er fra NIVA-undersøkelser.

	gram (T.W.)/m <sup>2</sup>	Årsproduksjon
<b>Einavann</b>	<b>1,6 – 2,5</b>	
<b>Mjøsa</b>	<b>0,8 – 1,9</b>	<b>20 gram (T.W.)/m<sup>2</sup> P/B=6-7</b>
<b>Randsfjorden</b>	<b>0,3 – 1,0</b>	
Strondafjorden	0,6 – 0,9	
<b>Osenjøen</b>	<b>1,0</b>	<b>5,2 gram (T.W.)/m<sup>2</sup> P/B=5-6</b>
<b>Storsjøen i Odal</b>	<b>0,8</b>	
<b>Hurdalssjøen</b>	<b>0,8</b>	
<b>Storsjøen i Rendalen</b>	<b>0,6 – 0,9</b>	
Vågåvatn	0,3	
Losna	0,2 – 0,3	
<b>Femunden</b>	<b>0,5</b>	
Synnfjorden	0,9	
Hedalsfjorden	0,7	
Heggefjorden	1,0	
Volbufjorden	1,6	
Sæbufjorden	1,8	
<b>Engeren</b>	<b>0,2</b>	
Vangsmjøsa	0,6	
<b>Sperillen</b>	<b>0,3 – 0,5</b>	
Slidrefjorden	0,6 – 0,8	
Næra	0,7	

VARIASJONSbredde: 0,2 – 2,5 gram (T.W.)/m<sup>2</sup>

MIDDELVERDI: 0,9 gram (T.W.)/m<sup>2</sup>

VEDLEGG D

PRIMÆRDATA FOR TILLØPSELVENE  
OG  
TRANSPORTBEREGNINGER

Anmerkninger:

Benevning næringssalter (C):  $\text{mg/m}^3 = \text{mg/l}$  på prøvetakingsdagen

Q = Vannføring på prøvetakingsdagen,  $\text{m}^3/\text{s}$

Q-mnd. = Vannttransport i måneden, mill.  $\text{m}^3$  (V)

Stofftransporten er beregnet månedsvis etter formelen:

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

Vannføringsveide middelverdier er beregnet etter formelen:

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

S = stofftransporten i perioden

V = vannttransporten i perioden



**Gudbrandsdalslågen. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelverdier i 2000.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m <sup>3</sup> /s	Vol.mnd. mill. m <sup>3</sup>	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.00	2,0	262	125,81					
16.01.00	1,5	280	118,80		Se merknad			
30.01.00	3,0	207	124,03	338,47	0,736	84,4	2,2	249
15.02.00	2,0	162	125,81					
28.02.00	2,0	212	115,39	315,34	0,631	58,6	2,0	186
15.03.00	2,0	202	96,13					
31.03.00	3,1	230	84,45	256,30	0,644	55,1	2,5	215
14.04.00	3,8	243	78,95					
25.04.00	8,5	336	197,75	287,23	2,056	88,9	7,2	309
02.05.00	44,6	439	640,25					
09.05.00	16,1	257	703,42					
16.05.00	7,7	262	688,53					
23.05.00	12,8	250	571,73					
30.05.00	10,0	205	437,01	1878,44	35,130	540,4	18,7	288
13.06.00	7,8	198	549,92					
26.06.00	10,1	129	802,24	1320,41	12,101	207,4	9,2	157
14.07.00	8,0	161	649,74					
31.07.00	7,6	103	456,04	1994,15	15,624	273,4	7,8	137
15.08.00	5,8	112	269,80	910,44	5,281	102,0	5,8	112
01.09.00	4,8	279	326,50					
07.09.00	4,3	742	253,23					
14.09.00	4,8	123	295,86					
29.09.00	3,3	125	184,02	633,55	2,800	202,3	4,4	319
16.10.00	7,8	211	332,84					
31.10.00	7,3	233	261,43	887,06	6,724	195,8	7,6	221
15.11.00	5,4	335	226,99					
30.11.00	3,7	434	188,53	570,26	2,640	216,7	4,6	380
15.12.00	5,9	451	207,23					
28.12.00	3,8	403	160,38	464,38	2,314	199,7	5,0	430
Min	1,5	103						
Maks	44,6	742						
Middel	7,2	262						
St.avvik	7,8	132						
Median	5,4	233						
Antall pr.	29	29						
Året				9856,03	86,681	2224,5	8,8	226

Merknad: Ved beregningene er <2 µgP/l satt til 1,5 µgP/l.

