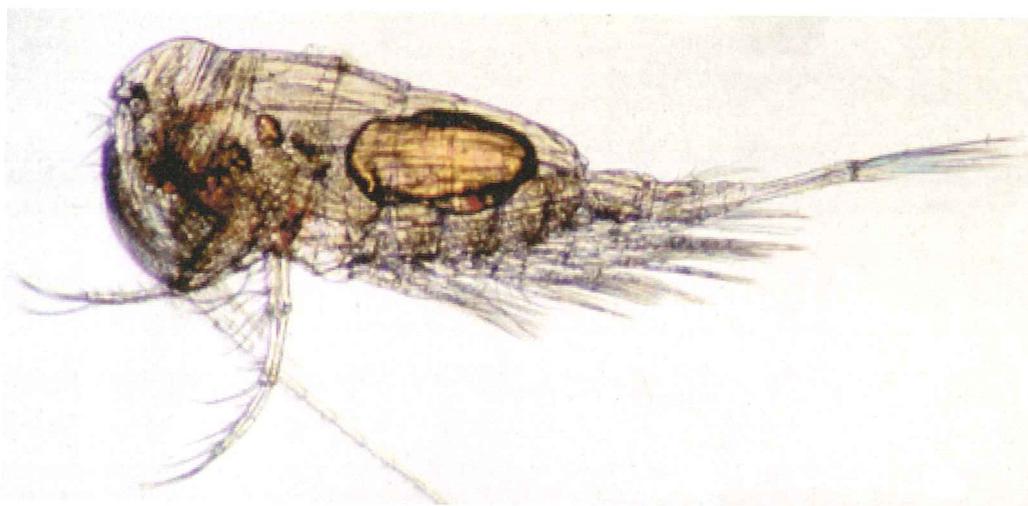


RAPPORT LNR 4170-2000

Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpsbekker

Årsrapport for 1999



Linnocalanus macrurus er et krepssdyr som må bevares i Mjøsas økosystem

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1999.	Løpnr. (for bestilling) 4170-2000	Dato Oktober 2000
	Prosjektnr. Undernr. 0-99075	Sider Pris 127
Forfatter(e) Gösta Kjellberg Ola Hegge Eli-Anne Lindstrøm 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, miljøvernadv.	Oppdragsreferanse Thor A. Nordhagen
--	--

Mjøsa's vannkvalitet og økologisk status i 1999 var stort sett akseptabel frem til august. Videre utover høsten ble det sjenerende og uønsket stor forekomst av kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Fosforkonsentrasjonen og forekomsten av ferske tarmbakterier var litt høyere i 1999 enn året før, men det ble likevel ikke registrert bakteriemengder som oversteg målsettingen for badevann i de frie vannmasser. Lena, Hunnselva og Svartelva var fortsatt de mest forurensete elvene i nærområdet. Vannkvaliteten og den økologiske statusen må fortsatt karakteriseres som betenkelig i disse elvene.

I 1990-årene har vannkvaliteten vært nær akseptabel. Denne vurdering er gjort på bakgrunn av konsentrasjoner og artssammensetting av planteplankton, samt forekomst av bentske alger og fekale indikatorbakterier i produksjonssesongen. Til enkelte tider i 1991, 1992, 1996 og 1999 har imidlertid algemengden i de øvre vannlag og algebegroingen langs strendene klart overskredet grensen for akseptabel økologisk status. Ved små økninger i tilførsler av fosfor, og/eller gunstige værforhold med hensyn til algevekst, kan disse periodene lett utvides til større deler av vekstsesongen. Den økologiske statusen i Mjøsa må derfor fortsatt karakteriseres som ustabil. Større og tilfældige utslipp av urensset kloakk vil raskt kunne gi en markert øking av mengden tarmbakterier som eksempelvis i regnværperioder og i perioder med stor snøsmelting. Dette betyr at resipientkapasiteten/selvrensningsevnen i innsjøen til tider fortsatt kan bli overskredet. Det må derfor foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense forurensningstilførselen såvel til Mjøsa som til de tilrennende vassdragene. Det brepartikkelholdige vannet fra Gudbrandsdalslågen har en dempende effekt på algeveksten særlig i den nordlige del av innsjøen. Det er derfor viktig at det ikke foretas reguleringer i "Lågenvassdraget" som reduserer vann og breslamtilførselen i vekstsesongen.

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


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningssjef

**Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa
med tilløpselver.**

Årsrapport for 1999.

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 lokalt 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 1999 har "Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa med 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 1999 og undersøkelsene er utført i henhold til undersøkelsesprogram gitt i kontrakt med Styringsgruppa av den 16. april 1999. Rapporten inneholder også informasjon om utviklingen av soppangrepene på Hunderørreten samt "grønske"-problematikken i fjellområdene.

Undersøkelsen av Mjøsa med tilløpselver i 1999 er utført av NIVA's Østlandsavdeling med bistand fra Fylkesmannens miljøvernavdelinger i Oppland og Hedmark, NIVA's hovedkontor i Oslo samt næringsmiddel-kontrollaboratoriene på Gjøvik, Hamar og Lillehammer. Gösta Kjellberg ved NIVA's Østlandsavdeling har vært ansvarlig for gjennomføring av prosjektet.

De kjemiske prøver fra innsjøstasjonene og fra Flakstadelva og Svartelva unntatt analyse av klorofyll ble analysert ved ØST-LAB as i Hamar (nåværende Labnett as). Klorofyllanalysene ble utført av NIVA's laboratorium i Oslo. Prøvetaking og analyse av prøvene fra Gausa og Gudbrandsdalslågen ble utført av Næringsmiddeltilsynet for Sør - Gudbrandsdal (NTSG) og prøvetaking og analyse av prøvene fra Lenaelva og Hunselva ble utført av Næringsmiddeltilsynet for Gjøvik, Vestre Toten og Østre Toten (NoMGT). De kommunale næringsmiddeltilsyn (KNT)-laboratoriene lokalisert ved Gjøvik, Hamar og Lillehammer har utført de hygienisk/bakteriologiske analysene.

Vannføringsdata for beregning av elvetransport ble innhentet fra NVE og Glommens og Laagens Brukseierforening.

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

Eli-Anne Lindstrøm (NIVA, Oslo) har skrevet kapitlet om "grønske" og Ola Hegge ved Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen har forfattet kapitlet om Hunderørreten.

Prosjektlederen vil takke alle for et godt samarbeid.

Innhold

Sammendrag	5
Summary	9
1. INNLEDNING	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Målsetting	11
1.3 Områdesbeskrivelse	11
2. MATERIALE OG METODER	12
2.1 Undersøkelser i Mjøsa	12
3. RESULTATER OG DISKUSJON	19
3.1 Mjøsa	19
3.1.1 Vanntemperatur	19
3.1.2 Siktedyp og visuell vannfarge	20
3.1.3 Generell vannkjemi	20
3.1.4 Fosfor	26
3.1.5 Nitrogen	32
3.1.6 Planteplankton	41
3.1.7 Primærproduksjon	52
3.1.8 Krepserplankton	56
3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold/Generell fekal forurensning	63
3.2 Tilløpselver	69
3.2.1 Hydrologiske forhold	69
3.2.2 Næringssaltkonsentrasjoner og næringssalttransport	69
3.2.3 Biologisk befaringsundersøkelse i Lena	74
3.2.4 Biologisk befaringsundersøkelse i Flagstadelva	79
3.3 Soppinfeksjon på fisk – status	85
3.4 Tiltakende ”grønskevekst” i tilløpselvene til Gudbrandsdalslågen.	87
4. LITTERATUR	89
5. VEDLEGG	93
6. APPENDIX	123

Sammendrag

Vannkvaliteten i Mjøsa har 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 lokalt 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 miljømål 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 vannkvalitet og økologisk status som mest mulig tjener alle verne- og brukerinteresser. Viktige mål er også at vannkvaliteten skal tilfredstille kravene til drikkevannsinteressene. Mjøsa skal også være et godt leveområde for storørret og ishavsimigranter.

For å nå målene må vannkvaliteten overvåkes slik at tiltak kan gjøres hvis det viser seg nødvendig. Det legges derfor særlig vekt på å følge utviklingen av konsentrasjoner av næringssalter, plankton, algeproduksjon og fekal forurensning i de frie vannmassene. I tilløpselvene vurderes økologisk status med hensyn til overgjødning, organisk belastning, forsuring 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 tilførselene fra nedbørfeltet.

Generelt sett var vannkvaliteten i Mjøsas frie vannmasser nær akseptabel i 1999, men det var forskjeller i vekstsesongen. Vannkvalitet og økologisk status var stort sett akseptabel frem til august. Videre utover høsten ble det imidlertid sjenerende og uønsket stor forekomst av kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Fosforkonsentrasjonen og forekomsten av ferske tarmbakterier var litt høyere i 1999 enn året før, men det ble likevel ikke registrert bakteriemengder som oversteg målsettingen for badevann i de frie vannmasser. Tilløpselvene Lena, Hunnselva og Svartelva er fortsatt de mest forurensede. I disse elvene må vannkvaliteten og den økologiske statusen fortsatt karakteriseres som betenkelig. I 1999 var middelkonsentrasjonen av fosfor betydelig høyere enn årene før i Lena, mens den var nær den samme i Lågen, Gausa, Hunnselva, Svartelva og Flagstadelva. En viktig årsak til "avviket" i Lena var en episode med svært høge verdier av fosfor. Dette må skyldes et punktutslipp, men det har ikke vært mulig å identifisere dette.

I det følgende vil vi gi en mer detaljert oversikt over hvordan situasjonen var i 1999 ved de ulike deler av Mjøsa, samt i Lena og Flagstadelva der forurensningssituasjonen ble nærmere kartlagt ved en biologisk befarings. Generelt sett var forsommeren relativt kald og vindrik noe som førte til sein oppvarming av Mjøsa. Fra midten av juli og utover ettersommeren ble det en varmere og solrikere værtype og det ble da raskt temperaturer over 16 °C i de øvre vannlag. Siktedypet i Mjøsa er i hovedsak avhengig av algemengder og brepartikler. I 1999 var siktedypet i snitt nær 6 m i Furnesfjorden, ved Kise og Brøttum og nær 7 m i sentrale deler (Skreia). Dette indikerer nær akseptable forhold.

I 1999 var middelkonsentrasjon av totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) fra syd til nord (Morskogen, Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 2,6-2,4-3,8-3,0-3,2. Variasjonsbredden var nær den samme ved alle stasjoner i vekstsesongen (2,8 – 7,4 $\mu\text{g/l}$). Dette viser at det var små regionale forskjeller og betydelig mindre forskjeller enn det var før Mjøsaksjonen. Situasjonen i 1999 var i nær samsvar med satte miljømål dvs "Meget god" til "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

I 1999 var middelkonsentrasjon av totalnitrogen ($\mu\text{g/l}$) fra syd til nord (Morskogen, Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 526, 549, 547, 520, 421. Det var lavere konsentrasjoner i den nordlige delen på grunn av innvirkning av mer nitrogenfattig vann fra Lågen. Konsentrasjonene i resten av Mjøsa var klart høyere enn de naturgitte og må tilskrives avrenning fra de betydelige jordbruksområdene i innsjøens nærnedbørfelt. 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 i takt med iverksettelsen av rens tiltak, mens slike tiltak i svært liten grad har skjedd når det gjelder den viktigste nitrogenkilden som er arealavrenning fra jordbruksområder.

Fosforkonsentrasjonen er viktig for de algemengdene som utvikles. Algemengdene i overvåkingen måles både som klorofyll og algevolum beregnet via mikroskoptellinger. I 1999 var middelkonsentrasjon av klorofyll ($\mu\text{g/l}$) og algevolum (g våtvekt/m^3) fra syd til nord (Skreia, Furnesfjorden, Kise og Brøttum) henholdsvis 2,4-3,4-3,1-2,4 og 0,47-0,87-0,58-0,44). Dette viser at det var de sentrale områdene som i snitt hadde de høyeste konsentrasjonene av alger, men forskjellene var relativt små. Det er allikevel interessant å merke seg at maksimalverdiene var nær de samme ved alle stasjoner. Dette skyldes at oppblomstringen av kiselalger på høsten var nær likt fordelt over innsjøen. Før Mjøsaksjonen var de regionale forskjellen betydelig større bl.a med svært høye verdier i Furnesfjorden. Endringen frem til i dag skyldes at det relativt sett skjedde størst avlastning av forurensninger i de sentrale områder inklusive Furnesfjorden.

Arts sammensetning av alger er viktig for de fleste brukerinteresser. I 1999 besto algesamfunnet av småvokste arter som var gunstig mat for dyreplanktonet og som ikke innebar bruksmessige problemer. Fra august og spesielt i september økte både mengden og andelen av kiselalger betydelig. Algene skapte bl.a. problemer ved at de festet seg på fiskegarn og tettet til vannfilter i private drikkevannsintak. Det var liten forekomst av blågrønnalger (cyanobakterier). I perioden før Mjøsaksjonen dominerte kiselalger og blågrønnalger, mens blågrønnalgene i 1999 var nesten borte som følge av rens tiltakene.

Produksjon av planktonalger i 1999 var nær akseptabel nivå med en dagsproduksjon som varierte i området $40 - 940 \text{ mgC/m}^2/\text{dag}$ og med en beregnet årsproduksjon på ca. 60 gram C/m^2 . Dette er dobbelt så høyt som i 1998 da årsproduksjonen var den laveste som er bereget for hele overvåkingsperioden. Årsaken til økningen fra i fjor skyldes en større produksjon av kiselalger. Produksjonen har sunket til 1/3 av de verdiene som ble registrert før Mjøsaksjonen.

Det var middels rik mengde (biomasse) av krepsdyrplankton i Mjøsas sentrale parti i sommersesongen i 1999. Mengdene har vært nær de samme siste 10 årene, mens de var ca. 30% høyere i perioden 1972-1990. Nedgangen i de senere årene skyldes en kombinasjon av mindre mattilgang og økt beiteeffekt fra fisk, særlig lagesild. De viktigste endringen i artssammensetningen er at gelekrepsen har kommet tilbake etter en periode med fravær i den mest eutrofierte perioden. Den er nå vanlig forekommende i planktonet med mengder på samme nivå som ble registrert i 1900-1901. Pungreken *Mysis relicta* hadde i 1999 en middels rik bestand i de fri vannmasser (sjiktet 0 – 120 meter). Midlere individantall i perioden mai – oktober er beregnet til 81 ind./m^2 tilsvarende en biomasse på $151 \text{ gram tørrvekt/m}^2$. Dette er klart lavere forekomst enn de som ble registrert i perioden 1991 – 1998. Det var også lav forekomst av *Gammaracanthus loricatus*, og som mest ble det registrert 1 ind./m^2 . Det er mulig at dette skyldes at bestanden av krøkle er på klar oppgang.

Den bakteriologiske undersøkelsen som ble utført over hele Mjøsa den 6. september i 1999 viste at store deler av innsjøens øvre vannlag, i de frie vannmasser, da var lite eller moderat påvirket av fersk

fekal forurensning fra mennesker og/eller husdyr. Mest påvirket var: Området like sør for Lillehammer, området sør for Gjøvik, området ved Hamar samt området utenfor Tangenvika. På bakgrunn av SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann så var hele Mjøsas frie vannmasser i første halvdel av september godt egnet for bading og rekreasjon. De hygienisk/bakteriologiske forholdene var imidlertid klart dårligere i 1999 enn året før, men i begge årene betydelig bedre enn situasjonen før Mjøsaksjonen.

Lena og Flagstadelva ble nærmere undersøkt i august/september 1999. Hovedløpet av Lena fra Kolbu til utløpet i Mjøsa var påvirket av stor næringssalttilførsel. På lange elvestrekninger var det sjenerende masseforekomst av den trådformete grønnalgen *Cladophora glomerata*. Flere av de tilrennende bekker var også påvirket av stor tilførsel av næringssalter og i enkelte tilfeller også av lettnedbrytbart organisk materiale. Direkte forurensede eller sterkt forurensede elve- eller bekkestrekninger med synlig heterotrof vekst og direkte luktproblemer ble likevel ikke påvist. De deler av Lenavassdraget som er lite berørt av bosetting hadde rentvannsforhold og det ble ikke registrert forurensningskader. Generelt sett så har Lenavassdraget blitt stadig renere fra den første kartleggingen i 1972, via kartleggingen i 1992 og fram til i dag.

Nedre del av Flagstadelva (både hovedvassdraget og tilrennende bekker), som renner gjennom bebygde områder, var klart påvirket av tilførsler av næringssalter og i en viss utstrekning også av lettnedbrytbart organisk materiale. I nedre del av hovedvassdraget var det masseforekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. Den midtre og nedre delen av Vesleelva er ved lavvanføring sterkt påvirket av jernforbindelser. I hovedvassdraget like nedstrøms veibrua ved Arnkvern ble det registrert oljeforbindelser (trolig diselolje) fra et rør som munner ut i elva. Oljeforurensningen var tydelig synlig langs en elvestrekning på ca. 1.5 km. Hverken forurensede eller sterkt forurensede elve/bekke strekninger ble registrert. Unntak fra dette var en kortere strekning i Dalbybekken som trolig var berørt av utsig fra en gjødselkjeller. Flagstadelva har gradvis blitt klart bedre siden starten på befaringsene i 1972, via 1992 og fram til i dag.

Som i de tre foregående årene så var det stor soppinfeksjon på Hunderørreten og siken som gyter i Gudbrandsdalslågen i 1999. For ørreten var imidlertid omfanget mindre enn de to foregående årene. Det er sannsynligvis hudlidelsen ulcerativ dermal nekrose (UDN) som er årsaken til soppangrepene. Typisk for lidelsen er at den ofte opptrer i bølger på fire til fem år før den er borte i lange perioder. Man kjenner ikke årsaken (e) til UDN. Både virus, lyspåvirkning, hormonelle endringer av naturlig art og forurensninger har vært lansert som mulige forklaringer, men det er enda ikke vist at dette virkelig er forklaringen.

I de seinere år er det rapportert om økt "grønskevekst" (økt forekomst av fastsittende alger) i de øvre deler av samtlige større tilrennende vassdrag til Gudbrandsdalslågen. Det er spesielt i mindre elver, bekker, små og grunne innsjøer samt i grunne tjern på snaufjellet en har observert dette fenomenet, men elver og grunnere partier i større innsjøer er også berørt. Dette er i samsvar med forholdene i mange andre norske vassdrag. Den økende grønnskeforekomsten, som vanligvis utgjøres av trådformete fastsittende grønnalger, er til sjenanse ved utøvelsen av fisket da algetråder fester i garn, fiskesnører og på krokar. Mange henvendelser fra folk som har observert liknende vekst også den senere tid, tilsier at denne utviklingen har vedvart. Vi mangler for tiden kunnskap om årsaken til dette fenomenet.

Tiltaksanalyse og tilrådninger.

Overvåkningsundersøkelsen har vist at det er mulig å oppnå helt eller nær akseptable forhold og tilnærmet naturgitt økologisk status i hele Mjøsa (se situasjonen i 1993 og 1998) og i de større tilløpselvene. En forutsetning for at dette skal lykkes er at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak for ytterligere å begrense forurensningstilførselen såvel til Mjøsa som til de tilrennende vassdragene. 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 derfor fortsatt settes inn mot kloakkutslipp som overløpsdrift og lekkasjer fra ledningsnett, samt utsig fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter og mindre tettsteder.

Jordbruket må stadig gjennomføre tiltak for å ytterligere redusere direkteutslipp, arealavrenning og jorderosjon. Videre må det ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at det til enhver tid opprettholdes en tilstrekkelig minstevannføring slik at biologisk mangfold og forsvarlig resipientkapasitet kan opprettholdes i tilløpsvassdragene. Kantsonene langs vassdragene må også mest mulig bevares.

Industrien må overholde sine konsesjonskrav ved bl.a. å øke driftsovervåking samt redusere faren for utslipp ved driftsuhell. Videre må sansynligvis enkelte konsesjonskrav revurderes da de ikke er i samsvar med miljømål i resipienten. Ved uhell må en raskt kunne foreta begrensende og avbøtende tiltak.

Det bør videre påpekes at resipientkapasiteten i Mjøsa og tilrennende større 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 viktig at ikke vann- og breslamtilførselen fra Gudbrandsdalslågen i vegetasjonsperioden blir redusert.

Summary

Title: Pollution monitoring in lake Mjøsa, 1999.

Year: 1999.

Author: Gösta Kjellberg.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3623-6

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Vannkvaliteten i Mjøsa har blitt overvåket (evt. årlig) siden 1972. I perioden 1772 – 1995 er det i hovedsak staten ved SFT som har finansiert og administrert "Mjøsundersøkelsene". Fra og med 1996 er overvåkingen av Mjøsa med nedbørfelt et lokalt ansvarsområde, og det er kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, Fylkeskommunene i Hedmark og Oppland samt Glommens og Laagens Brukseierforening med økonomisk bidrag fra SFT som nå finansierer og administrerer undersøkelsene. Det er i den anledning nedsatt en styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa med tilløpselver.

Den økologiske status i Mjøsa og i enkelte tilløpselver må fortsatt karakteriseres som betenkelig. Innsjøen er inne i en økologisk ustabil tilstand der små belastningsøkninger av særlig biotilgjengelig 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 Mjøsa 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 råkloakk kan gå i overløp. Dette betyr at resipientkapasiteten/selvrensningsevnen i Mjøsa til tider fortsatt blir overskredet. Videre er enkelte bekke- og elvestrekninger i de lokale tilløpselver til tider markert forurenset med bl.a tap av naturgitt biodiversitet. Dette gjelder særlig i perioder da det har vært lengre perioder med lav vannføring. Videre er flere mindre innsjøer og tjern i nedbørområdet fortsatt markert eller sterkt overgjødslet. Det er derfor nødvendig med fortløpende datagrunnlag for å kunne vurdere og følge effektene av de forurensningsbegrensende tiltak som nå har blitt og også i fremtiden vil bli utført i Mjøsas nedbørfelt. Videre vil en overvåking av Mjøsa med tilløpselver være en kontroll på om fastsatte miljømål/kvalitetsmål såvel nasjonale som lokale kan oppfylles. Mjøsa er av Direktoratet for Naturforvaltning (DN) vurdert som en lokalitet (A₄-lokalitet) med nasjonal verdi (DN 1999).

Nasjonalt miljømål for vannkvaliteten i 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 vannkvalitet som mest mulig tjener alle brukerinteresser. Drikkevannsinteressene og kravene til et godt egnet råvann samt Mjøsa som storørretbiotop og som leveområde for rike bestander av ishavsimigranter står sentralt. Det naturgitte økosystemet må derfor så langt som mulig opprettholdes så vel i Mjøsa som i de tillrennende vassdragene.

Lokale myndigheter og Statens forurensningstilsyn har i forbindelse med "Tiltakspakken for Mjøsa" (1990) formulert følgende nasjonale og interkommunale hovedmålsetting/miljømål for vannkvaliteten 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. m³. 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 termotabile kolibakterier langs strendene ikke må overstige 100 T.K.B. pr. 100 ml.
- Innhold av miljøgifter og tilførsel av miljøgifter skal reduseres.
- Mjøsa skal være i tilfredsstillende økologisk balanse i samsvar med de naturgitte forhold.

"Styringsgruppe" for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver revurderer/utarbeider for tiden interkommunale miljømål for Mjøsa og tilrennende elver. Det er bl.a. vurdert et bakteriologiske krav til badevann. Lokalt krav til badevann er foreslått til 50 T.K.B. pr. 100ml.

1.2 Målsetting

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

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

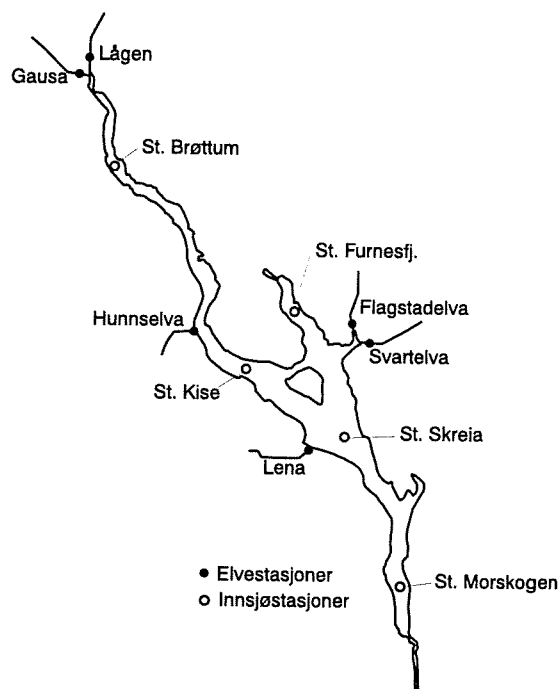
1.3 Områdebeskrivelse

For mer generell informasjon om Mjøsa med nedbørfelt henvises til vedleggsdel A bak i rapporten. En utførlig områdebeskrivelse er videre gitt i NIVA-rapport 54/82, del B. Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring (Kjellberg 1982).

2. MATERIALE OG METODER

Undersøkelsene i 1999 ble i hovedsak utført etter samme program som ble benyttet i 1991-98, jfr. revidert arbeidsprogram for 1991 datert 25.januar 1991.

Det ble i 1999 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). Våren 1999 ble det også tatt en prøveserie ved supplementstasjonen st. Morskogen i innsjøens søndre del. Videre ble det opprettet faste prøvetakingsstasjoner nær innløpet i Mjøsa i følgende tilløpselver: Lena, Hunnselva, Gausa, Gudbrandsdalslågen, Flagstadelva og Svartelva. De ulike prøvetakingsstasjoners plassering er vist i figur 1. Tidligere målinger (Rognerud 1988) har vist at disse 6 elvene står for 90-95 % av elvetransporten til Mjøsa når det gjelder bl.a. fosfor. Utover dette tilkommer i 1999 generelle biologiske befaringsundersøkelser i Lena og Flagstadelva samt en Hygienisk/bakteriologisk synoptisk undersøkelse av hele Mjøsa den 6. september. De prøvetakingsstasjoner som ble benyttet ved den bakteriologiske undersøkelsen er vist i figur 2.



Figur 1. Prøvetakingsstasjoner for vannkjemisk og biologisk prøvetaking i 1999.

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 4. april og i vårsirkulasjonen den 20. mai ble det tatt prøver fra 8 forskjellige dyp i en vertikalserie ved hovedstasjonen (st. Skreia). Disse prøver ble analysert for totalfosfor (Tot-P), totalnitrogen (Tot-N) og nitrat (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 4. april og i vårsirkulasjonen den

21.mai. Den 4. april ble det også tatt en prøveserie ved st. Morskogen. Prøvene fra supplementstasjonene er analysert for totalfosfor (Tot-P), total- nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO_3).

Målsetningen 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 trofigraden over tid (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 20. mai, 10. og 24. juni, 9. og 20 juli, 6. og 23. august, 7. og 21. september, 14. oktober samt 1. november. Disse prøver ble analysert for total klorofyll a , alkalitet, pH, silisium, konduktivitet, totalfosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og nitrat (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.

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 hver måned (dvs. i alt 6 ganger). Følgende dager ble benyttet 21. mai, 17. juni, 14. juli, 16. august, 15. september samt 13. oktober. Prøvene ble også her tatt som blandprøver fra 0-10 meters sjiktet, og prøvene er analysert for total klorofyll a , 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 også her brukt vannkikkert og en Secchi-skive med 30 cm diameter.

Målsetningen 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 planteplanktonvolumdataene samt for å kunne bruke 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 C_{14} -metoden.

Vurdering av 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 foreligger ikke tidligere 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 (det ble benyttet de samme blandprøver som det ble tatt kjemi fra). Ved hovedstasjonen (st. Skreia) ble det tatt prøver i alt 11 ganger og ved supplementstasjonene i alt 6 ganger. Ved hovedstasjonen ble det også utført primærproduksjonsmålinger etter C_{14} -metoden (Steemann Nielsen 1963). Aktuelle prøvetakingsdager er gitt i kapittel "Fysisk - kjemiske undersøkelser". Prøvene ble analysert for planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet) og biomasse. Produksjonsmålingene angir planteplanktonets dagsproduksjon og gir oss mulighet å estimere tilnærmet årlig reell primærproduksjon i de fri vannmasser.

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

Målsetningen med undersøkelsen av planteplanktonet er å få et årlig bilde av planteplanktonsamfunnets størrelse (biomasse), artssammensetting (biodiversitet) og produksjonskapasitet. Dette er helt sentral informasjon når det gjelder å 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 vurderingsgrunnlag for innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Rosen (1981), Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992). Her 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 også 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 planteplanktonproduksjon blir beregnet som 2 til 2.5 ggr. målt "C₁₄-produksjon". Årsaken til dette er at primærproduksjon målt med O₂-metodikken, som antas å gi mer reelle verdier, gir 2–2.5 ggr. høyere produksjonsestimat enn C₁₄-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 planteplanktonundersøkelser 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 en vannkvalitet i nært samsvar med de naturgitte forhold. 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 av foreliggende resultater, som angir 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 fra personer som i lang tid har fisket med garn i Mjøsa har også vært av stor verdi.

Krepsdyreplankton.

I perioden mai - oktober (i vegetasjonsperioden) ble det ved hovedstasjonen (St. Skreia) samlet inn kvantitativt krepsdyrplanktonmateriale ved hjelp av en 25 l Schindlerfelle (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 20. mai, 10. og 24. juni, 9. og 20 juli, 6. og 23. august, 7. og 21. september, 14. oktober samt 1. november. Det ble ved tatt enkeltprøver fra følgende 9 dyp: 0.5, 2, 5, 8, 12, 16, 20, 30, og 50 meter. Data over forekomst av pungreke (*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 også tatt håvtrekk med en "vanlig" dyreplanktonhåv 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 ble konserverte med 4% formalin. Dette materiale har vi benyttet til artsbestemmelser, lengdemålinger samt til å vurdere forekomsten av *Mysis relicta* og *Gammaracanthus loricatus*.

Forekomsten av krepsdyreplankton blir angitt etter vurderingsnorm utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA og forekomsten av *Mysis relicta* og *Gammaracanthus loricatus* etter vurderingsnormer utarbeidet av Gösta Kjellberg ved NIVA (Kjellberg et al. 1999). Vurderingsnormene for krepsdyr og *Mysis* er gitt i tabell 2 og 3 i kapittel "Krepsdyrplankton" i denne rapport. Se også vedlegg C. Antatt naturgitt forekomst av dyreplankton og *Mysis relicta* er vurdert utifra Huitfeldt-Kaas (1946) sine undersøkelser i begynnelsen av 1900-tallet.

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.* 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 istidsemigranter (hjuldyret *Notolca caudata* og krepsdyrene *Cyclops lacustris*, *Mysis*, *Gammaracanthus*, *Pallasea* og *Limnocalanus*) gir mulighet til å vurdere eventuelle forandringer i beitepress fra planktonspisende fisk samt mer generelt å vurdere den økologiske status i Mjøsas frie vannmasser bl.a. med tanke på å mest mulig kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold og produksjonsnivå. Her kan vi også nevne at fiskene hornulke og krøkle betegnes som istidsinnvandrere. Videre at Mjøsa er den innsjøen i Norge som har størst forekomst av istidsinnvandrere både når det gjelder artsantall og ikke minst individantall. Mjøsa er også den eneste innsjøen i Norge som har større forekomster av hoppekrepsen *Cyclops lacustris* og hornulke.

Fekale idikatorbakterier.

Det ble utført en regional undersøkelse av forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og kimtall i hele Mjøsa den 6. september. Vi har brukt de samme prøvetakingslokaliteter som ved tidligere bakteriologiske undersøkelser. Prøvetakingsstasjonenes plassering i innsjøen er vist i figur 2. I alt har vi benyttet 39 lokaliteter. 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 meter. Ved lokalitet 20a ble det samlet inn vannprøver fra 0,5 meter og ved lokalitetene 15, 23 og 32 fra såvel 1 som 15 meter. Vannprøver ble fordelt mellom næringsmiddelkontrolllaboratoriene på Hamar, Lillehammer og Gjøvik og er analysert for innhold av termostabile 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 totalantall bakterier er platespredningsmetoden benyttet. Laboratoriet på Gjøvik har hatt ansvaret for prøvene (stasjonene 26 - 38 eksklusive stasjon 28) fra søndre del av Mjøsa og laboratoriet på Hamar de fra den midtre del (stasjonene 13 - 25 inklusive stasjon 28), mens laboratoriet på Lillehammer analyserte prøvene fra den nordre del (stasjonene 1 - 12). Ved bedømmelse av påvirkningsgrad har vi brukt en vurderingsnorm tilpasset Mjøsa (store innsjøer) (Holtan 1972, Kjellberg et al. 1988). Denne vurderingsnormen er noe strengere enn den som er gitt av SFT i "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997).

Gjentatt kontroll over de bakteriologisk/hygieniske forholdene i Mjøsas frie vannmasser vil bl.a. gi informasjon om eventuell økt fekal forurensning dvs. utslipp av boligkloakk og/eller utsig av husdyrgjødsel på et tidlig stadium, da forekomst av termostabile koliforme bakterier er en meget følsom og sikker parameter i denne forbindelse.



Figur 2. Stasjonsnettet som ble benyttet ved de synoptiske og regionale undersøkelsene av de bakteriologiske/hygieniske forholdene i Mjøsa i 1999.

Undersøkelser i elver

Transportberegninger av fosfor og nitrogen.

I 1999 ble det tatt prøver for analyse av totalfosfor (Tot-P) og totalnitrogen (Tot-N) ved 27 tidspunkter i utløpet av Lena og Hunnselva, ved 26 tidspunkter i Gausa og Gudbrandsdalslågen, samt ved 29 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 Lenelva og Hunnselva er utført av Næringsmiddeltilsynet for Gjøvik, Vestre Toten og Østre Toten (NoMGT). NIVA Østlandsavdeling har tatt prøvene i Svartelva og Flakstadelva, mens analysene er utført av LabNett AS på Hamar.

Kontinuerlig vannføringsmåling blir utført av NVE (Lena, Flagstadelva og Svartelva) og Glommen og Laagens Brukseierforening (Gudbrandsdalslågen og Gausa). NVE estimerer vannføringen i Hunnselva utfra målt vannføring i Lena og Vismunda. Den årlige stofftransporten beregnes som produktet av årlig totalvannføring og midlere vannføringsveide konsentrasjoner målt på prøvetakingstidspunktene. Dette er i samsvar med tidligere års beregningsmetoder.

Transportberegningene og registrering av næringssaltkonsentrasjoner i de større tilrennende vassdrag vil gi svar på hvilke delområder/nedbørsfelter som belaster innsjøen mest og hvilke elver som fortsatt er mest forurensningsbelastet. Videre vil vi kunne registrere effektene av de forurensningsbegrensende tiltakene som er og kontinuerlig vil bli gjennomført langs disse vassdrag. Enkelte nye tiltak vil også kunne bli aktuelle.

Generelle biologiske befaringsundersøkelser.

I 1999 ble det foretatt generelle biologiske befaringsundersøkelser i Lena og Flagstadelva. Befaringen av Lena ble foretatt den 31. august og 1. september ved lav vannføring og befaringen av Flakstadelva den 19. og 20. august ved lav vannføring. Tilløpselvene og tilrennende bekker hadde i 1999 relativt

den 19. og 20. august ved lav vannføring. Tilløpselvene og tilrennende bekker hadde i 1999 relativt sett god resipientkapasitet/tålegrense, som resultat av jevnt høy vannføring helt ut i juli. Vi har i 1999 benyttet samme metodikk som vi har brukt ved tidligere gjennomførte generelle biologiske befaringsundersøkelser i tilløpselvene til Mjøsa (se appendix og Kjellberg 1993). Metodikken er bare ment å gi en tilnærmet og mer generell vurdering av økologisk status, men gir som regel likevel god informasjon om forurensningsgrad/påvirkning, omfang og kilder. Fordelene med en generell biologisk befaringsundersøkelse 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 i et vassdrag 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 (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.) på forurensninger som oftest har størst interesse og som synbart og praktisk gjør seg gjeldende.

Ved generelle eller enklere biologiske befaringsundersøkelser bedømmes vannkvalitet og forurensningsgrad utfra feltobservasjoner av høyere vegetasjon, begroingsorganismer (vannmoser, sopp, bakterier og ciliater) og bunndyr. Det legges særlig vekt på forekomst evt. fravær av gode indikatororganismer, dvs. organismer eller populasjoner som er følsomme ovenfor forurensningstilførsler eller evt. andre inngrep. Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand står derfor sentralt ved bedømmelse av forurensningsgrad og klassifisering av vannkvalitet. Vannets utseende, skumdannelse, forekomst av oljefilm, lukt osv. tillegges også vekt. Et stort antall lokaliteter undersøkes og der det er nødvendig (stedfeste større forurensningskilder) gjennomgås hele elve-/bekkestrekninger. Ved behov tas prøver av begroingsorganismer og bunndyr for videre analyse i laboratoriet. For nærmere informasjon henvises til Kjellberg og medarb. (1985) samt appendix bak i rapporten.

For at resultatene skal bli mer oversiktlige og allmennpraktisk anvendbare benyttes fire hovedvannkvalitetsklasser/tilstandsklasser (klasse I til klasse IV) på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbart organisk stoff (saprobieering) og næringssalter (eutrofiering). Det er lagt spesiell vekt på biodiversitet, fiskeforhold og mer hygieniske/estetiske aspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises på et fargekart. For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt appendix bak i rapporten. Klasseinndelingen er stort sett i samsvar med SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992 og Andersen et al. 1997), som beskriver forurensningsgrad dvs. avvik fra forventet naturtilstand utfra vannkjemi og forekomst av tarmbakterier. SFT's klasse IV og V er i vårt system sammenslått til en klasse IV (rød markering).

Ved vurdering av overskridelse av resipientkapasitet/tålegrense eller ikke har vi satt forurensningsklasse II (grønn markering) som normgivende for større fiskeførende bekker og mindre elver. D.v.s. at klasse I (blå markering), I - II (blågrønn markering) og II (grønn markering) bedømmes som akseptabel tilstand, mens klasse II -III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. I de større tilløpselvene bør det være et miljømål at en ikke overskrider klasse I - II (blågrønn markering). Dette medfører at tilnærmet naturgitt biodiversitet stort sett kan opprettholdes i både større bekker og i elvene, men at vi kan akseptere en økt produksjonskapasitet (økt forekomst av høyere vegetasjon og til tider økt algeforekomst samt økt forekomst av bunndyr og fisk). Videre at en unnviker sjenerende lukt p.g.a. stor forekomst av heterotrofe organismer og/eller forråtnelsesprosesser.

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

3. RESULTATER OG DISKUSJON

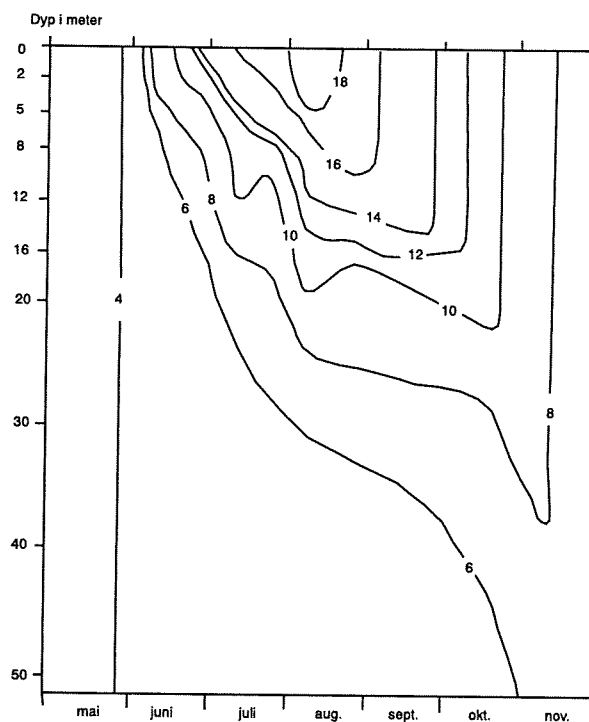
3.1 Mjøsa

3.1.1 Vanntemperatur

Primærdata for de vanntemperaturer vi har registrert ved stasjon Skreia, Brøttum, Kise og Furnesfjorden i 1999 er sammenstilt i tabell II i vedlegg B bak i rapporten. Isotermdiagram for stasjon Skreia (hovedstasjonen) er vist i figur 3 i teksten.

Vinteren 1998/1999 var bare Mjøsas nordre del (ned til Gjøvik) og Furnesfjorden helt islagt. En kald og vindrik forsommer førte til sein oppvarming av vannmassene i 1999 og det var først i begynnelsen av juli overflatetemperaturen oversteg 15 °C i Mjøsas sentrale del. Fra midten av juli og i august var det en varm værtype med mange soltimer og lite vind, noe som bidro til at Mjøsa hadde relativt sett høy vanntemperatur f.o.m midten av juli og helt ut i september. Det ble ikke etablert noe markert sprangsjikt i sommeren 1999. Generelt sett så bedømmer vi vanntemperaturen i Mjøsas øvre vannmasser i sommeren i 1999 som middels høy. Høyest temperatur (19.5 °C) ble registrert i juli i Furnesfjorden og de laveste i Mjøsas nordende.

Den høyeste vanntemperatur som blitt registrert ved st. Skreia i forbindelse med Mjøsundersøkelsene er 21,5 °C, som ble registrert den 3. august i 1982. Forøvrig kan vi nevne at den høyeste vanntemperatur vi her registrert i Mjøsas fri vannmasser var 23.6 °C, som ble målt i Furnesfjorden den 3. august i 1982. Somrene i 1975, 1976, 1982 og 1997 hadde i perioder spesielt høy vanntemperatur, mens somrene i 1973, 1979, 1981, 1988, 1993 og 1996 kan betegnes som kalde. I 1993 oversteg f. eks. vanntemperaturen ved stasjon Skreia ikke 14 °C.



Figur 3. Isotermdiagram for Mjøsa (stasjon Skreia) sommeren 1999.

3.1.2 Siktedyp og visuell vannfarge.

Primærdata for siktedyp ved de fire stasjonene som ble benyttet i 1999, er sammenstilt i tabell IV i vedlegg B, og resultatene er vist i figur 4. Videre er tidsutviklingen for siktedypet ved hovedstasjonen og de fire suplemetstasjonene i perioden 1972 - 1999 vist i figur 5.

Miljømål for Mjøsa er, som tidligere blitt nevnt, at siktedypet i innsjøens hovedvannmasse 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 har vi som regel betydelige variasjoner i siktedypet i løpet av året og også store år til årvariasjoner p.g.a. flomaktiviteten og brevannstilførselen i Gudbrandsdalslågen. Siktedypet kan her grunnet naturgitte forhold variere i området <1 - 12 meter. Det har derfor ikke blitt fastsatt noe miljømål for siktedypet i denne del av Mjøsa.

I 1999 var det i tillegg til planteplanktonforekomsten uttransport av humus- og siltpartikler i forbindelse med vårfloppen og til tider stor vannføring i tilløpselvene samt breslamtilførselen fra Gudbrandsdalslågen som hadde betydning for siktedypet i Mjøsa.