<b>Gausa. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport</b>								
<b>samt volumveide middelverdier i 2000.</b>								
					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Dato	µg/l	µg/l	m <sup>3</sup> /s	mill. m <sup>3</sup>	tonn	tonn	µg/l	µg/l
14.01.00	3,0	832	4,13					
16.01.00	1,5	1080	4,13		Se merknad			
30.01.00	3,0	687	3,79	10,88	0,027	9,5	2,5	871
15.02.00	4,0	670	3,63					
28.02.00	2,9	614	3,47	9,20	0,032	5,9	3,5	643
15.03.00	3,2	664	2,98					
31.03.00	129,0	1515	8,28	9,06	0,867	11,7	95,7	1290
14.04.00	42,2	1476	3,91					
25.04.00	67,2	928	33,32	37,05	2,392	36,5	64,6	986
02.05.00	19,7	424	76,10					
09.05.00	16,9	344	52,20					
16.05.00	5,3	399	19,30					
23.05.00	5,6	380	15,10					
30.05.00	12,3	400	27,70	95,63	1,461	37,5	15,3	393
13.06.00	7,3	464	5,84					
26.06.00	7,2	342	16,96	26,68	0,193	10,0	7,2	373
14.07.00	8,0	580	36,89					
31.07.00	3,8	735	5,91	69,08	0,513	41,5	7,4	601
15.08.00	6,0	723	6,80	31,16	0,187	22,5	6,0	723
01.09.00	4,6	440	14,53					
07.09.00	6,0	435	19,20					
14.09.00	3,7	488	10,24					
29.09.00	14,9	528	14,39	29,99	0,223	14,0	7,4	468
16.10.00	10,5	756	37,30					
31.10.00	41,2	1251	53,10	136,83	3,904	143,2	28,5	1047
15.11.00	10,6	1007	64,27					
30.11.00	17,9	1177	44,70	197,03	2,679	212,1	13,6	1077
15.12.00	8,1	935	52,96					
28.12.00	4,3	829	13,35	100,92	0,740	92,2	7,3	914
Min	1,5	342						
Maks	129,0	1515						
Middel	16,2	728						
St.avvik	25,7	325						
Median	7,2	670						
Antall pr.	29	29						
Året				753,51	13,218	636,8	17,5	845

Merknad: Ved beregningene er <2 µgP/l satt til 1,5 µgP/l.

<b>Hunnselva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelverdier i 2000.</b>								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m <sup>3</sup> /s	Vol.mnd. mill. m <sup>3</sup>	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
03.01.00	19,0	1526	3,85					
13.01.00	22,0	1932	2,78					
25.01.00	23,0	1932	1,83	6,53	0,136	11,4	20,9	1747
14.02.00	23,0	1895	1,42					
25.02.00	39,0	1818	1,37	3,66	0,113	6,8	30,9	1857
14.03.00	15,0	1688	1,33					
30.03.00	50,0	1800	1,39	3,63	0,119	6,3	32,9	1745
14.04.00	73,0	2350	1,85					
25.04.00	28,0	1672	18,34	21,25	0,683	36,9	32,1	1734
02.05.00	30,0	1267	34,99					
09.05.00	13,0	1072	19,46					
15.05.00	14,0	1399	6,75					
30.05.00	32,0	1485	13,92	38,57	0,946	48,9	24,5	1269
14.06.00	34,0	2039	2,45					
26.06.00	42,0	1586	4,97	11,82	0,465	20,5	39,4	1736
10.07.00	16,0	1148	5,61					
31.07.00	22,0	1121	2,89	25,38	0,458	28,9	18,0	1139
15.08.00	51,0	1658	2,82					
30.08.00	38,0	1420	8,42	9,94	0,410	14,7	41,3	1480
07.09.00	50,0	1120	8,39					
14.09.00	18,0	1307	4,49					
28.09.00	20,0	1536	3,92	12,74	0,439	16,1	34,4	1267
18.10.00	34,0	1413	20,54	51,66	1,756	73,0	34,0	1413
01.11.00	62,0	1615	34,18					
13.11.00	75,0	1229	71,59					
27.11.00	24,0	1135	55,62	135,18	7,390	172,8	54,7	1278
14.12.00	29,0	1095	37,30	68,05	1,973	74,5	29,0	1095
Min	13,0	1072						
Maks	75,0	2350						
Middel	33,2	1528						
St.avvik	17,0	328						
Median	29,0	1526						
Antall pr.	27	27						
Året				388,41	14,890	510,9	38,3	1315