I Mjøsas sentrale deler var siktedypet stort sett tilfredsstillende i 1999 med et siktedyp som den meste av tiden oversteg 6 meter. Størst siktedyp ble registrert ved hovedstasjonen Skreia den 20. mai med 14.6 meter. Det største siktedyp som blitt registrert i Mjøsa i den tid Mjøsundersøkelsene her 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 1999 lavt siktedyp på 4 - 5 meter. Årsaken til dette var at det til tider var høyt partikkelinnhold og høy turbiditet i vannmassene p.g.a. flomaktiviteten i Gudbrandsdalslågen og Gausa. Dette er i samsvar med tidligere registreringer. I den sentrale del av Mjøsa var det lavest siktedyp på forsommeren også dette forårsaket av økt turbiditet i vannmassene p.g.a. silt- og humustilførsel fra tilløpselvene. På ettersommeren og utover høsten var det i hovedsak planteplanktonforekomsten som påvirket sikten i vannmassene. Relativt sett lav forekomst av planteplankton i 1999 bidrog til at Mjøsa stort sett hadde akseptabelt siktedyp dette året.

Vannfargen målt mot Secci-skiven varierte fra grønn på forsommeren til gullig grønn på seinsommeren. Store mengder av kiselalger i august og spesielt i september var årsaken til dette. Utover seinhøsten ble vannfargen igjen mer grønnlig, da sirkulasjonen i de øvre vannmassene bidrog til minked planteplanktonkonsentrasjon.

3.1.3 Generell vannkjemi

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

Primærdata for de målinger av pH, alkalitet, konduktivitet, farge, TOC, turbiditet og silisiumkonsentrasjon ved st. Skreia i vårsirkulasjonsperioden og i vegetasjonsperioden i 1999 er sammenstilt i tabell III i vedlegg B. Variasjonsmønsteret 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 1999 hadde nær de samme konsentrasjoner og sammensetning som vi har registrert under vårsirkulasjonen i perioden 1966 - 1998. Det har således ikke skjedd større endringer i den generelle vannkjemien 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 ulik flomaktivitet i tilløpselvene og da særlig i Gudbrandsdalslågen i de ulike år. I år med stor vanntilførsel fra

Lågenvassdraget får vi som regel noe høyere fargetall, turbiditet og innhold av organisk karbon samt lavere saltinnhold (konduktivitet) jevnført med situasjonen i et tilnærmet "normalår". I 1999, som vi nærmest kan betegne som et "normalår" var parametre som TOC, fargetall, turbiditet og pH i samsvar med tilstandsklasse I, "Meget god" i helhold til SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann (Andersen et al. 1997), og vannet i Mjøsa var derfor i utgangspunktet godt egnet for de fleste brukerforemål.

Alkalitet og pH.

I vårsirkulasjonsperioden registrerte vi pH nær nøytralpunktet ($\text{pH} = 7$) med verdier i området 7,06 – 7,13. Veid middelveid fra en vertikalserie fra overflaten til bunn har vi beregnet til pH 7.07. 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 algeproduksjon, ble ikke registrert ved stasjon Skreia i vekstsesongen 1999. pH varierte her i området 7.02 – 7.35 (se figur 6). Vi må tilbake til somrene i begynnelsen og midten av 1970 tallet for å finne perioder da algeproduksjonen i Mjøsa markert 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 mjøundersøkelsene 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 CO_2 og HCO_3^- at CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-} -systemet forskyves så det blir større andel HCO_3^- og CO_3^{2-} . Når algene bruker HCO_3^- og CO_3^{2-} avgis også OH^- -ioner. Herved øker pH og vi får en karakteristisk pH variasjon over døgnet med de høyeste verdiene på dagen og de laveste på natten.

Alkaliteten varierte i vårsirkulasjonsperioden i området 0,197 - 0,201 mekv/l og vi har beregnet veid middelveid fra en vertikalserie fra overflaten til bunn til 0.199 mekv/l. Alkaliteten i de øvre vannlag i sommerperioden ved stasjon Skreia viste små variasjoner med verdier i området 0,186 - 0,214 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 forsurende skader.

Konduktivitet.

Ledningsevnen (proporsjonal med saltholdigheten) varierte i vårsirkulasjonsperioden i området 4.42-4.49 mS/m. Dypveid middelveid har vi beregnet til 4.44 mS/m. Gudbrandsdalslågen tilfører Mjøsa saltfattig smeltevann på sommeren, og dette gjør at den nordre del av innsjøen da har lavere konduktivitet jevnført med de sentrale deler og den søndre del. Dette gjelder særlig de øvre vannlag. Det foreligger også klare år til år variasjoner som resultat av forskjellig flomaktivitet mellom de ulike år. I den nordre del (Mjøsa nord for Gjøvik) ligger som regel konduktiviteten i de øvre vannlag sommerstid 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. Mjøsvannets innhold av mineralsalter (s.k. hovedkomponenter) i tidsrommet 1966 – 1976 ved St. Skreia. Prøvene er tatt under vårsirkulasjonen og angitt som dypveide middelverdier 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 ₃ /l	13.0 – 18.5
Sulfat mg SO ₄ /l	4.5 – 7.4
Klorid mg Cl/l	1.0 – 1.7

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

Farge.

Vannet var klart og lite humuspåvirket i vårsirkulasjonsperioden og vi registrerte fargetall i området 8 - 10 mg Pt/l. Vi har beregnet dypveid middelverdi til 8.6 mg Pt/l. 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 ble det registrert 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 farge med verdier omkring 10 mg Pt/l i hele året.

Organisk karbon.

Innholdet av organisk karbon var lavt i vårsirkulasjonsperioden og vi har registrert konsentrasjoner i området 1.8 – 2,1 mg TOC/l. Dypveid middelverdi har vi beregnet til 2.0 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 uorganisk partikulært materiale (seston) til Mjøsa i 1976. Mjøsa ble da tilført ca. 13.400 tonn organisk 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.

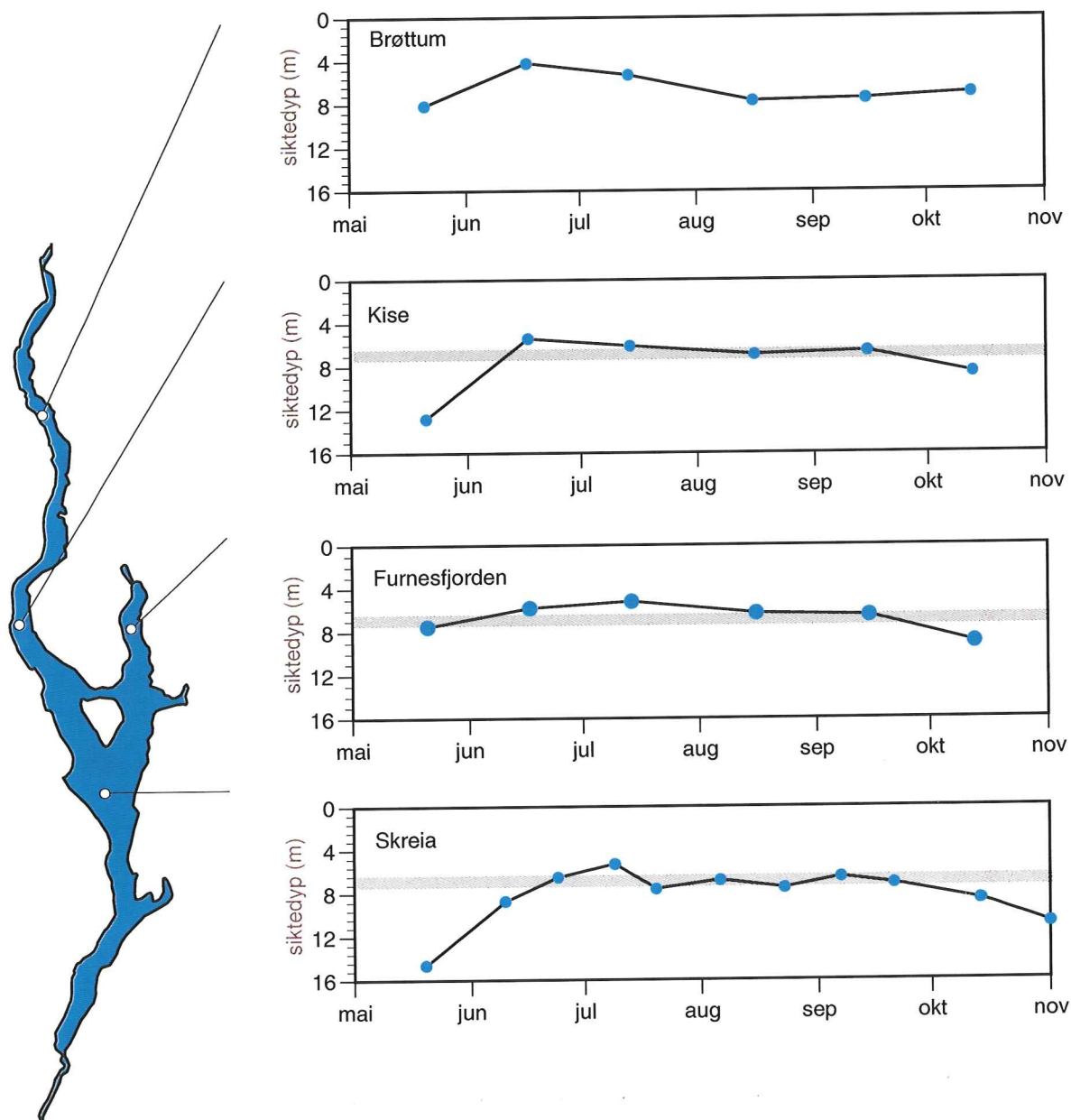
Under vårsirkulasjonsperioden hadde vannet relativt sett lavt partikkelinnhold og vi registrerte turbiditetstall i området 0,27 - 0,39 FTU. Vi har beregnet dypveid middelverdi til 0.31 FTU. En viss brepartikkelpåvirkning kunne spores ved at vannet var klart grønnfarget. Turbiditetestallene i 1999 var noe høyere jevnført med året før.

Turbiditetsverdiene angir vannets innhold av partikulært materiale. Partikulært materiale (både organisk og uorganisk) blir tilført Mjøsa fra tilløpselvene samt skyldes produksjon av planteplankton og påvekstalg 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 størst partikkelinnhold og høyeste turbiditetesverdier.

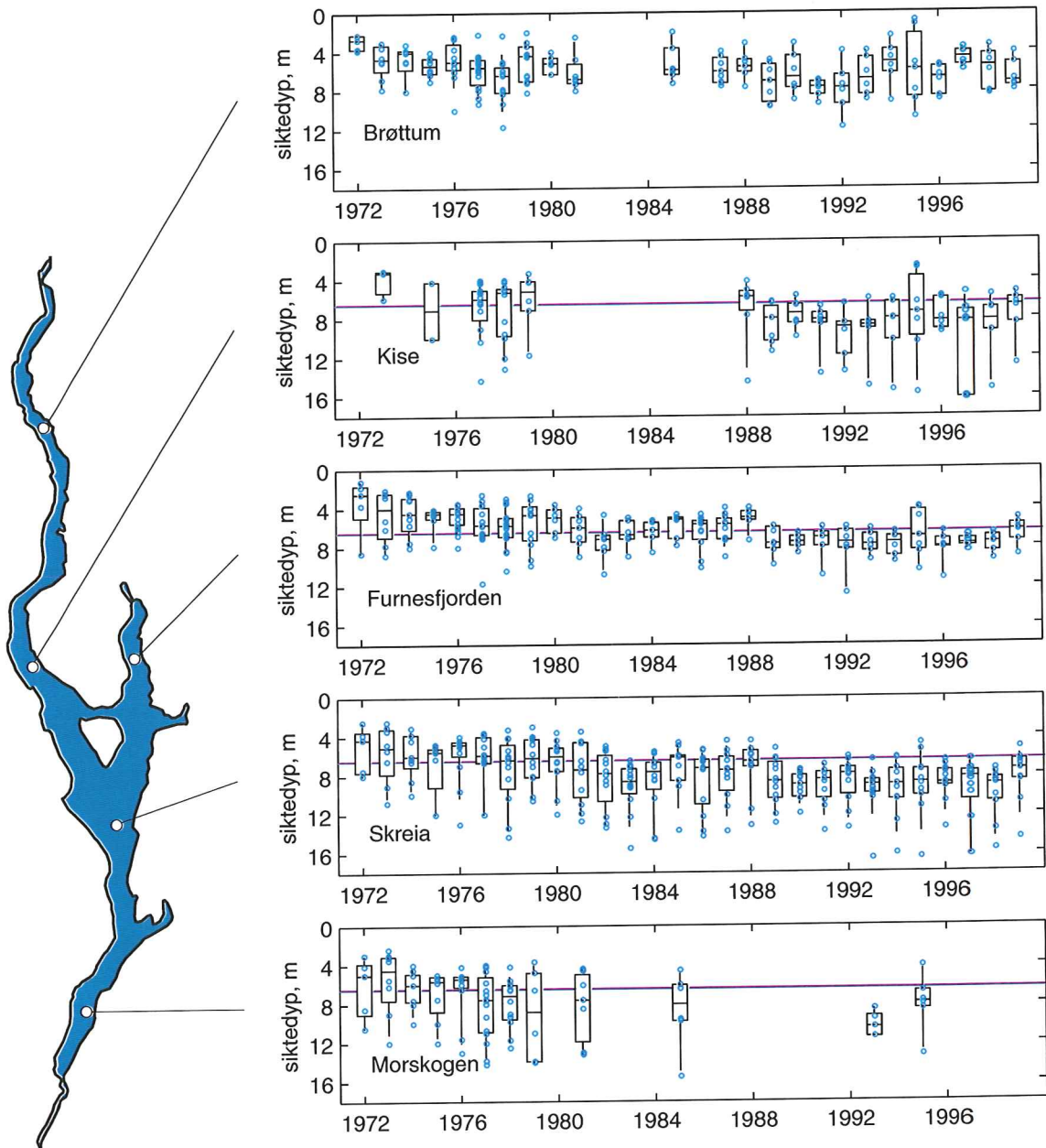
Normalt finner vi i Mjøsas nordre del turbiditetstall i området 0.2 – 1.0 FTU, mens vannet i Mjøsas sentrale og søndre del som regel er lite påvirket av partikkelholdig vann. Normalt finner vi her i sommerperioden turbiditetstall i området 0.1 – 0.4 FTU. Under storflommen i 1995 ble det registrert turbiditetstall i området 1.0 – 14.0 FTU. Dvs. 3 – 14 ganger så høye verdier som normalt.

Silisium.

Under vårsirkulasjonsperioden registrerte vi silisiumkonsentrasjoner i området 2.06 – 2.09 mg SiO₂/l. Dypveid middelverdie er beregnet til 2.06 mg SiO₂/l. Silikatkonsentrasjonen i de øvre vannlag ved stasjon Skreia i sommerperioden varierte i området 0.96 – 2.18 mg SiO₂/l (se figur 6). Lavest konsentrasjon registrerte vi i september i forbindelse med stor forekomst av kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Vannføringen i tilløpselvene og herved silisiumtilførselen var også lav i denne periode. Kiselalgene bruker silisium for å bygge opp kiselshallet som omgir disse organismene. I vannforekomster med stor produksjon av kiselalger, avtar vannets innhold av silisium utover vekstsesongen. I ekstreme tilfeller kan hele silisiumbeholdningen 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 da det var 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, registret vi opp til 95 % reduksjon av silisiumkonsentrasjonen som ble så lav (< 0.1 mg SiO₂/l) at redusert silisiumtilgang sannsynligvis til tider var en begrensende vekstfaktor for kiselalgene. Vi hadde i perioden før Mjøsaksjonen også en klar nedgang i SiO₂-konsentrasjonen fra 1966 til 1976 i Mjøsa (for mer informasjon se Holtan et al. 1977).

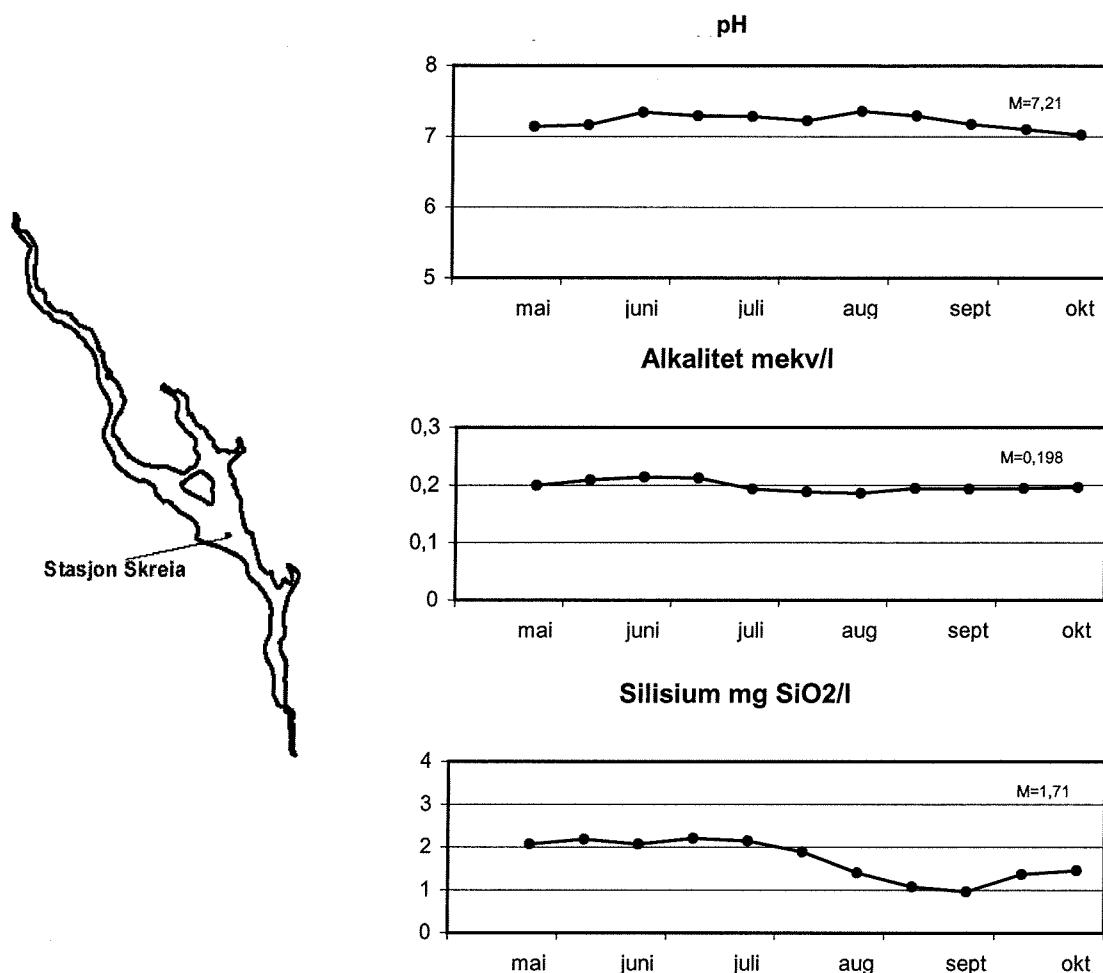


Figur 4. Siktedypsregistreringer ved fire lokaliteter i Mjøsa i 1999. Skravert markering angir miljø/kvalitetsmål for Mjøsa dvs. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) ikke bør være mindre enn 6-7 meter.



Figur 5. Tidstrend for siktedyp ved fem lokaliteter i Mjøsa i tidsperioden 1972-1999. Blå markering angir miljø/kvalitetsmål 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. Variasjonsmønstre i overflatevannet (0-10m) for pH, alkalitet og silisium (SiO₂) ved hovedstasjonen (Skreia) i Mjøsa 1999. M = aritmetisk middelværdi.

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 algeproduksjon av såvel bentiske alger langs strendene som planteplankton i de fri vannmasser. Fosfor kan derfor betegnes som minimumsfaktor for algevekst. For tiden er fosforkonsentrasjonen på senvinter 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 ytterligere 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 det største miljøproblemet for vassdraget.

Primærdataba for fosforanalyser utført i 1999 er sammenstilt i tabell III og IV i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene fra de fire stasjoner vi har benyttet er vist i figur 7 og 8 i teksten. 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 i teksten 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 i teksten.

"Basiskonsentrasjon av fosfor".

Målinger av fosforkonsentrasjonen på senvinteren (mars/april) her benevnt som "basisfosforkonsentrasjonen" gir oss muligheter til å følge tidsutviklingen i Mjøsas nærings saltstatus mer nøye. På senvinteren er det relativt stabile forhold i Mjøsa fra år til år, og innsjøen er i vinterperioden lite påvirket av flomvannstiførsel 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 og ikke viser en økende trend 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 datamateriale styrker riktigheten av denne vurdering. Naturgitt "basisfosforkonsentrasjon" eller s.k. førindustriell konsentrasjonsnivå har sannsynligvis ligget i området 3 - 4 $\mu\text{g tot-P/l}$. I Mjøsas sentrale og søndre del har det vært en klar trend mot lavere "basisfosforkonsentrasjoner" helt siden Mjøsaksjonen og vi har f.o.m. 1992 stort sett nådd det konsentrasjonsnivå som er satt som miljømål.