<b>Lena. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport</b>								
<b>samt volumveide middelverdier i 2000.</b>								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m <sup>3</sup> /s	Vol.mnd. mill. m <sup>3</sup>	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
03.01.00	15,0	3502	0,90					
13.01.00	15,0	4460	1,44					
25.01.00	19,0	4447	0,75	3,18	0,051	13,3	16,0	4178
14.02.00	26,0	4094	1,06					
25.02.00	13,0	3331	0,98	2,29	0,045	8,5	19,8	3727
14.03.00	5,0	3045	0,90					
30.03.00	82,0	3200	1,77	3,11	0,174	9,8	56,0	3148
14.04.00	110,0	4451	3,44					
25.04.00	40,0	2495	11,51	18,37	1,031	54,1	56,1	2945
02.05.00	40,0	2012	12,17					
09.05.00	22,0	2252	3,61					
15.05.00	15,0	2689	1,65					
30.05.00	27,0	1455	4,72	10,08	0,327	20,0	32,4	1983
14.06.00	8,0	2659	0,62					
26.06.00	34,0	2965	0,62	2,71	0,057	7,6	21,0	2812
10.07.00	19,0	2246	1,24					
31.07.00	17,0	2614	2,13	9,06	0,161	22,5	17,7	2479
15.08.00	10,0	2642	0,98					
30.08.00	53,0	2311	3,79	4,49	0,198	10,7	44,2	2379
07.09.00	76,0	2826	1,34					
14.09.00	16,0	2831	0,98					
28.09.00	14,0	2884	0,82	3,20	0,131	9,1	41,1	2843
18.10.00	24,0	3892	5,55	25,96	0,623	101,0	24,0	3892
01.11.00	64,0	2974	17,81					
13.11.00	90,0	2596	18,66					
27.11.00	33,0	2767	15,80	45,88	2,932	127,4	63,9	2776
14.12.00	38,0	3529	13,20	17,81	0,677	62,9	38,0	3529
Min	5,0	1455						
Maks	110,0	4460						
Middel	34,3	3006						
St.avvik	27,1	746						
Median	24,0	2831						
Antall pr.	27	27						
Året				146,14	6,407	446,8	43,8	3058

<b>Svartelva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelverdier i 2000.</b>								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m <sup>3</sup> /s	Vol.mnd. mill. m <sup>3</sup>	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.00	12,7	1442	1,77	4,60	0,058	6,6	12,7	1442
01.02.00	17,3	1164	1,36					
17.02.00	17,5	1163	1,09	2,96	0,051	3,4	17,4	1164
01.03.00	207,0	2285	1,17					
15.03.00	20,1	1408	1,26	4,12	0,454	7,5	110,1	1830
03.04.00	53,0	1833	2,80					
17.04.00	200,0	3000	19,11	Se merknad				
25.04.00	31,0	1075	33,51	49,16	4,443	87,4	90,4	1777
02.05.00	26,0	1130	25,61					
09.05.00	19,5	1097	7,16					
15.05.00	16,6	1193	3,05	20,73	0,495	23,4	23,9	1129
02.06.00	20,0	1193	8,86					
15.06.00	14,0	852	1,45					
26.06.00	20,8	788	2,55	7,03	0,137	7,6	19,5	1074
12.07.00	148,0	1548	5,97					
27.07.00	26,0	2464	8,52	15,19	1,158	31,7	76,3	2087
31.08.00	16,8	968	4,16	9,25	0,155	9,0	16,8	968
07.09.00	102,3	985	12,97					
14.09.00	13,8	1370	2,00					
29.09.00	15,8	981	3,34	7,54	0,579	7,7	76,9	1026
12.10.00	65,7	2501	31,55					
31.10.00	166,6	3421	29,24	32,91	3,759	96,9	114,2	2944
13.11.00	45,5	1933	34,83					
27.11.00	19,1	1735	30,29	80,38	2,670	148,0	33,2	1841
19.12.00	24,9	2041	8,12					
29.12.00	17,5	2336	5,06	36,01	0,794	77,6	22,1	2154
Min	12,7	788						
Maks	207,0	3421						
Middel	51,4	1612						
St.avvik	59,0	684						
Median	20,5	1389						
Antall pr.	26	26						
Året				269,88	14,757	506,7	54,7	1878
Merknad: 17.4.00 er verdiene ved beregningen justert ned fra 740 til 200 µgP/l og tot-N fra 4831 til 3000 µgN/l for at disse ekstremverdiene skal ha så stor effekt i beregningene.								