Variasjonsbredde og "basiskonsentrasjon" av fosfor som ble registrert ved de ulike prøvetakingsstasjoner senvinteren 1999 er sammenstilt i tabell 2 nedenfor. Vårvinteren i 1999 registrerte vi lave fosforkonsentrasjoner i mjøsvannet med konsentrasjoner i området 1.9 – 7.0 $\mu\text{g tot-P/l}$. De høyeste konsentrasjoner fant vi i Furnesfjorden og 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. I Furnesfjorden var det klart høyere konsentrasjon i de øvre vannlag sannsynligvis årsaket av lokale utslipp. Den regionale fordelingen var stort sett i samsvar med tidligere observasjoner. "Basiskonsentrasjonen" ved de ulike prøvetakingsstasjoner varierte fra 2.4 til 3.8 $\mu\text{g tot-P/l}$ og var i samsvar med satte miljømål. Høyest "basisfosforkonsentrasjon" ble registrert i Furnesfjorden og lavest i Mjøsas sentrale parti ved stasjon Skreia. De "basisfosforkonsentrasjoner" som ble målt i 1999 var noe lavere jevnført med de konsentrasjoner vi fant i 1998, men var stort sett i samsvar med de konsentrasjonsnivåer som er registrert i perioden 1991-98. Våren 1992 var første gangen det ble observert en "basiskonsentrasjon" som var lavere enn 5,0 $\mu\text{g tot-P/l}$ ved hovedstasjonen (st. Skreia) (se fig.7). I de senere årene har det stort sett vært $\leq 5 \mu\text{g P/l}$, og fortsatt viser den en synkende tendens.

Tabell 2. Fosforkonsentrasjoner i Mjøsa "vårvinteren" 1999.

Lokalitet	"Basiskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	3.2 $\mu\text{g tot-P/l}$	2.4 – 6.8 $\mu\text{g tot-P/l}$
Kise	3.0 $\mu\text{g tot-P/l}$	2.7 – 3.5 $\mu\text{g tot-P/l}$
Furnesfjorden	3.8 $\mu\text{g tot-P/l}$	3.0 – 7.0 $\mu\text{g tot-P/l}$
Skreia	2.4 $\mu\text{g tot-P/l}$	1.9 – 3.1 $\mu\text{g tot-P/l}$
Morskogen	2.6 $\mu\text{g tot-P/l}$	2.4 – 2.8 $\mu\text{g tot-P/l}$

"Utgangskonsentrasjon av fosfor".

Variasjonsbredde og "utgangskonsentrasjon" av fosfor ved de ulike prøvetakingsstasjoner i vårsirkulasjonsperioden i 1999 er sammenstilt i tabell 3 nedenfor. Også under vårsirkulasjonen i slutten av mai ble det i 1999 registrert lave fosforkonsentrasjoner, og Mjøsa hadde da fosforkonsentrasjoner som varierte i området 2.6 til 12.5 $\mu\text{g tot.-P/l}$. Det ble også da registrert høyest konsentrasjon i Mjøsas nordre del og i Furnesfjorden sannsynligvis som resultat av flommpåvirkningen fra Gudbrandsdalslågen inkl. Gausa, samt i Furnesfjorden fra Brumunda, Flagstadelva og Svartelva, som bidro til økt partikkel- og humustransport. "Utgangskonsentrasjonen" (veid middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn i vårsirkulasjonen) varierte for

de ulike stasjoner i området 2.9 – 6.0 µg tot.-P/l og høyest konsentrasjon var det i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) og i Furnesfjorden. Laveste konsentrasjon fant vi ved stasjon Kise.

”Utgangskonsentrasjonen” av fosfor i 1999 var noe lavere enn den vi registrerte i 1998.

Tabell 3. Fosforkonsentrasjoner i Mjøsa under vårsirkulasjonen i 1999.

Lokalitet	”Utgangskonsentrasjon”	Variasjonsbredde
Brøttum	6.0 µg tot-P/l	5.7 – 6.2 µg tot-P/l
Kise	2.9 µg tot-P/l	2.6 – 3.5 µg tot-P/l
Furnesfjorden	5.6 µg tot-P/l	3.7 – 12.5 µg tot-P/l
Skreia	3.3 µg tot-P/l	2.7 – 4.1 µg tot-P/l

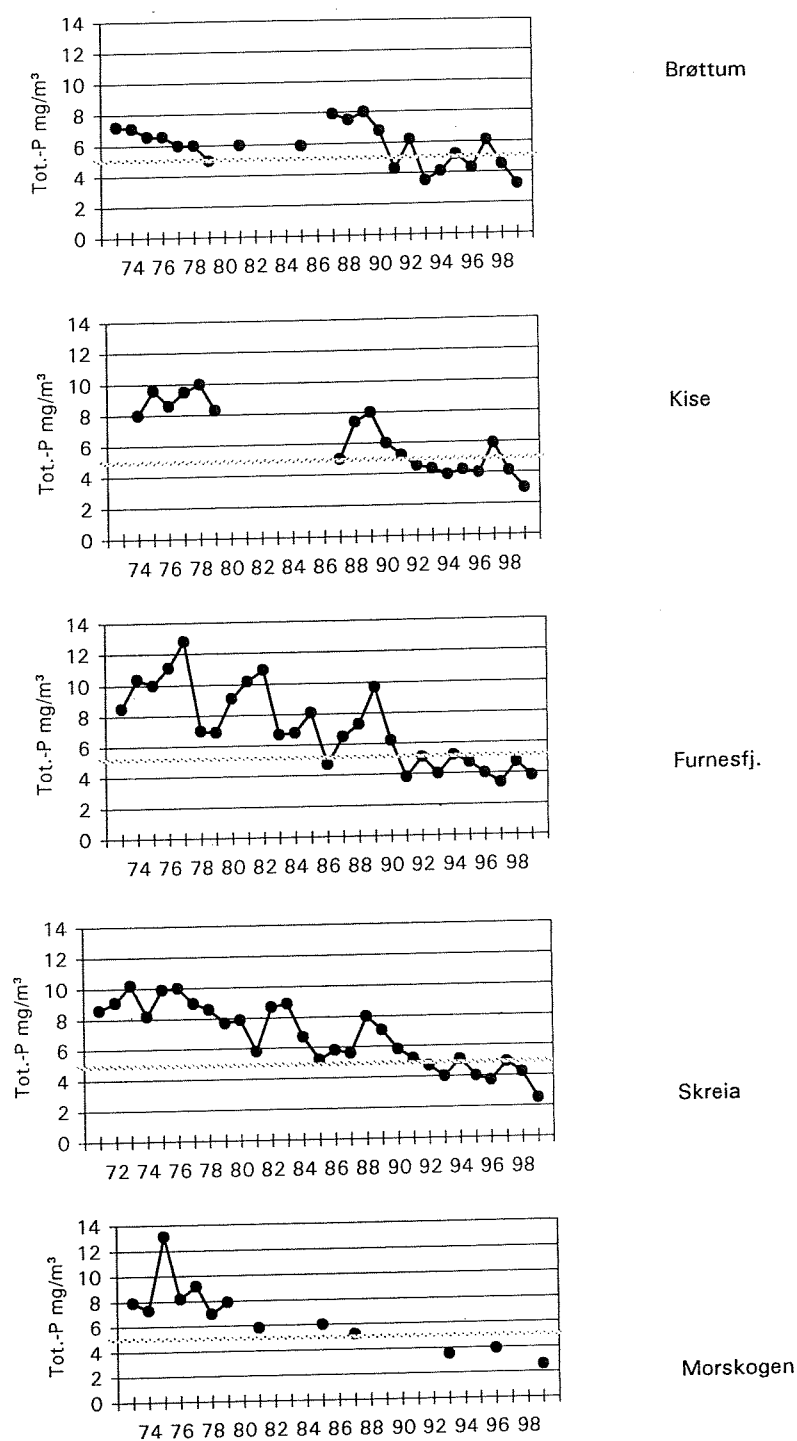
Konsentrasjon av fosfor i de øvre vannlag i vekstsesongen.

I vekstperioden i 1999 var fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) ved de fire prøvetakingslokaler lav og vi registrert konsentrasjoner i området 2.8 - 7.4 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 nedenfor. Tids- og arealveid middelkonsentrasjon i de øvre vannlag i vegetasjonsperioden for hele Mjøsa har vi estimert til 5,3 µg tot-P/l. Dette er i samsvar med forholdene i 1998 og er en av de laveste konsentrasjoner som her blitt registrert i den tid Mjøsundersøkelsene har pågått. Også i 1992 og 1993 var det lave konsentrasjoner. Miljømål 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 innsjøen ikke overskrider dette nivå.

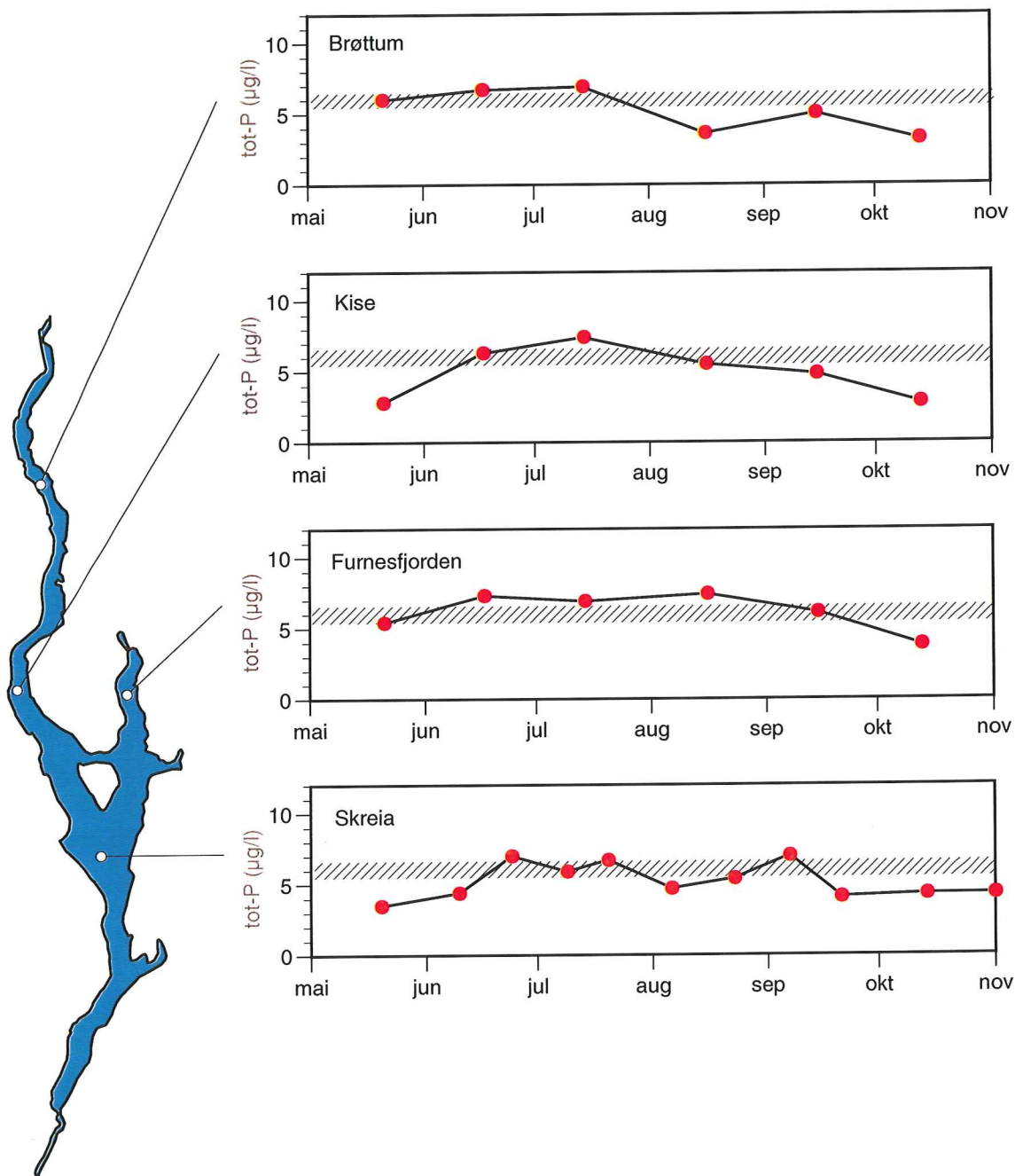
Tabell 4. Fosforkonsentrasjoner i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i vegetasjonsperioden i Mjøsa i 1999.

Lokalitet	Middelverdie mai-okt.	Variasjonsbredde
Brøttum	5.2 µg tot-P/l	3.2 – 6.9 µg tot-P/l
Kise	4.9 µg tot-P/l	2.8 – 7.4 µg tot-P/l
Furnesfjorden	6.2 µg tot-P/l	3.8 – 7.4 µg tot-P/l
Skreia	5.2 µg tot-P/l	3.5 – 7.0 µg tot-P/l

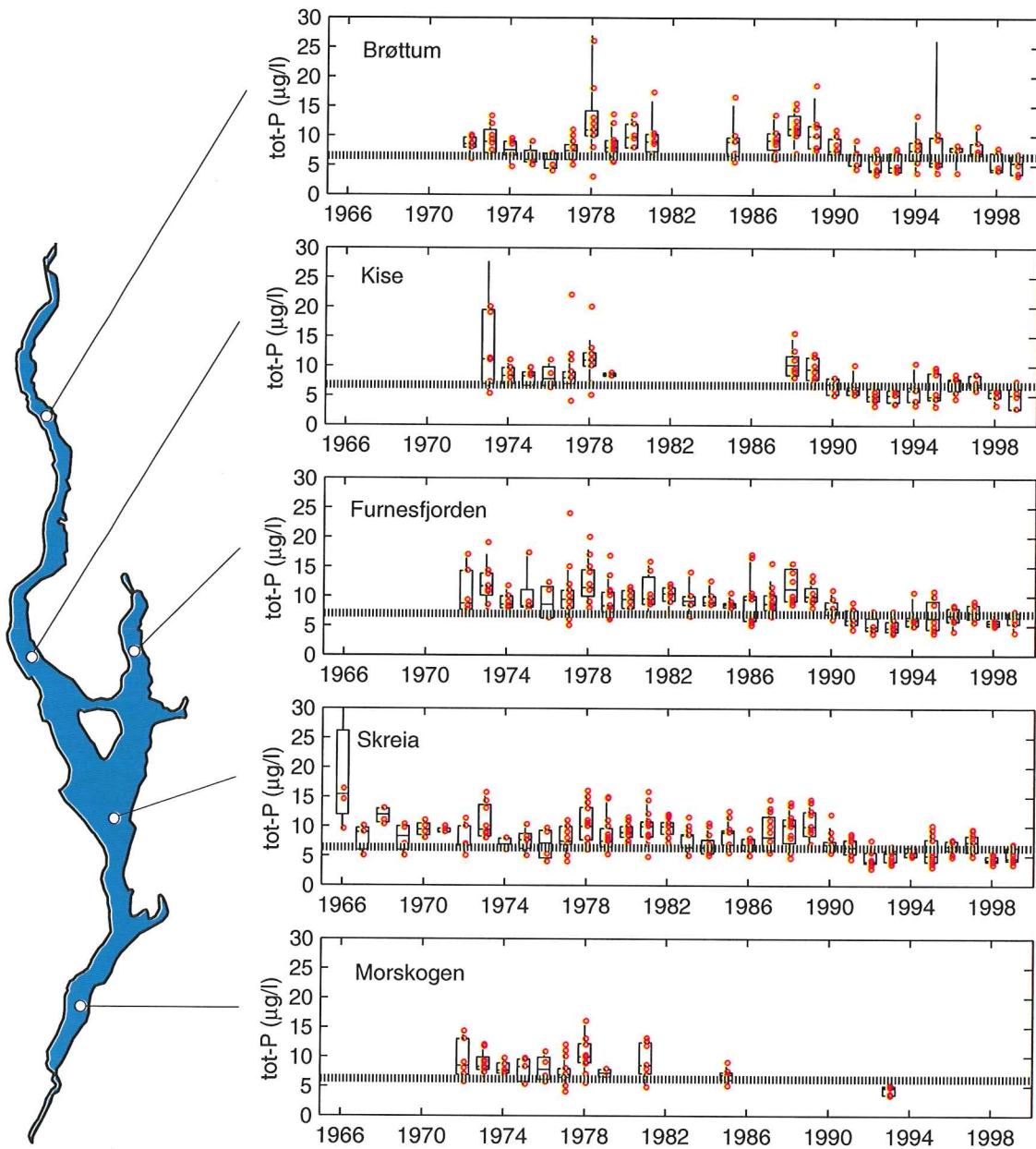
Fosforkonsentrasjonene i Mjøsa i 1999 tilsvarte stort sett tilstandsklasse "Meget god" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.



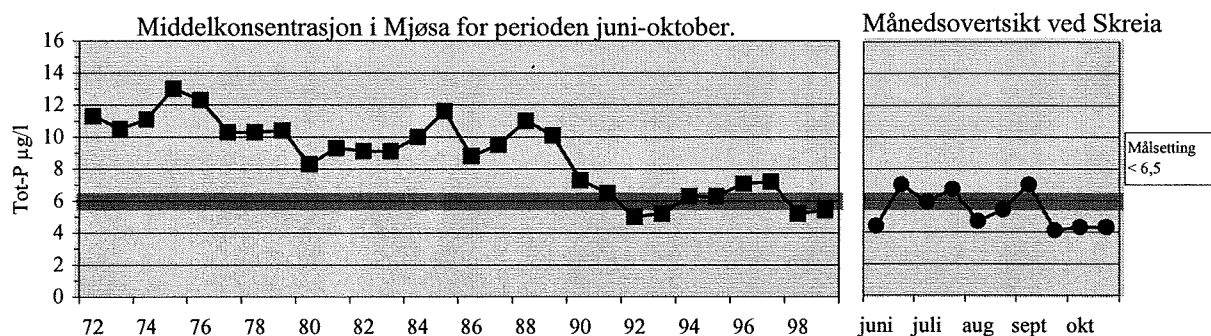
Figur 7. Veide middelværdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for total fosfor for observasjonserier på senvinteren ved hoved stasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-99. Grå markering angir miljø-/kvalitetsmål for fosfor dvs. at "basiskonsentrasjonen" av fosfor ikke bør overstige $5 \mu\text{g tot-P/l}$ i Mjøsas sentrale og søndre del.



Figur 8. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for fosfor i perioden mai-oktober i 1998 ved fire stasjoner i Mjøsa. Skravert markering angir miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa dvs. at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige 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 nordre del av naturgitte årsaker til tider kan få høyere fosforkonsentrasjoner.



Figur 9. Tidstrend for fosforkonsentrasjonen i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa i tidsperioden 1972-1999. Grå markering angir miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa dvs. at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige 5,5-6,5 µg tot-P/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.



Figur 10. Tidstrend for fosforkonsentrasjoner i overflatevannet (i sjiktet 0-10 meter) i perioden mai-oktober i 1999 samt tidsveid og arealveid middelkonsentrasjon for fosfor i vekstsesongen i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 m) for hele Mjøsa i perioden 1972-1999. Utifra dagens kunnskap er det ønskelig at middelkonsentrasjonen ikke overstiger konsentrasjonsnivået 5,5-6,5 µg tot-P/m³ (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 da særlig NO₃, som er lett biologisk tilgjengelig, har betydning for algeveksten i Mjøsa. Nitrogen er likevel for tiden ikke noen styrende faktor, men kan muligen ha en modifierende effekt når det gjelder artssammensetting m.v. 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 mjøsvannet nå klart høyere nitrogenkonsentrasjoner enn forventet naturtilstand. Det er ønskelig at nitrogenkonsentrasjonene ikke viser en økende trend, men at konsentrasjonene helst 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 idag ser det ut som om konsentrasjonsnivået har vært relativt stabilt. Det er ikke vurdert noe konkret miljømål for nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa utover at konsentrasjonene ikke bør øke og på sikt helst bør minke. Dette bl.a. før å minke nitrogentilføreselen fra Glomma til Nordsjøen. I havet er det nitrogen som er minimumsfaktor. Ved renseanlegget på Lillehammer har en innført nitrogenfjerning, og det vurderes om liknende tiltak skal innføres ved renseanleggene på Hamar og Gjøvik.

Primærdata for de nitrogenanalyser vi har utført i Mjøsa i 1999 er sammenstilt i tabell III og IV i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene fra hovedstasjonen og tre supplementstasjoner i 1999 er vist i figurene 11, 12, 13 og 14 i teksten. Figur 11 og 12 viser også tidsutviklingen for "basiskonsentrasjonen" av nitrogenforbindelser. Her har vi også tatt med foreliggende resultater fra st. Morskogen. Videre er tidstrenden for tot.-N- og NO₃-konsentrasjonene i de øvre vannlag (i sjiktet 0-10 meter) vist i figurene 15 og 16 i teksten.

"Basisnitrogenkonsentrasjon"

Registrering av nitrogenkonsentrasjonen som vi utfører på senvinteren (mars/april) har vi benevnt som "basisnitrogenkonsentrasjonen". "Basiskonsentrasjonen" (veid middelkonsentrasjon fra en vertikalserie 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 1999 ble det ved de fem stasjonene målt nitrogenkonsentrasjoner i området 278 – 572 µg tot.-N/l og 182 – 449 µg NO₃-N/l i mjøsvannet. "Basiskonsentrasjonen" av totalnitrogen varierte i området 421 - 549 µg tot.-N/l. De laveste konsentrasjoner fant vi ved Brøttum og de høyeste ved hovedstasjonen (st. Skreia) og i Furnesfjorden. Konsentrasjonsnivåene i 1999 var lik de konsentrasjoner vi registrerte i 1998. Variasjonsbredde og "basiskonsentrasjon" av nitrogen som ble målt ved de ulike prøvetakingsstasjoner senvinteren 1999 er sammenstillt i tabell 5 nedenfor.

Tabell 5. Nitrogenkonsentrasjoner i Mjøsa "vårvinteren" 1999.

Lokalitet	"Basiskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	421 µg tot.-N/l	278 – 450 µg tot.-N/l
Kise	520 µg tot.-N/l	479 – 558 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	547 µg tot.-N/l	542 – 562 µg tot.-N/l
Skreia	549 µg tot.-N/l	525 – 572 µg tot.-N/l
Morskogen	526 µg tot.-N/l	497 – 591 µg tot.-N/l

"Utgangskonsentrasjonen"

I vårsirkulasjonsperioden i slutten av mai i 1999 ble det målt nitrogenkonsentrasjoner fra 434 til 606 µg tot.-N/l, med de laveste konsentrasjoner i Mjøsas nordre del og de høyeste i Furnesfjorden. Den regionale fordeling var i samsvar med tidligere observasjoner. "Utgangskonsentrasjonen" (veid middelkonsentrasjon fra en vertikalserie fra overflaten til bunn i vårsirkulasjonen) varierte i området 443 - 583 µg tot.-N/l ved de fire stasjonene. Dette er noe lavere konsentrasjoner jevnført med de konsentrasjoner vi registrerte i 1998. Lavest nitrogenkonsentrasjon fant vi i Mjøsas nordende (st. Brøttum) og høyest i Furnesfjorden. Dette var i samsvar med tidligere registreringer. Variasjonsbredde og "utgangskonsentrasjon" av nitrogen ved de ulike prøvetakingsstasjoner i vårsirkulasjonsperioden i 1999 er sammenstillt i tabell 6 nedenfor.

Tabell 6. Nitrogenkonsentrasjoner i Mjøsa under vårsirkulasjonen i 1999.

Lokalitet	"Utgangskonsentrasjon"	Variasjonsbredde
Brøttum	443 µg tot.-N/l	434 – 460 µg tot.-N/l
Kise	551 µg tot.-N/l	540 – 566 µg tot.-N/l
Furnesfjorden	583 µg tot.-N/l	564 – 606 µg tot.-N/l
Skreia	567 µg tot.-N/l	536 – 602 µg tot.-N/l

Konsentrasjon av nitrogen i de øvre vannlag i vekstsesongen.

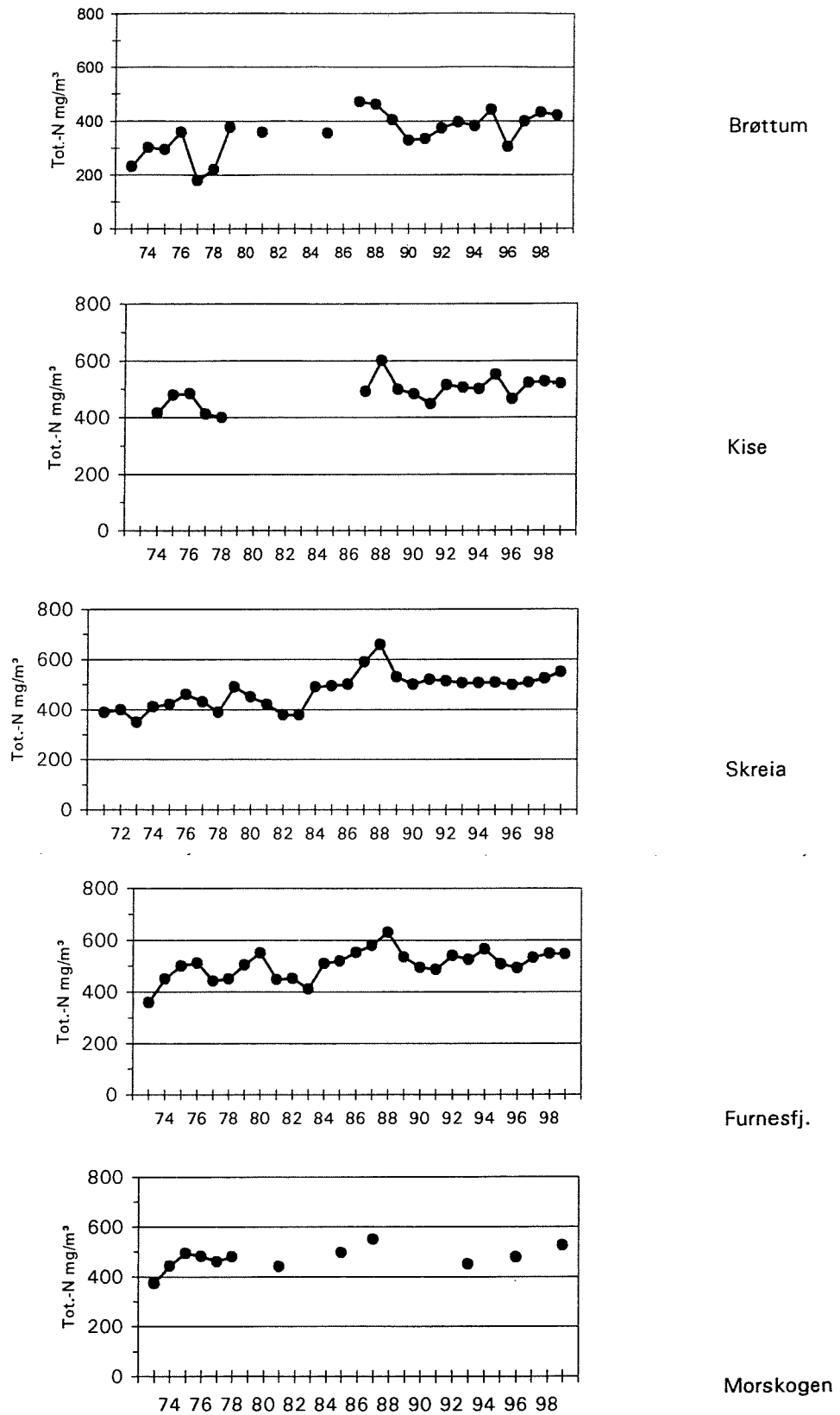
Utover sommeren og høsten i 1999 medførte jevnt stor tilførsel av nitrogenfattig smeltevann (med konsentrasjoner i området 100 - 200 µg tot.-N/l) fra fjellområdene langs Gudbrandsdalslågen til å redusere nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa. Dette var i samsvar med de forhold som vi har registrert i tidligere år. I vekstperioden i 1999 varierte nitrogenkonsentrasjonene i overflatevannet (sjiktet 0-10 meter) mellom 194 og 599 µg tot.-N/l. De høyeste konsentrasjonene ble målt på forsommeren i Furnesfjorden og de laveste i den nordre del i september. Det var noe lavere konsentrasjoner i overflatevannet i sommeren 1999 jevnført med forholdene i 1998. Stort sett har likevel

nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa endret seg lite i de siste 11 år. Vi har estimert middelveidien for hele Mjøsa til ca. 500 µg tot.-N/l).

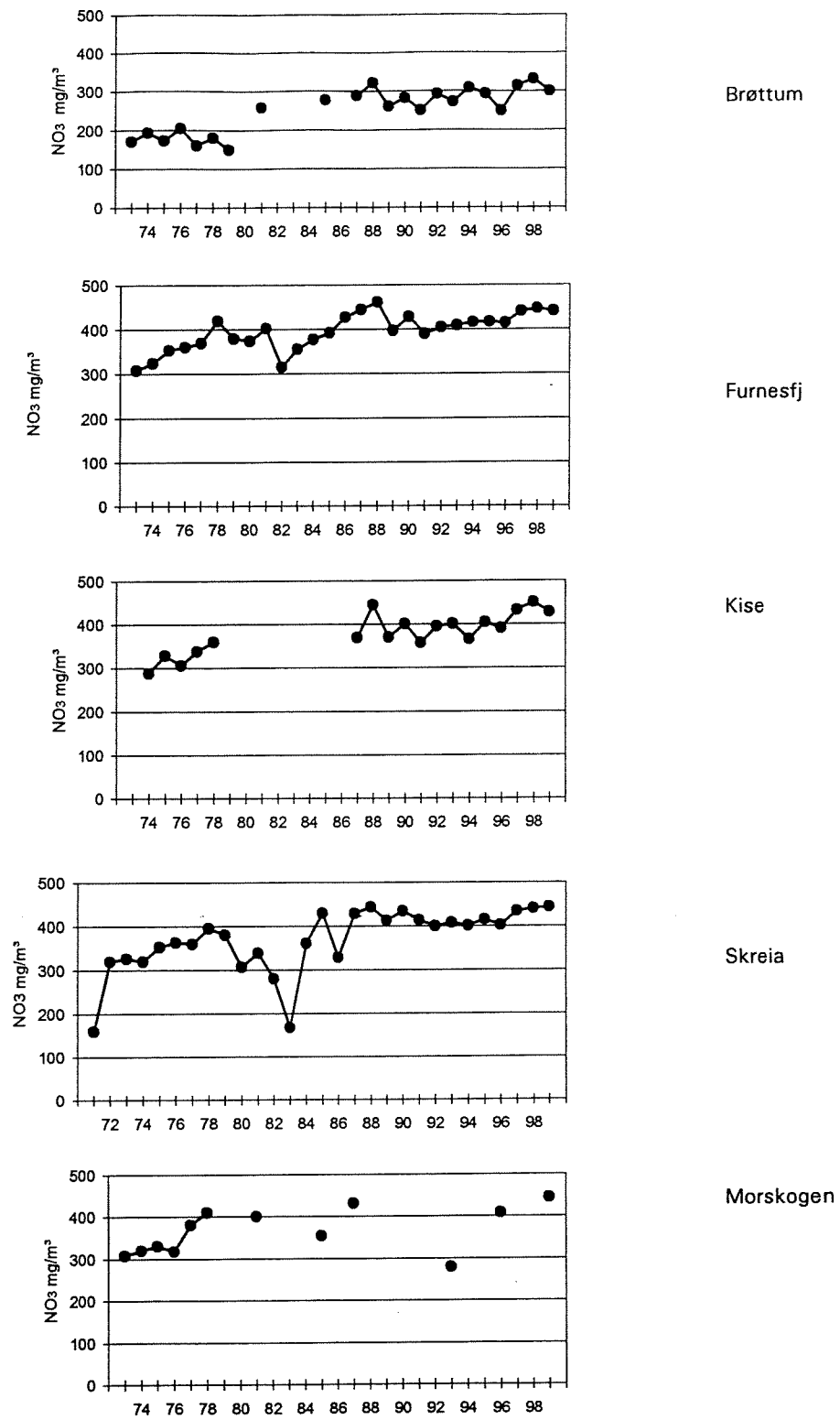
Tabell 7. Nitrogenkonsentrasjoner i de øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) i vegetasjonsperioden i Mjøsa i 1999.

Lokalitet	Middelveidie mai-okt.	Variasjonsbredde
Brøttum	292 µg tot-N/l	194 – 460 µg tot-N/l
Kise	427 µg tot-N/l	323 – 539 µg tot-N/l
Furnesfjorden	511 µg tot-N/l	375 – 599 µg tot-N/l
Skreia	439 µg tot-N/l	341 – 557 µg tot-N/l

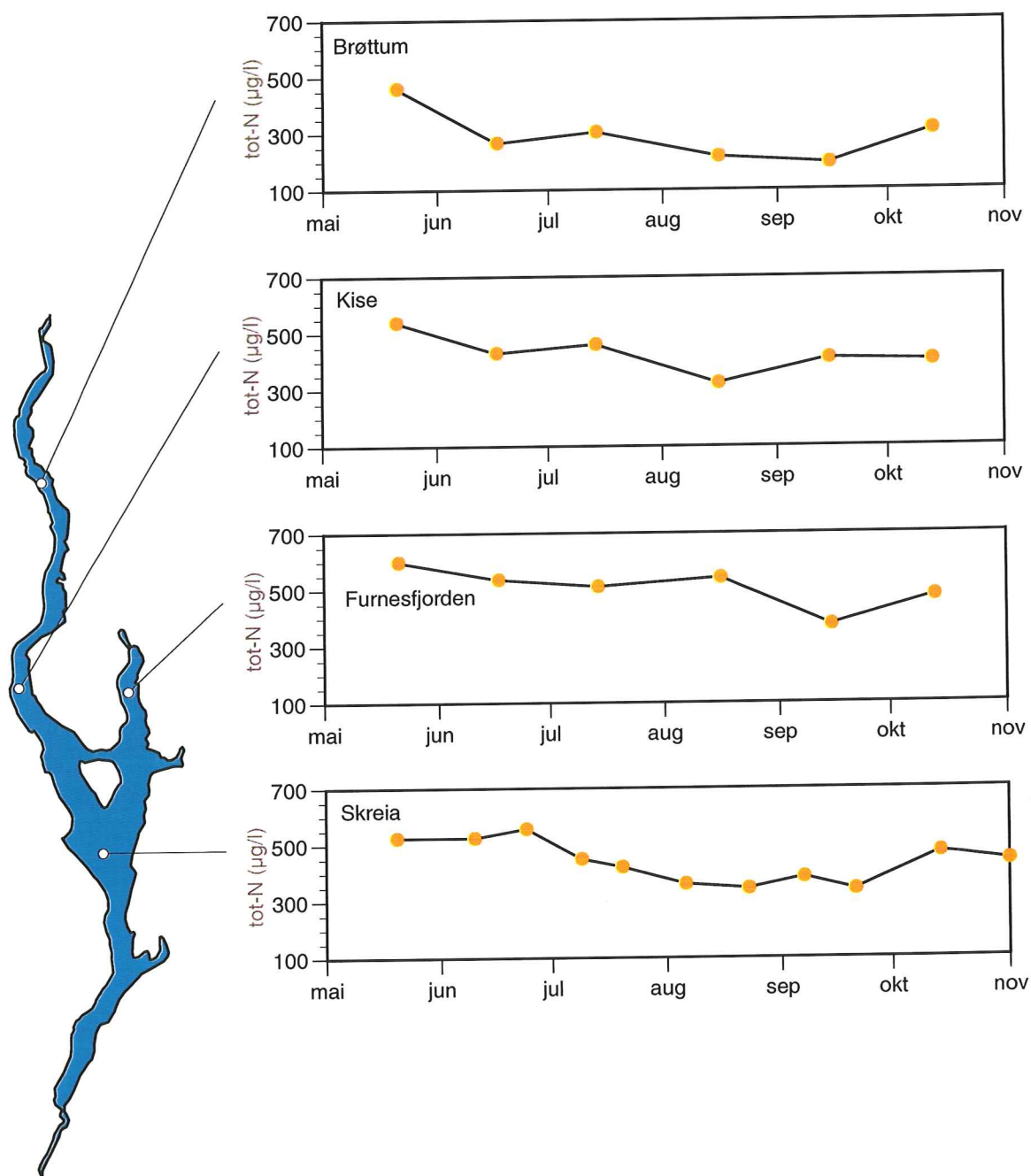
Nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsas hovedvannmasser faller i tilstandsklasse III, "Mindre god" i henhold til SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Hovedårsaken til den relativt sett høye nitrogenkonsentrasjonen er at innsjøen særlig vår og høst tilføres nitrogenholdig avrenningsvann fra store jordbruksarealer.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



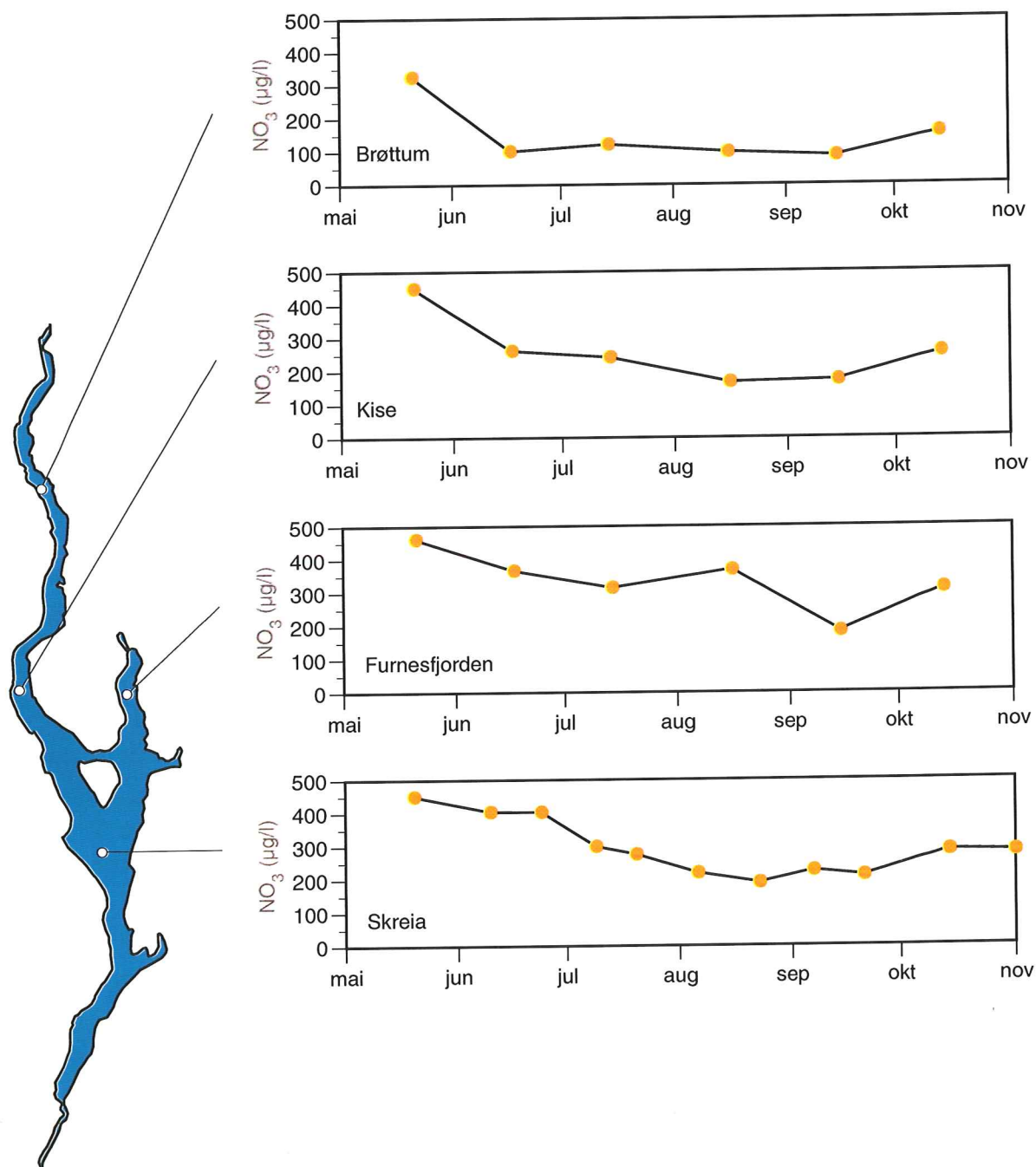
Figur 11. Veide middelverdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for totalnitrogen fra observasjoner på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-99.



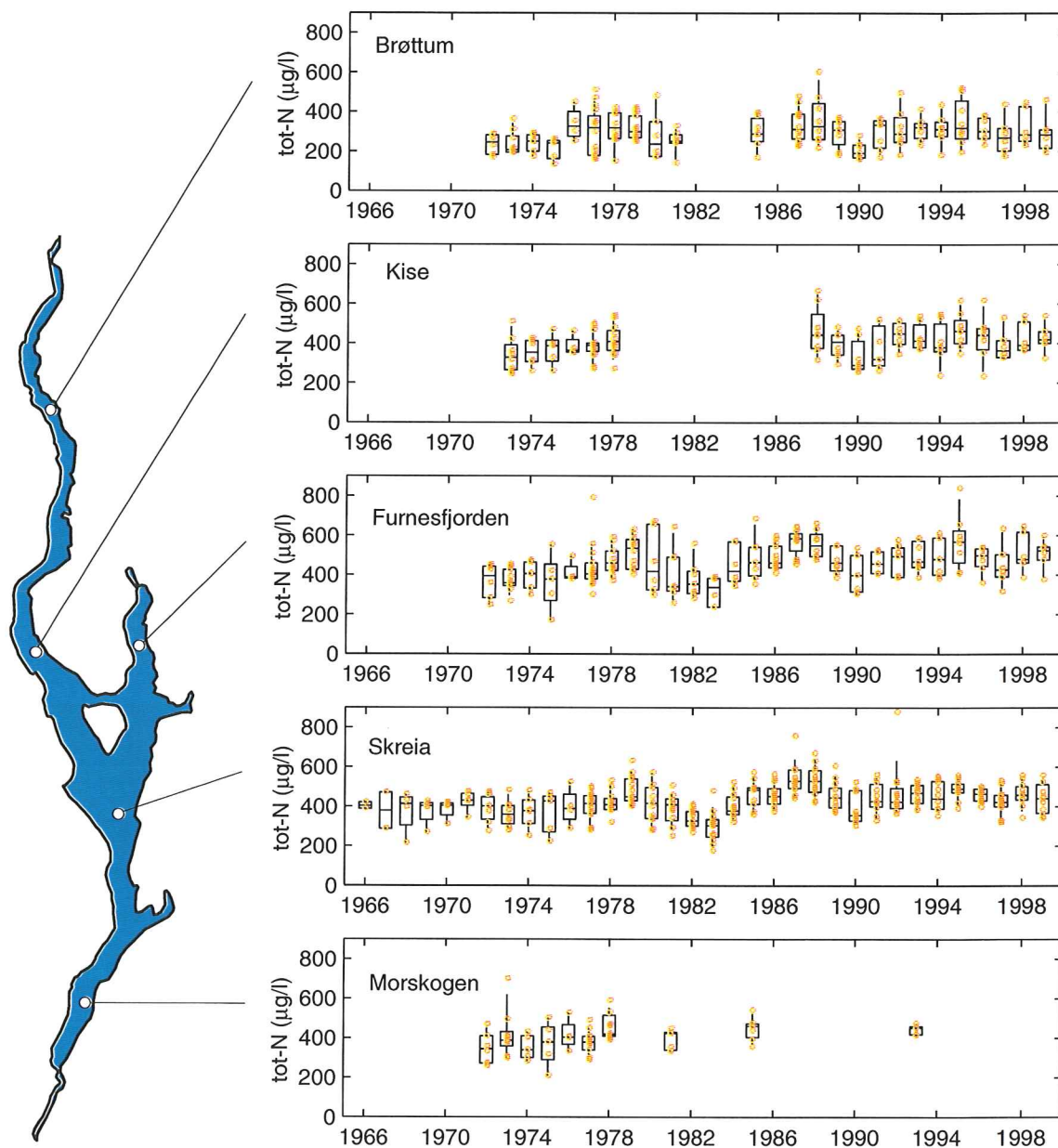
Figur 12. Veide middelværdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for nitrat fra observasjoner på sen vinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-99.