<b>Flagstadelva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelverdier i 2000.</b>								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m <sup>3</sup> /s	Vol.mnd. mill. m <sup>3</sup>	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
14.01.00	9,2	1095	0,92	2,10	0,019	2,3	9,2	1095
01.02.00	9,9	2023	0,62					
17.02.00	7,0	1849	0,33	1,01	0,009	2,0	8,9	1963
01.03.00	55,1	2139	0,33					
15.03.00	19,3	1886	0,16	0,63	0,027	1,3	43,4	2056
03.04.00	123,0	3383	0,33					
17.04.00	73,0	3427	3,75					
25.04.00	22,0	835	20,06	22,08	0,691	28,1	31,3	1272
02.05.00	19,0	701	20,72					
09.05.00	12,6	1041	4,14					
15.05.00	8,9	2044	1,19	14,37	0,252	11,7	17,5	816
02.06.00	12,9	855	4,34					
15.06.00	7,4	1159	0,95					
26.06.00	15,9	851	2,27	4,25	0,056	3,8	13,1	892
12.07.00	242,0	2593	8,70					
27.07.00	15,4	1274	2,08	8,84	1,753	20,7	198,3	2338
31.08.00	12,7	793	2,92	4,53	0,058	3,6	12,7	793
07.09.00	58,2	1103	10,17					
14.09.00	9,0	1702	1,22					
29.09.00	15,3	1039	2,55	6,35	0,292	7,3	46,0	1144
12.10.00	32,5	1239	33,75					
31.10.00	66,5	2482	16,25	24,23	1,055	39,8	43,6	1643
13.11.00	62,1	1518	29,70					
27.11.00	16,9	1653	10,11	43,45	2,199	67,4	50,6	1552
19.12.00	14,6	1393	4,57					
29.12.00	9,8	4110	2,54	19,30	0,249	45,6	12,9	2364
Min	7,0	701						
Maks	242,0	4110						
Middel	36,5	1700						
St.avvik	49,4	875						
Median	15,7	1456						
Antall pr.	26	26						
Året				151,14	6,660	233,6	44,1	1546

## 6. APPENDIX

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

#### Bekker og elver.

##### Generelt.

Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i direkte samsvar med SFT,s klassifisering av miljø i ferskvann (Andersen et al. 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad dvs. avvik fra forventet naturtilstand.

##### Forurensningsgrad og klasseinndeling.

**Klasse I (blå farge):** Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett 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 næringsalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrepp (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkslipp 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 termotabile koliforme bakterier 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 (eutrofiering). Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av moser og høyere vegetasjon langs disse elvestrekninger. Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbar

organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig fremtredende 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.

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

- i strømvannsnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnsarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofyter), som i visse fall helt dekker 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 tørleggelse og forråtnelse samt at løsrevet 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) forekommer. Her er det blant algebegroing og høyere 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 bunnslagene 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 (saprofilyter og saproxyter) 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 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 bunnslagene (sort



belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O<sub>2</sub>/l). Som regel foreligger direkte luktulempen. 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 fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsstratumet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg under steiner). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O<sub>2</sub>/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 *Leptomitia 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 helt 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 (H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, 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. (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 planktonalger og høyere vegetasjon forårsaket av økende tilførsel av næringssalter (eutrofi-/øvergjødslingsutvikling) er ved siden av den økende forsureningen et av de alvorligste problem for mange av våre innsjøforekomster. Av denne grunn er overgjødslingssituasjonen valgt som hovedgrunnlag for her benyttet klasseinndeling for innsjøer.

### **Forurensningsgrad og klasseinndeling.**

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

Forsurede innsjøer og tjern er markert med brune tverrstreker. Kalkede lokaliteter er markert med brun-blå tverrstreker.

**Klasse I-II (overgangssone):** Innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel har fått en viss økning av algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon hører til denne klasse. I direkte tilknytning til utslippssteder 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 høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen næringssaltbelastning. Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) med innslag av mer næringskrevende blågrønnalger. Det er videre særlig i vegetasjonsperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs stredene, begynnende overgjødsling. 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 ikke til bading. 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 høyere vegetasjon, samt karpefisk særlig mort og brasme hvis slike forekommer.

**Klasse III (gul farge):** Innsjøer og tjern med betydelig næringssaltbelastning og dermed stor algeproduksjon som i større innsjøer domineres av kiselalger og blågrønnalger, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon) hører til denne klassen. Av og til er det algeblomst og betydelig begroing langs strendene i vegetasjonsperioden. Dette fører til perioder med sterkt redusert siktedyp, markerte pH-svingninger i overflatelagene og økt belastning av organisk stoff i bunnlagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller 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, igjettning av filter o.l. Innsjøen kan karakteriseres som markert overgjødslet, dvs. markert forurensningspåvirket.

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

**Klasse IV (rød farge):** Omfatter innsjøer og tjern med betydelig næringssalttilførsel og dermed betydelig algeproduksjon (i grunne innsjøer markert utviklet høyere vegetasjon). Algefloraen domineres av blågrønnalger og/eller når det gjelder små innsjøer grønnalger. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. Betydelig algeblomst er vanlig i sommerhalvåret, herved reduseres siktedypet kraftig og vannet blir vegetasjonsfarget, lukt og smaksproblemer på såvel vann som fiskekjøtt kan oppstå. Det er store pH-variasjoner i overflatelagene. Enkelte blågrønnalger 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 med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. Til tider 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 kan karakteriseres som sterkt overgjødslet, dvs. sterkt forurensningspåvirket.