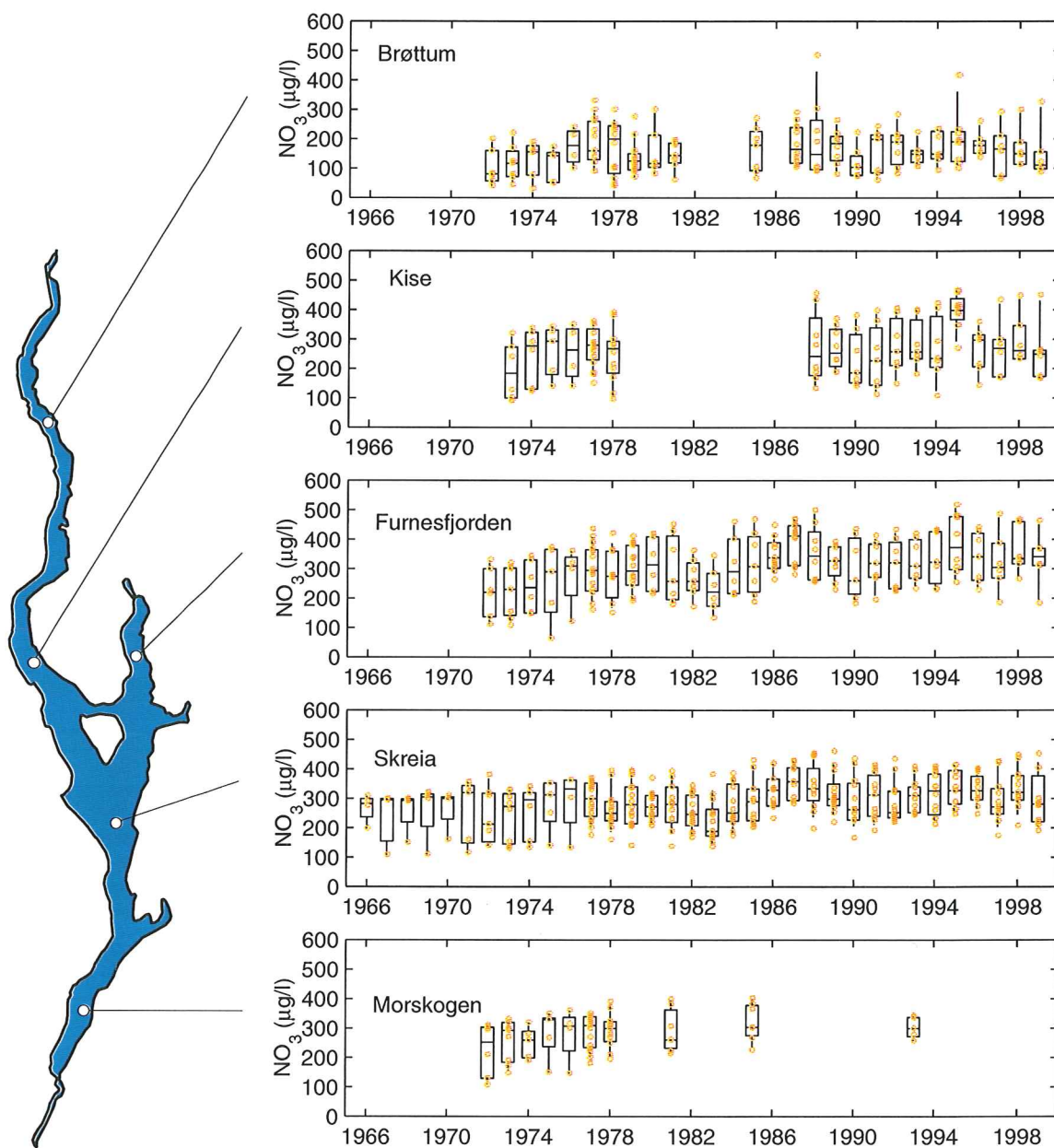
Figur 13. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for totalnitrogen i perioden mai-oktober i 1999 ved fire stasjoner i Mjøsa.



Figur 14. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for nitrat i perioden mai-oktober i 1999 ved fire stasjoner i Mjøsa.



Figur 15. Tidstrend for totalnitrogenkonsentrasjonen i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1972-1999. 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 nitratkonsentrasjonen i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1972-1999. 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 i Mjøsa 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 biotilgjengelige gi klare og raske endringer i planktonsamfunnet før forskjellene kan registreres med dagens kjemiske analysemetodikk. Planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet), biomasse og utvikling over vekstsesongen gir derfor en god og konkret informasjon om Mjøsas næringsstatus (trofigrad). Det vil alltid være naturgitte år til år variasjoner i algesamfunnet bl.a. på grunn av meteorologiske og hydrologiske forskjeller. Dette er det tatt hensyn til ved vurderingene av forholdene i 1999, samt ved vurderingen av tidsutviklingen. Styrende faktorer for algeforekomsten i Mjøsa er først og fremst vanntemperaturen og tilgangen på næringssalter, mens vannføringen i Gudbrandsdalslågen, meteorologiske forhold og til dels biologiske forhold m.m. er modifierende faktorer.

Primærdata over forekomsten av planteplankton i vegetasjonsperioden i 1999 ved stasjon Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia er sammenstilt 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 - 1999 vist. Primærdata for klorofyll *a* er gitt i tabell IV i vedlegg B bak i rapporten. Resultatene fra 1999 er vist i figur 20. Figur 21 viser tidstrenden for klorofyll i perioden 1976 - 1999 ved fem lokaliteter i Mjøsa.

Biodiversitet

Planteplanktonsamfunnet ved **stasjon Brøttum** i Mjøsas nordre del var i vegetasjonsperioden i 1999 dominert av gullalger, kiselalger og svelgflagellater. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens blågrønnalger hadde mer beskjeden forekomst. Gullalgene var dominerende algegruppe på forsommerens, mens det var kiselalger som dominerte algesammfunnet på sensommeren og utover høsten. Totalt ble det registrert 77 algetaxa (arter og/eller grupper) som hadde betydning for biomassen.

På forsommeren var planteplanktonsamfunnet dominert av små rasktvoksende "monader" tilhørende algegruppene gullalger og svelgflagellater. Planteplanktonsamfunnet indikerte da klart oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringssaltkrevende og eutrofiindikerende arter. I august og særlig i september ble det en markert oppblomstring av den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og økt forekomst av mer næringssaltkrevende arter som kiselalgene *Cyclotella comta* og *Fragilaria crotonensis* samt fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Dette indikerte bl.a. at vi hadde økt tilgang på biotilgjengelig fosfor på sensommeren. En årsak til dette er sansynligvis redusert fortykningsevne/resipientkapasitet p.g.a. lavere vannføring i Gudbrandsdalslågen. Stor *Tabellaria*-forekomst var til sjenanse for garngfisket da de lett fester og gir "grønske"-påslag på garnene.

De arter/grupper som hadde størst forekomst og hadde betydning for biomassen var grønnalger som *Chlamydomonas sp.* og *Oocystis parva*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomos*, *Ochromonas sp.* samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Cyclotella comta*, *Cyclotella glomerata*, *Diatoma lenuis*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellater som *Cryptomonas cf. erosa*, *Cryptomonas erosa v. reflexa*, *Cryptomonas spp.*, *Katablepharis ovalis* og *Rhodomonas lacustris* samt fureflagellater som *Gymnodinium cf. lacustre*, *Peridinium raciborski* 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 1999. Som blitt nevnt var det beskjeden forekomst av blågrønnalger. Følgende arter ble registrert *Anabaena lemmermanni* og *Planktothrix agardhii*. Grønnalger tilhørende slektet *Chlamydomonas* og gullalgen *Uroglena americana* hadde også lav forekomst. *Chlamydomonas* 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 1999 dominert av svelgflagellater, kiselalger og gullalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av blågrønnalger. Gullalgene var dominerende algegruppe på forsommeren, mens det var svelgefalagellater som dominerte midsommers. Fra midten av august og utover høsten var det kiselalger som dominerte algesammfunnet. Totalt ble det registrert 82 algetaxa (arter og/eller grupper) som hadde betydning for biomassen.

På forsommeren var planteplanktonsammfunnet dominert av små rasktvoksende "monader" tilhørende algegruppene gullalger og svelgflagellater. Planteplanktonsammfunnet indikerte da stort sett oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringssaltkrevende og eutrofiindikerende arter. I august og særlig i september ble det en markert oppblomstring av den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og økt forekomst av mer næringssaltkrevende arter som kiselalgene *Cyclotella comta*, *Stephanodiscus hantzschii* og *Fragilaria crotonensis* samt fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Dette indikerte bl.a. at vi hadde økt tilgang på biotilgjengelig fosfor på sensommeren. Stor *Tabellaria*-forekomst i september var til sjenanse for garnfisket da de ga "grønnske"-påslag på fiskegarn.

De arter/grupper som hadde størst forekomst og som hadde betydning for biomassen var grønnalger som *Chlamydomonas* sp., *Elakatothrix gelatinosa* og *Gloeotila* sp., gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon bavarioum*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomos*, *Ochromonas* sp., *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Cyclotella comta*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssoni*, *Cryptomonas pyrenoidifera*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp., fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium* cf. *uberimum*, *Gymnodinium helveticum* og *Peridinium umbonatum* samt øyealgen *Trachelomonas volvocina*. 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 1999 og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som hadde mengdemessig betydning.

Planteplanktonsammfunnet i **Furnesfjorden** var i vegetasjonsperioden i 1999 dominert av kiselalger, svelgflagellater og gullalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av grønnalger og blågrønnalger. Svelgflagellatene var dominerende algegruppe på våren og forsommeren, mens det var kiselalger som dominerte fra midten av august og utover høsten. Totalt ble det registrert 82 algetaxa (arter og/eller grupper) som hadde betydning for biomassen.

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 svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* indikerte likevel økt tilgang på næringsalter. I august og særlig i september ble det en markert oppblomstring av den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og økt forekomst av mer næringssaltkrevende arter som blågrønnalgen *Planktothrix agardii*, kiselalgene *Cyclotella comta*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Rhizosolenia longiseta* og *Fragilaria crotonensis* samt fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Dette indikerte bl.a. at det var økt tilgang på biotilgjengelig fosfor på sensommeren. Stor *Tabellaria*-forekomst i september var til sjenanse for garnfisket da de ga "grønnske"-påslag på fiskegarn.

De arter/grupper som hadde størst forekomst og hadde betydning for biomassen var blågrønnalgen *Planktothrix agardii*, grønnalger som *Chlamydomonas* sp., *Coelastrum asteroideum*, *Gloeotila* sp., *Koliella* sp., *Staurastrum gracile* og *Teilingia granulata*, gullalger som *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon bavarioum*, *Dinobryon borgei*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas punctifera*, *Ochromonas* sp., *Synura* sp., *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Cyclotella comta*, *Cyclotella sadiosa*, *Diatoma tenuis*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Rhizosolenia eriensis*, *Rhizosolenia longiseta*, *Stephanodiscus hantzschii* og *Tabellaria fenestrata*, svelgflagellater som *Cryptomonas* cf. *erosa*, *Cryptomonas erosa* v. *reflexa*, *Cryptomonas marssoni*, *Cryptomonas pyrenoidifera*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp., samt fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium* cf. *uberimum*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium racborskii* 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 1999 og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som hadde mengdemessig betydning. Forekomst av blågrønnalgene *Anabaena lemmermannii* og *Planktothrix agardhi* ble likevel registrert.

Planteplanktonsammfunnet i **Mjøsas sentrale parti ved stasjon Skreia** var i vegetasjonsperioden i 1999 dominert av kiselalger, svelgflagellater og gullalger. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende, mens det var liten forekomst av grønnalger, øyealger og blågrønnalger. Svelgflagellatene var den dominerende algegruppe på våren og forsommeren, mens det var kiselalger som dominerte fra august og utover høsten. Totalt ble det registrert 94 algetaxa (arter og/eller grupper) som hadde betydning for biomassen.

På forsommeren var planteplanktonsamfunnet dominert av små rasktvoksende "monader" tilhørende algegruppene svelgflagellater og gullalger. Planteplanktonsammfunnet indikerte da oligotrofe forhold uten større innslag av mer næringssaltkrevende og eutrofiindikerende arter. I august og særlig i september ble det en markert oppblomstring av den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata* og økt forekomst av mer næringssaltkrevende arter som blågrønnalgen *Planktothrix agardii* samt kiselalgene *Cyclotella comta* og *Fragilaria crotonensis*. Dette indikerte bl.a. at vi hadde økt tilgang på biotilgjengelig fosfor på sensommeren. Stor *Tabellaria*-forekomst i september var til sjenanse for garnfisket da de ga "grønnske"-påslag på fiskegarn.

De arter/grupper som hadde størst forekomst og hadde betydning for biomassen var blågrønnalgen *Planktothrix agardhi*, grønnalger som *Chlamydomonas* sp., *Cosmarium contractum*, *Gloeotila* sp., *Gyromitus cordiformis*, *Koliella longiseta*, *Oocystis marssoni*, *Staurastrum gracile* og *Staurastrum lunatum*, gullalger som *Bitrichia chodatii*, *Chrysochromulina parva*, *Craspedomonader*, *Dinobryon*

bavarioum, *Dinobryon borgei*, *Dinobryon divergens*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas akrokomos*, *Mallomonas crassisquama* *Mallomonas elongata*, *Ochromonas* sp., *Uroglena americana*, samt små og store chrysomonader, kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseria alpigena*, *Aulacoseria islandica*, *Cyclotella comta*, *Cyclotella glomerata*, *Cyclotella radiosa*, *Diatoma tenuis*, *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*, *Katablepharis ovalis*, *Rhodomonas lacustris*, *Rhodomonas lens* og *Chroomonas* sp. samt fureflagellater som *Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium racborskii*, *Peridinium umbonatum* og *Peridinium willei*. My-algene blir ikke bestemt til arts- eller gruppenivå.

Forekomst av problemskapende algerter.

Det var ikke større forekomst av problemskapende alger i Mjøsas sentrale parti i 1999, og det var bare gullalgen *Uroglena americana* som hadde mengdemessig betydning. Forekomst av blågrønnalgene *Anabaena lemmermannii* og *Planktothrix agardhi* ble likevel registrert.

Utviklingen av planteplanktonsamfunnet artsmessig sett var sommeren 1999 stort sett lik de forhold som har blitt registrert i den seinere år med en artssammensetting og artsdominans i samsvar med oligo- til mesotrofe forhold. Det var i 1999 likevel klart større forekomst av mer næringssaltkrevende planteplanktonarter enn i 1998. Stort sett hadde likevel Mjøsa i 1999 et planteplanktonsamfunn i nært samsvar med oligotrof/mesotrof tilstand og således også i samsvar med satte miljømål.

Det er ønskelig at Mjøsa kan bringes tilbake til å bli en innsjø der planteplanktonet på sommeren 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 godt næringspotensiale for de fleste dyreplanktonarter. Storvokste stavformete kiselalger som særlig *Asterionella formosa* og *Tabellaria fenestrata* vil alltid være karakterarter i Mjøsa, men det er ikke ønskelig at de forekommer i større mengder da de skaper problemer bl. a. ved "grønnske"-påslag på fiskegarn, tauverk osv. Dette gjelder særlig *Tabellaria fenestrata*.

Biomasse

Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) hadde på våren og forsommeren i 1999 lave planteplanktonkonsentrasjoner med algebiomasser som ikke vesentlig oversteg 0,70 gram våtvekt/m³. Størst planteplanktonforekomst var det i Furnesfjorden og lavest i den nordre del av innsjøen. F.o.m august og utover høsten observerte vi økte biomasser, og dette skyltes i hovedsak en markert oppblomstring av den stavformete og storvokste kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Ser vi på vegetasjonsperioden under ett, så ble den laveste planteplanktonforekomsten registrert i Mjøsas nordre del (st. Brøttum) med algebiomasser i området 0,03 - 1,34 gram våtvekt / m³. De høyeste algebiomasser i vekstsesongen 1999 ble registrert i Furnesfjorden, og her varierte algebiomassen i området 0,20 - 2,12 gram våtvekt/m³. Størst algebiomasse var det på samtlige prøvetakingslokaliteter i september. Konsentrasjonene som da ble målt var klart høyere enn fastsatte miljømål, dvs. at maks. algebiomasse ikke bør overstige 0,70 gram våtvekt/m³.

Midlere algebiomasse ved de fire prøvetakingsstasjoner i perioden juni - oktober i 1999 varierte i området 0,44 - 0,87 gram våtvekt/m³, og maksimal biomasse varierte med verdier fra 1,00 - 2,12 gram våtvekt / m³. Dette er for samtlige stasjoner høyere konsentrasjoner enn satte miljømål. Midlere planteplanktonbiomasse i perioden juni - oktober for hele Mjøsa er for 1999 estimert til ca. 0.6 gram våtvekt/m³. Miljømål for planteplanktonforekomsten 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 algebiomasse i sjiktet 0-10 meter som nevnt ikke bør overstige 0,70 gram våtvekt/m³

og at middel biomasse i vekstperioden ikke bør overstige 0,40 gram våtvekt / m³. Vi har da tatt utgangspunkt i normer gitt av Brettum (1989) og foreliggende erfaringer fra Mjøsa.

Generelt sett så hadde Mjøsa således i 1999 planteplankton-mengeder som var klart høyere enn akseptabel nivå. Stor forekomst av kiselalger på høsten er årsaken til dette. Vi kan videre nevne at midlere planteplanktonbiomasse i perioden juni – oktober for hele innsjøen i 1976 ble estimert til ca. 1.7 gram våtvekt / m³. 1975 og 1976 er de årene vi har registrert størst planteplanktonforekomst i den perioden "Mjøsundersøkelsene" har pågått, og det var også i disse to årene vi hadde størst forekomst av blågrønnalger (cyanobakterier).

Tabell 1. Maksimum- og middelverdier for planteplanktonmengden ved fire stasjoner i Mjøsa sommeren 1999. Algemengden er uttrykt som gram våtvekt pr. m³ i sjiktet 0-10m. Oligotrof tilstand er vurdert etter norm gitt av Brettum (1989).

Stasjon	Middelverdi (juni - okt.)	Maksimumsverdier
Brøttum	0,44	1,34
Kise	0,58	1,37
Furnesfjorden	0,87	2,12
Skreia	0,47	1,10
Oligotrof tilstand	≤ 0,40	≤ 0,70

Klorofyll

Klorofyllkonsentrasjonene av total klorofyll a i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0 – 10 meter) i vekstsesongen i 1999 var lave til moderat høye med konsentrasjoner som varierte i området fra 0,2 – 5,5 µg tot. kl-a/l. Det var størst klorofyllkonsentrasjon i Furnesfjorden og lavest i Mjøsas nordre del. De høyeste konsentrasjoner ble ved samtlige prøvetekingsstasjoner registrert i september i forbindelse med oppblomstringen av kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Vi registrerte da følgende konsentrasjoner ved stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia: 4.70, 5.02, 5.48 og 5.28 µg tot. kl-a/l. Middel konsentrasjon i perioden juni – oktober for stasjonene Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia er beregnet til 2.29, 3.06, 3.70 resp. 2.84 µg tot. kl-a/l. Midlere total klorofyll a-konsentrasjon i perioden juni – oktober for hele innsjøen er for 1999 estimert til 2.9 µg tot. klorofyll a pr. l.

Miljømål for Mjøsa er at maksimal total klorofyll a- konsentrasjon ikke bør overstige 4,0 mg tot. klorofyll a pr. m³ og at midlere total klorofyll a-konsentrasjon i juni-oktober ikke bør overstige 1.8 mg tot. klorofyll a pr. m³. Total klorofyll a-konsentrasjonen i Mjøsa i 1999 var således til tider klart høyere en ønskelig og tilsvarte tilstandsklasse "God" til "Mindre god" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Vi kan videre nevne at vi i 1976, da det var stor algeforekomst i hele Mjøsa, registrerte maksimale total klorofyll a-konsentrasjoner over 12 mg pr. m³ i Mjøsas sentrale parti og at midlere total klorofyll a-konsentrasjon i perioden juni – oktober for hele innsjøen da ble estimert til ca. 5.4 mg total klorofyll a pr. m³.

Tabell 2. Maksimum- og middelveidier for total klorofyll *a*-konsentrasjon ved fire stasjoner i Mjøsa sommeren 1999. Klorofyllkonsentrasjonen er uttrykt som $\mu\text{g tot. kl-a/l}$ i sjiktet 0-10m. Oligotrof tilstand er vurdert etter norm gitt av Kjellberg (1994). Miljømål for Mjøsa er at total klorofyll *a*-konsentrasjon i sjiktet 0-10 meter ikke bør overstige $4,0 \mu\text{g tot. kl-a/l}$ og at middel klorofyll *a*-konsentrasjon i perioden juni – oktober ikke skal overstige $1,8 \mu\text{g tot. kl-a/l}$.

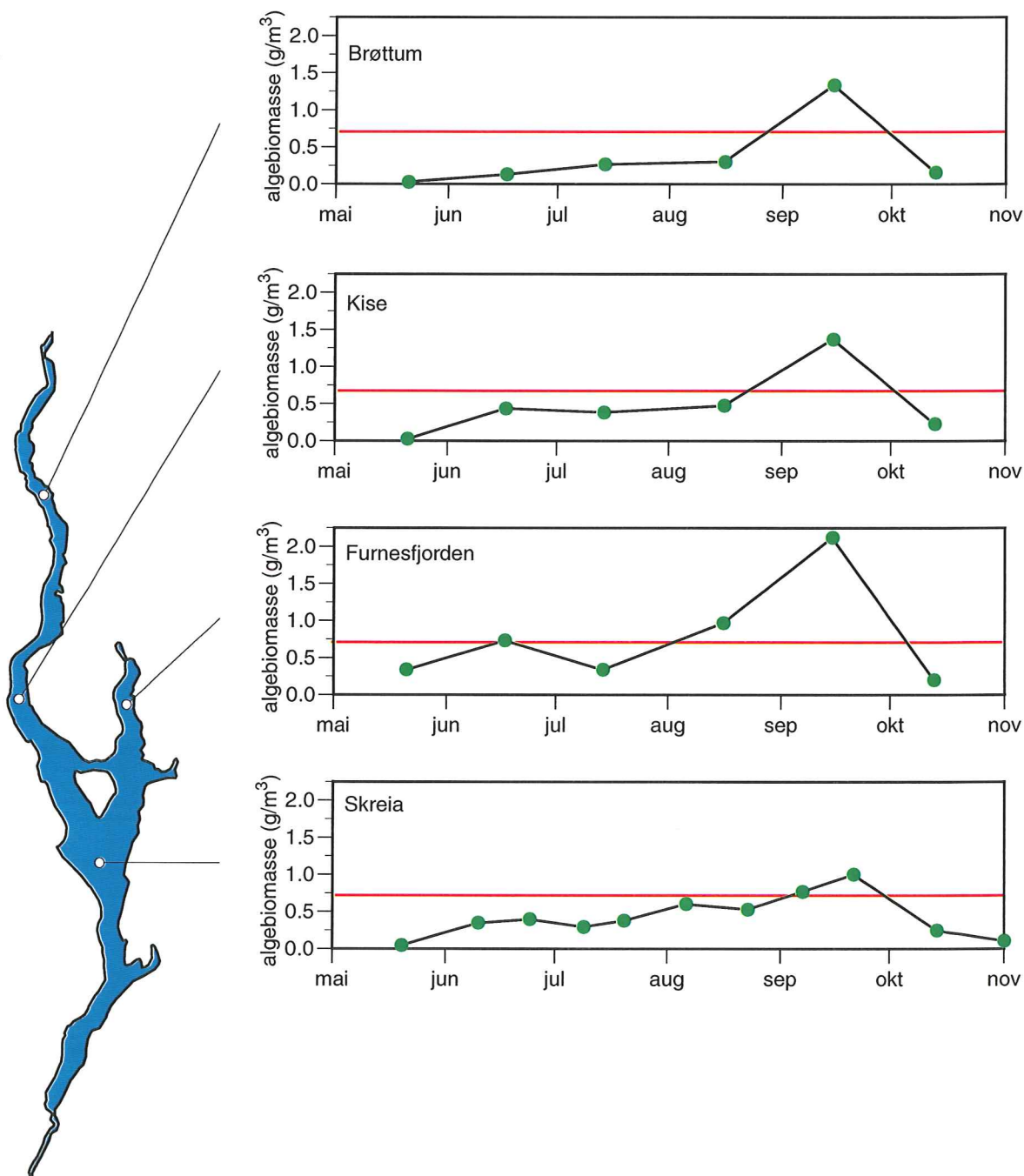
Stasjon	Middelveidi (juni - okt.)	Maksimumsverdier
Brøttum	2,3	4,7
Kise	3,1	5,0
Furnesfjorden	3,7	5,5
Skreia	2,8	5,3
Oligotrof tilstand	< 2,0	< 4,0

Miljøtilstand

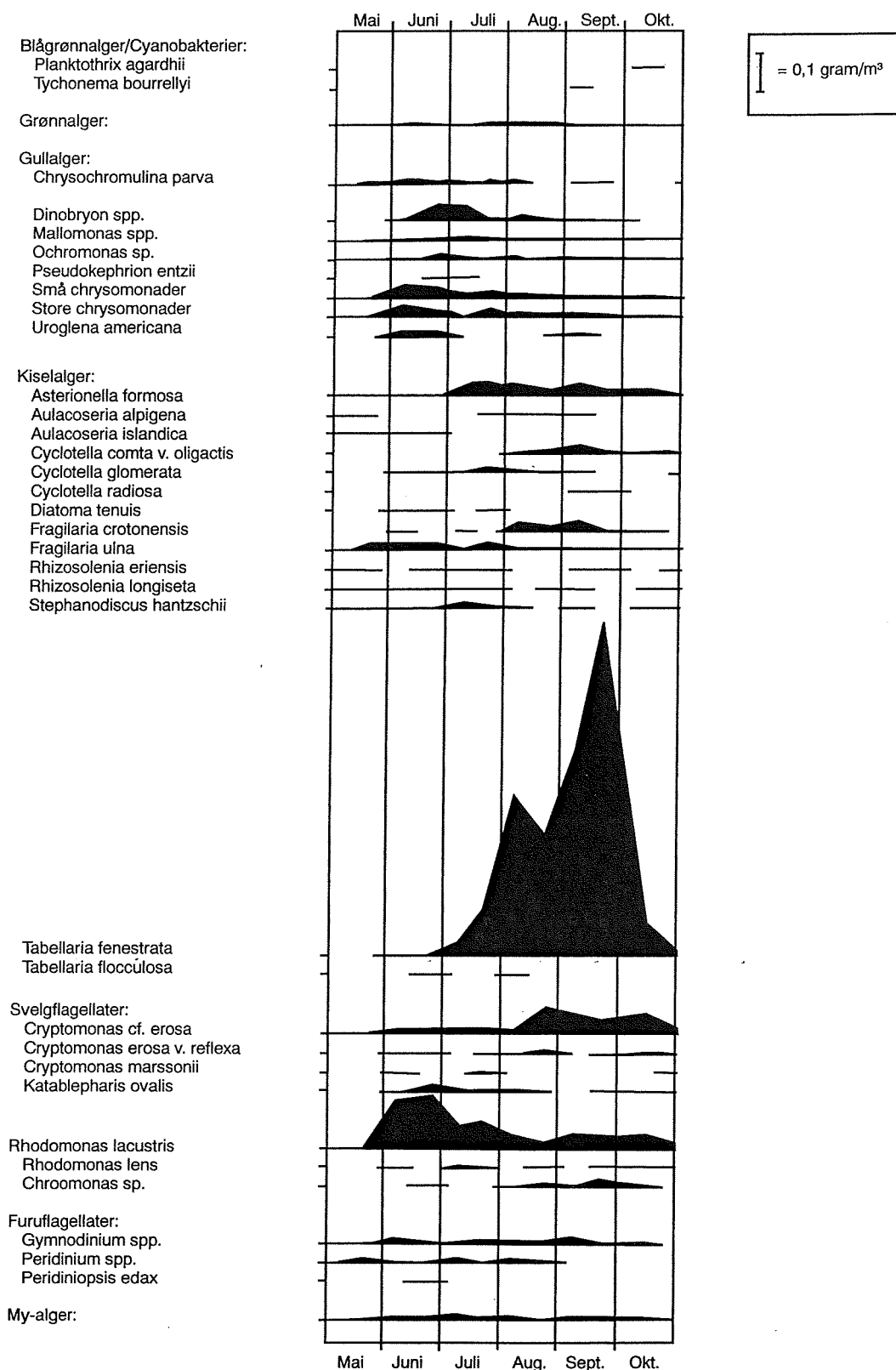
Registrerte algebiomasser og artssammensetting var sommeren 1999 i samsvar med næringsfattige (oligotrofe) til moderat næringsrike (mesotrofe) forhold og det var således mer alger enn fastsatte miljømål. Den markerte oppblomstringen av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* viste at vi fortsatt har en ustabil økologisk status i Mjøsa. Det var likevel ikke noen større forekomst av problemskapende algearter som enkelte blågrønnalger og/eller gullalger.

Innslaget av storvokste s.k. stavformete (pennate) kiselalger som *Asterionella*, *Diatoma*, *Fragilaria*, *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 at de ofte skaper direkte bruksmessige ulemper i Mjøsa når de forekommer i mengder som overstiger 0.2 gram våtvekt per m^3 . Når det gjelder trådformete blågrønnalger som kan være giftproduserend eller skape vannblomst bør disse ikke forekomme i så store mengder at de får direkte betydning for algebiomassen. Dette innebærer at de helst ikke skal registreres i de kvantitative prøvene.

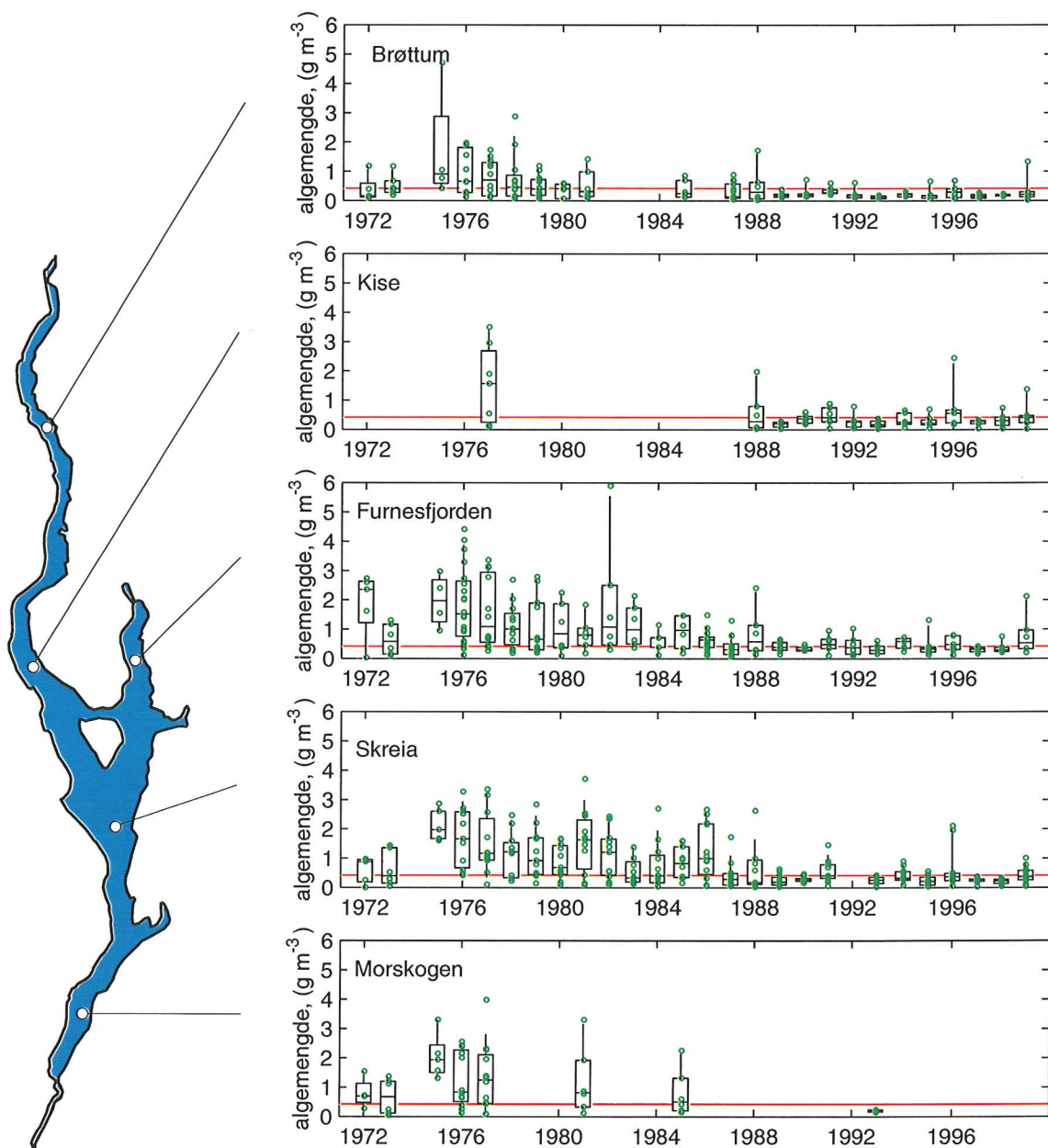
Planteplanktonforekomsten i Mjøsa i vekstsesongen i 1999 viste at innsjøen fortsatt var noe påvirket av økt næringsalttilførsel, og at det er ønskelig med ytterligere reduksjon av særlig fosfor.



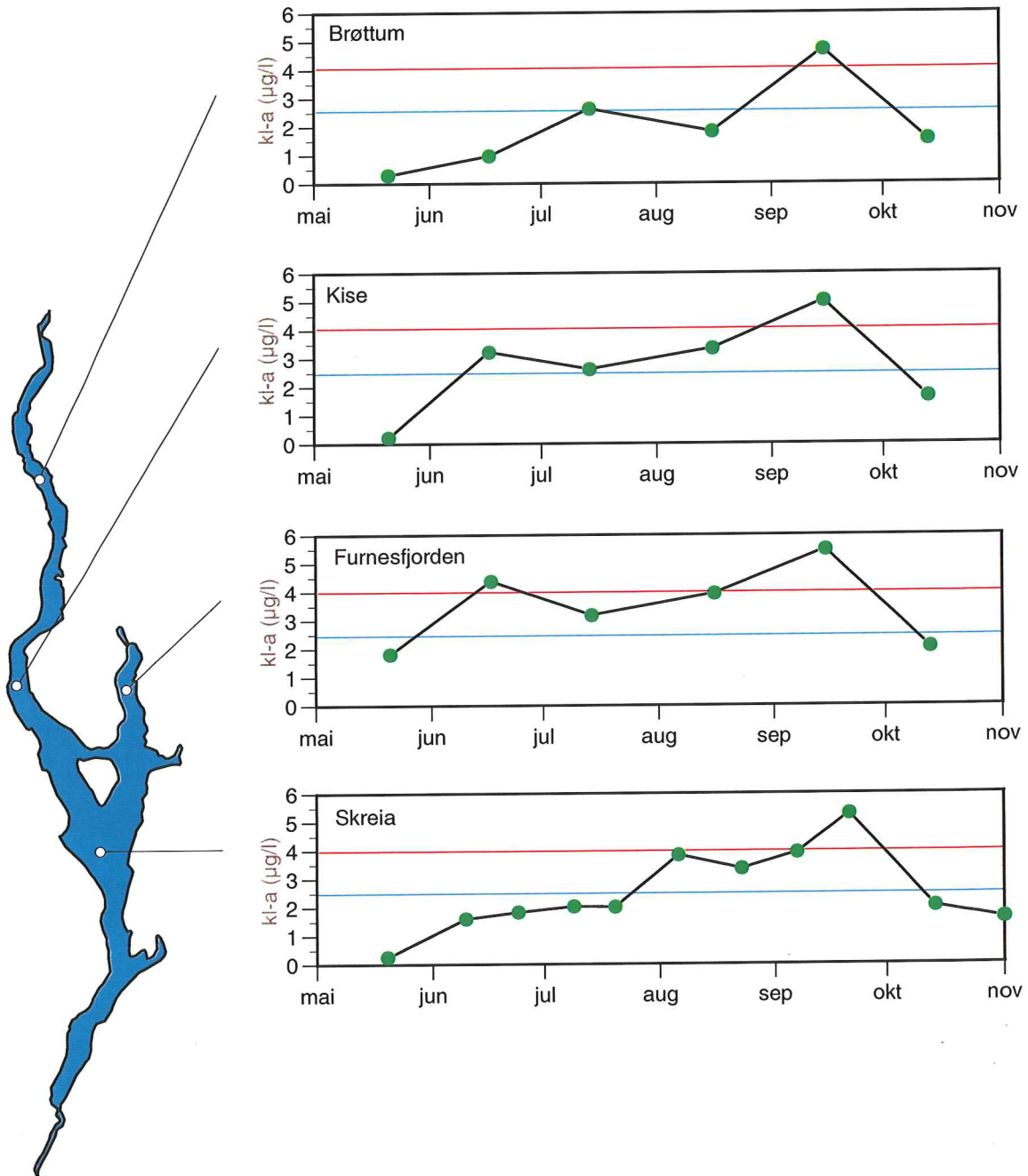
Figur 17. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for total algebiomasse i perioden mai-oktober i 1999 ved fire stasjoner i Mjøsa. Miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa er at maks. algebiomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m^3 (markert med rød linje i figuren). Det er likevel ønskelig at maks. algebiomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m^3 , dvs. i nært samsvar med de forhold som ble registrert ved stasjon Skreia sommeren 1998.



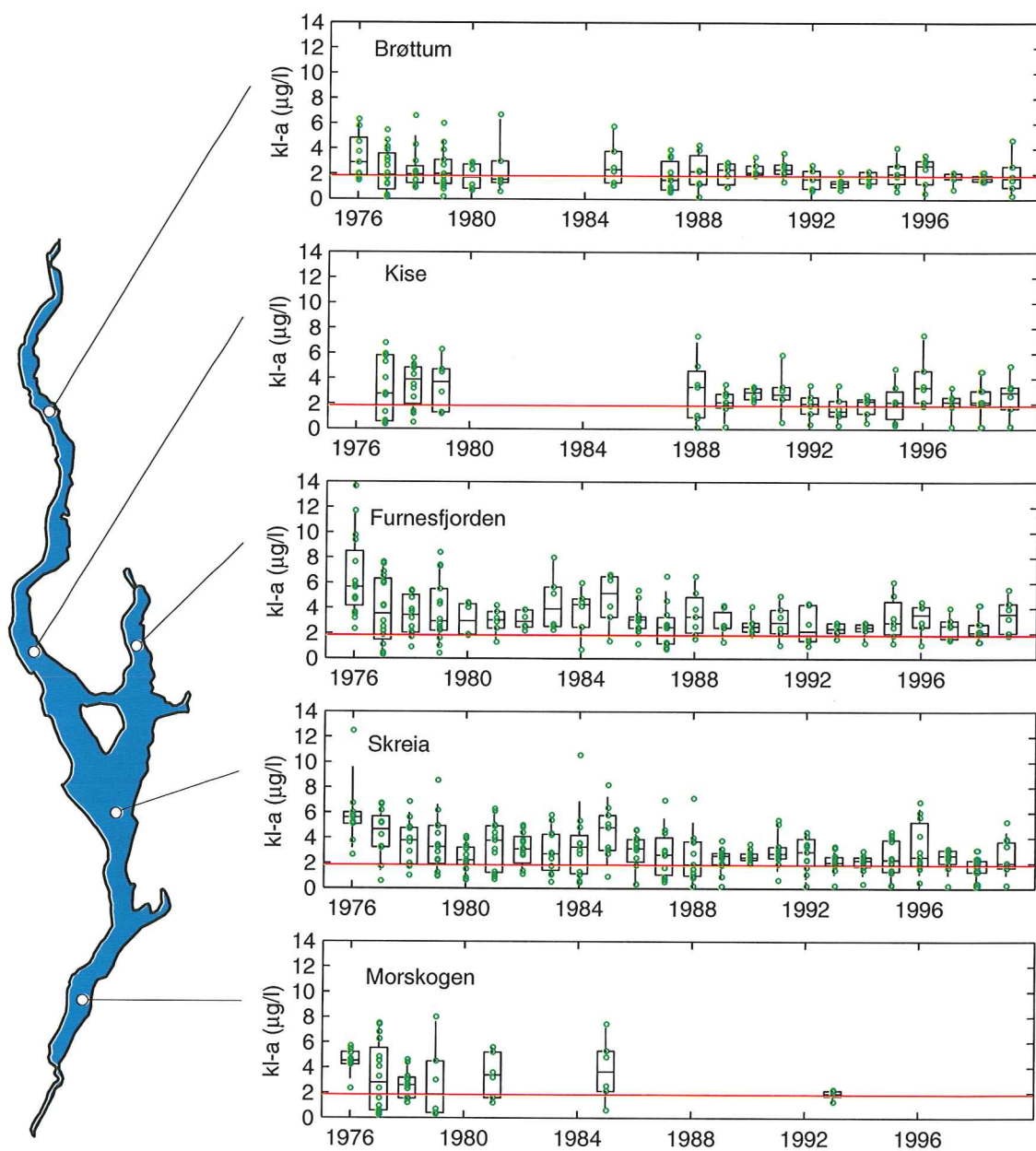
Figur 18. Forekomst av planteplanktonarter/slekter/grupper som hadde mengdemessig betydning for algebiomassen i de frie vannmasser i vegetasjonsperioden i 1999. Figuren beskriver forholdene ved hovedstasjonen (Skreia).



Figur 19. Tidstrend for total algebiomasse i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa fra 1972 til 1999. Midlere algebiomasse $< 0,4-0,5$ gram våtvekt pr. m^3 er typisk i oligotrofe innsjøer (Brettum 1989, Heinonen 1980). Miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa er at midlere algebiomasse i de frie vannmasser ikke bør overstige 0,4 gram våtvekt pr. m^3 (markert med linje i figuren) og at maks. algebiomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m^3 . Det er likevel ønskelig at maks. algebiomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m^3 . Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10 og 90-prosentilen.



Figur 20. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for total klorofyll a i perioden mai-oktober i 1999 ved fire stasjoner i Mjøsa. Rød linje viser de fastsatte miljø-/kvalitetsmål, dvs. at konsentrasjonen ikke bør overstige 4,0 µg tot.klorofyll a pr. liter. Det er likevel ønskelig at maks. klorofyll-konsentrasjon på sikt ikke overstiger 2,5 µg/l (blå linje).



Figur 21. Tidstrend for total klorofyll a i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem lokaliteter i Mjøsa fra 1976 til 1999. Rød linje angir nasjonalt miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa dvs. at årlig middel klorofyllkonsentrasjon (juni-oktober) ikke bør overstige $1,8 \mu\text{g/l}$.

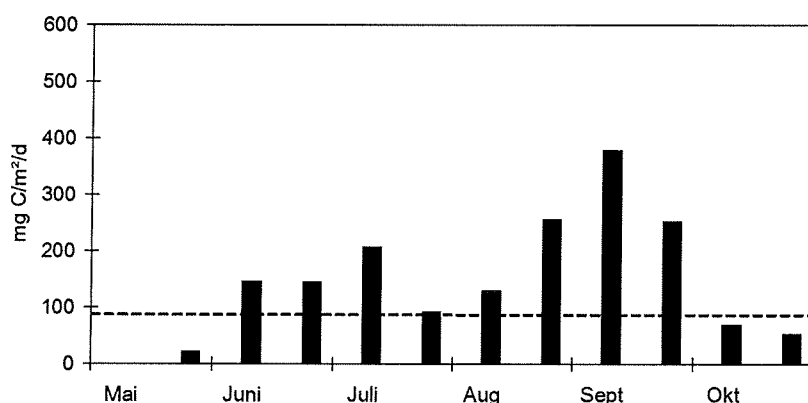
Boksene viser intervallet mellom 25 og 75-prosentilene. Den horisontale streken inne i boksen viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10 og 90-prosentilen

3.1.7 Primærproduksjon

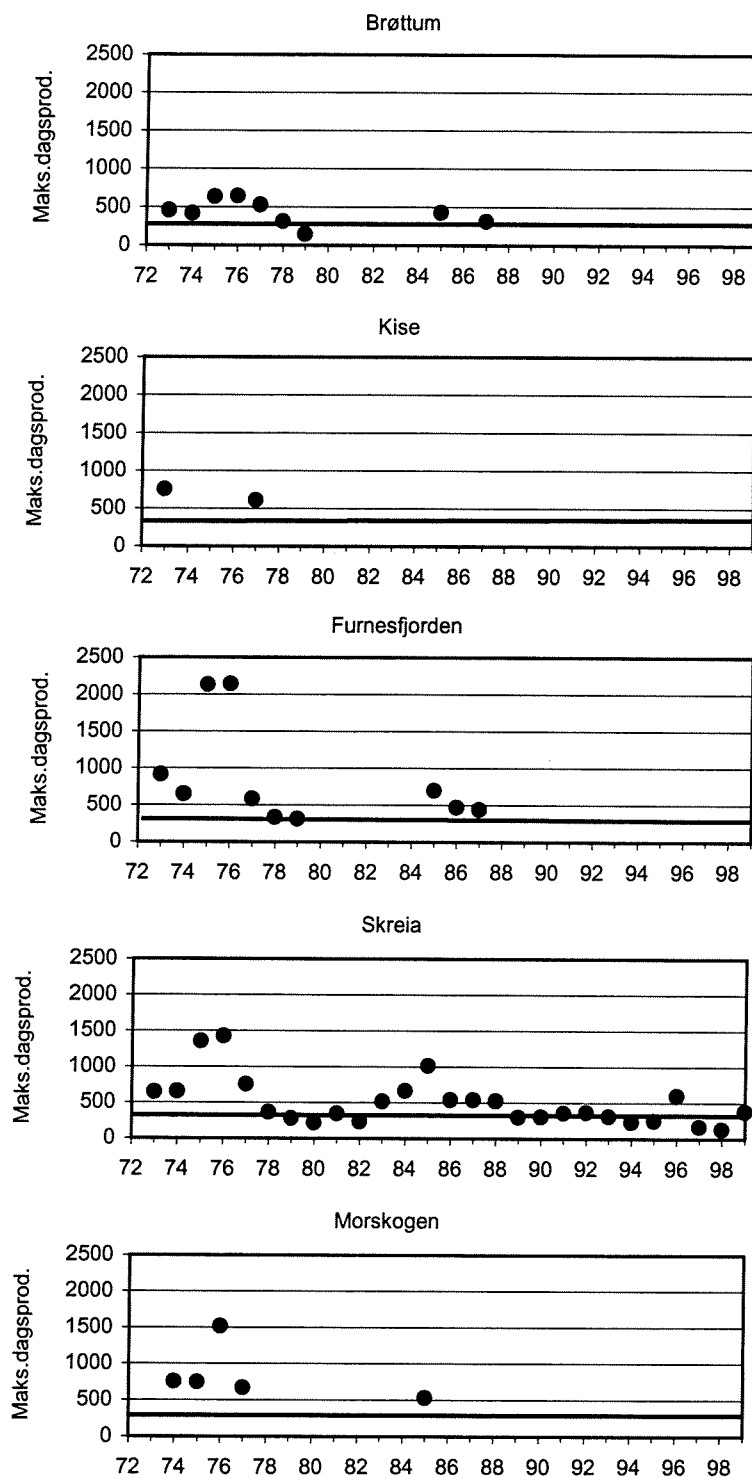
Primærdata fra primærproduksjonsmålingene ved st. Skreia i 1999 er gitt i tabell IX i vedleg B bak i rapporten. Resultatene fra 1999 er vist i figur 22. Videre er tidsutviklingen ved fem lokaliteter i perioden 1973/74 - 1999 vist i figur 23 og 24.

Planteplanktonproduksjonen (primærproduksjon målt med C_{14} -teknikken) i vegetasjonsperioden i 1999 var nær akseptabel nivå med en dagsproduksjon i området 20 – 377 $mgC/m^2/dag$. Dette tilsvarer en tilnærmet reell dagsproduksjon i området 40 – 943 $mgC/m^2/dag$. Størst dagsproduksjon ble registrert i begynnelsen av september i forbindelse med 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 28 gram C/m^2 . Tilnærmet reell årsproduksjonen er estimert til ca. 56 – 70 gram $C/m^2/år$. Det var ca. 2 ggr. høyere primærproduksjon i 1999 enn 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.

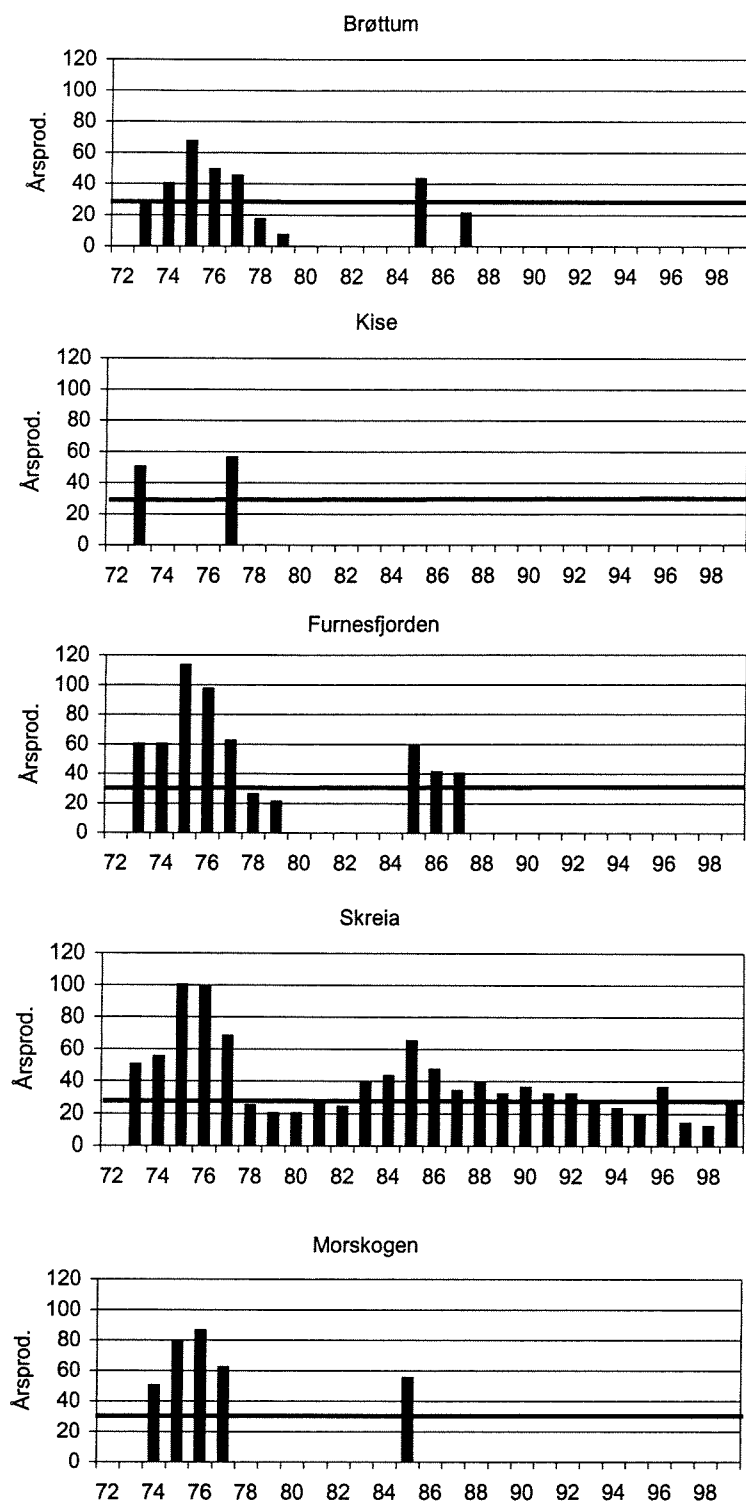
Et ”miljømål” for Mjøsa er for tiden at den målte døgnproduksjonen med C_{14} -teknikk i innsjøens sentrale parti ikke bør overstige 300 $mg C/m^2/døgn$ og at årsproduksjonen ikke bør overstige 30 - 35 gram $C/m^2/år$. Dette er basert på erfaringsmateriale fra Mjøsa og andre norske innsjøer (se fig. 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 $mg C/m^2$ dvs. at en går fra oligotrofe til mer mesotrofe forhold. Vi kan her nevne at vi registrerte døgnproduksjon på opp mot 5000 mgC/m^2 og årsproduksjon i området 200 – 250 gram C/m^2 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 fortilgang for dyreplankton.



Figur 22. Primærproduksjon (beregnet utfra C_{14} -metodik) uttrykt som døgnproduksjon ved hovedstasjonen (Skreia) i 1999. Årsproduksjon er beregnet til 28 g C/m^2 , maks. døgnproduksjon til 377 $mg C/m^2$ og midlere døgnproduksjon til 152 $mg C/m^2$.



Figur 24. Maks. døgnproduksjon uttrykt som mg C/m² ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-99. Årlige målinger utføres bare ved st. Skreia. Faglig sett bør ikke maks. døgnproduksjon (beregnet utifra C₁₄-metodikken) i Mjøsa overstige 300 mg C/m² og døgn (markert med linje i figuren).



Figur 25. Årsproduksjon (beregnet utfra C_{14} -metodik) av planteplankton uttrykt som gram C/m² ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-99. Årlige målinger utføres bare ved st. Skreia. Faglig sett bør ikke årsproduksjonen overstige 30 - 35 gram C pr. m² (markert med linje i figuren).

3.1.8 Krepsdyrplankton

Primærdata for krepsdyrplanktonforekomsten (sjiktet 0 - 50 m) og forekomst av istidsinnvandrere som pungreke (*Mysis relicta*) og *Gammaracanthus loricatus* (sjiktet 0 - 120 m) ved st. Skreia i 1999 er gitt i tabell X i vedleg B bak i rapporten. Resultatene for krepsdyrplanktonet er vist i figur 25, 26 og 27 og resultatene for pungreke 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).

Fra Mjøsas sentrale parti (st. Skreia) foreligger det dyreplanktondata fra begynnelsen av 1900-tallet (Lid et al. 1946), enkelte håvtrekk fra 1960-tallet og årlige data fra 1972 (unntatt 1975). Det er derfor mulig å følge tidsutviklingen i krepsdyrsamfunnet. Tidligere undersøkelser av krepsdyrplanktonet 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 (Rognerud 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.

Krepsdyrplanktonet ved hovedstasjonen (st. Skreia) var i 1999 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. Krepsdyrplanktonets artssammensetting (biodiversiteten) var i samsvar med observasjonene fra de siste 15 år. Sammenlignes dagens krepsdyrsamfunn 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 fri 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 (lagesild) er nå vannloppen *Daphnia cristata* dominerende "daphnia"-art i Mjøsas fri vannmasser.

Krepsdyrplanktonet bedømmes i 1999 som markert påvirket av fiskepredasjon (se fig. 30), men predasjonspresset var klart lavere i 1999 jevnført med de siste to år (1997 og 1998). Årsaken til dette var sannsynligvis liten eller ingen forekomst av 0+ og 1+ lagesild, dvs. fisk som ble født i 1998 og 1999. Sist det ble født en sterk årklasse av lagesild var i 1997.

Individantall og biomasse.

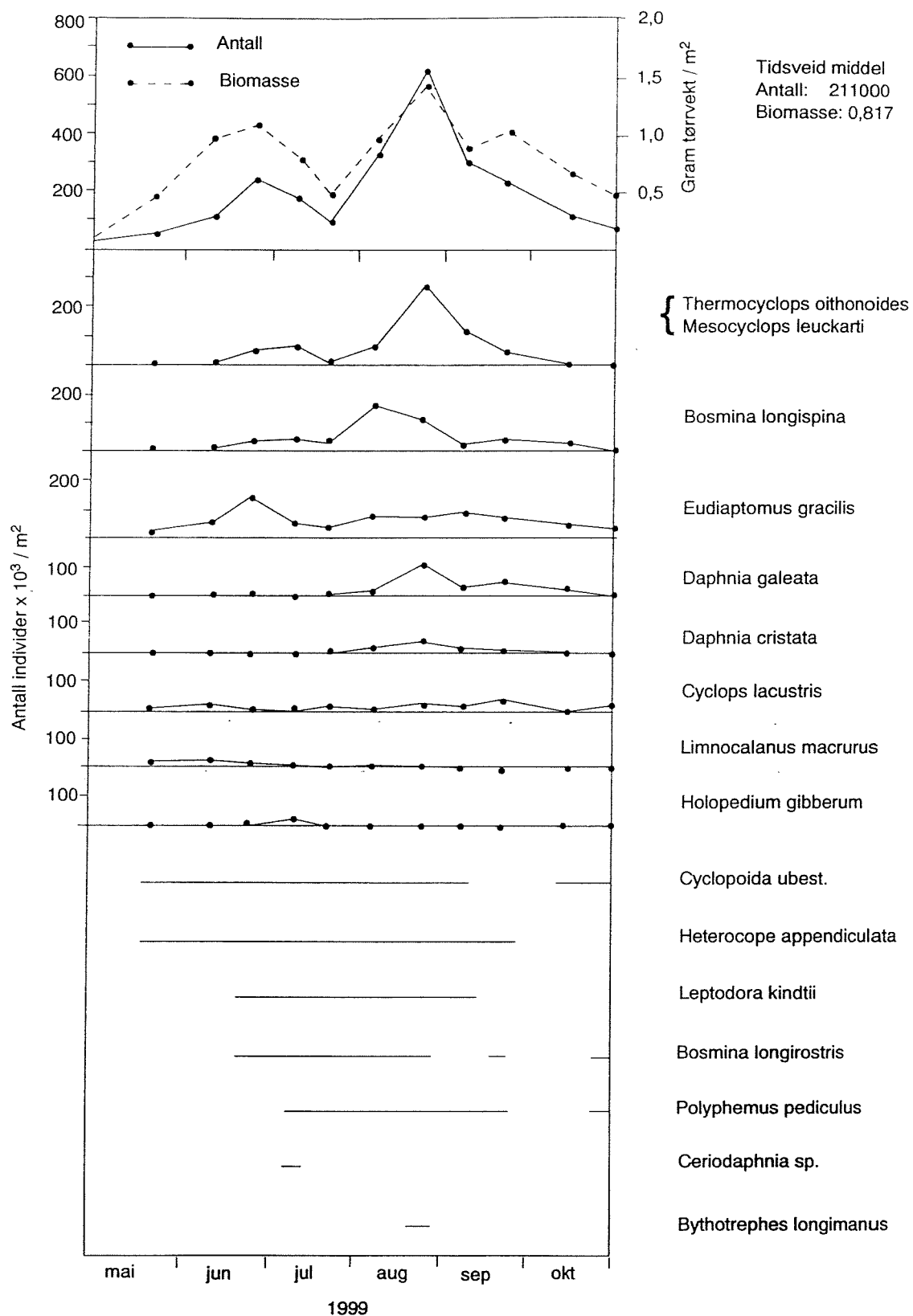
Det var middels rik forekomst av krepsdyrplankton i Mjøsas sentrale parti i sommersesongen i 1999 (se tabell 2). Midlere individantall var på ca. 210.000 individ pr. m² tilsvarende en biomasse på ca. 0.8 gram tørrvekt pr. m². Dette er i samsvar med de forhold som ble registrert i 1998 og stort sett også i samsvar med forholdene i de seineste 8 årene (1991 – 1998). Individantallene har i denne periode variert i området 200.00 – 400.000 st./m² med biomasser i området 0.8 – 1,3 gram tørrvekt pr. m². 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 krepsdyrplankton med individtall på opp til 500.000 individ pr. m² og biomasser i området 1.2 – 1.9 gram tørrvekt pr. m². Det ser ut som om særlig krepsdyrbiomassen har blitt redusert sammenlignet med biomassen i perioden 1972-90. Reduksjonen kan anslås til ca. 30% fra begynnelsen av 1980-åra til idag. Når det gjelder individantall, så er reduksjonen ikke så påfallende som for biomassen. Vi har anslått

reduksjonen til ca. 20%. Bedømt utfra biomassen kan krepsdyrforekomsten i Mjøsa nå betegnes som middels høy (se tabell 2).

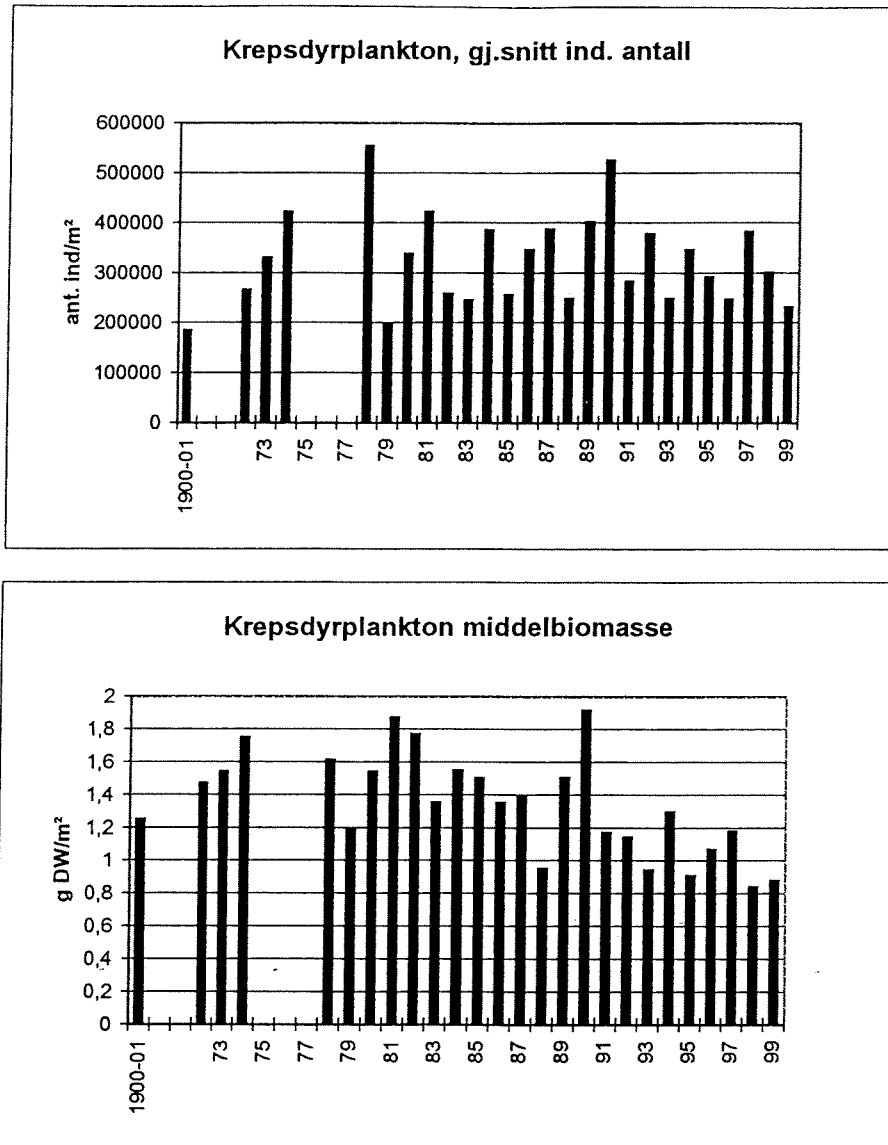
Det er ikke utarbeidet noe miljåmål for krepsdyreplanktonet, men det er ønskelig at en mest mulig kan opprettholde de naturgitte forhold.

Tabell 2. Vurderingsgrunnlag for krepsdyrplanktonbiomasse. Vurderingen er basert på beregnet middelbiomasse (gram tørrvekt (T.V.)/m²) 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.).

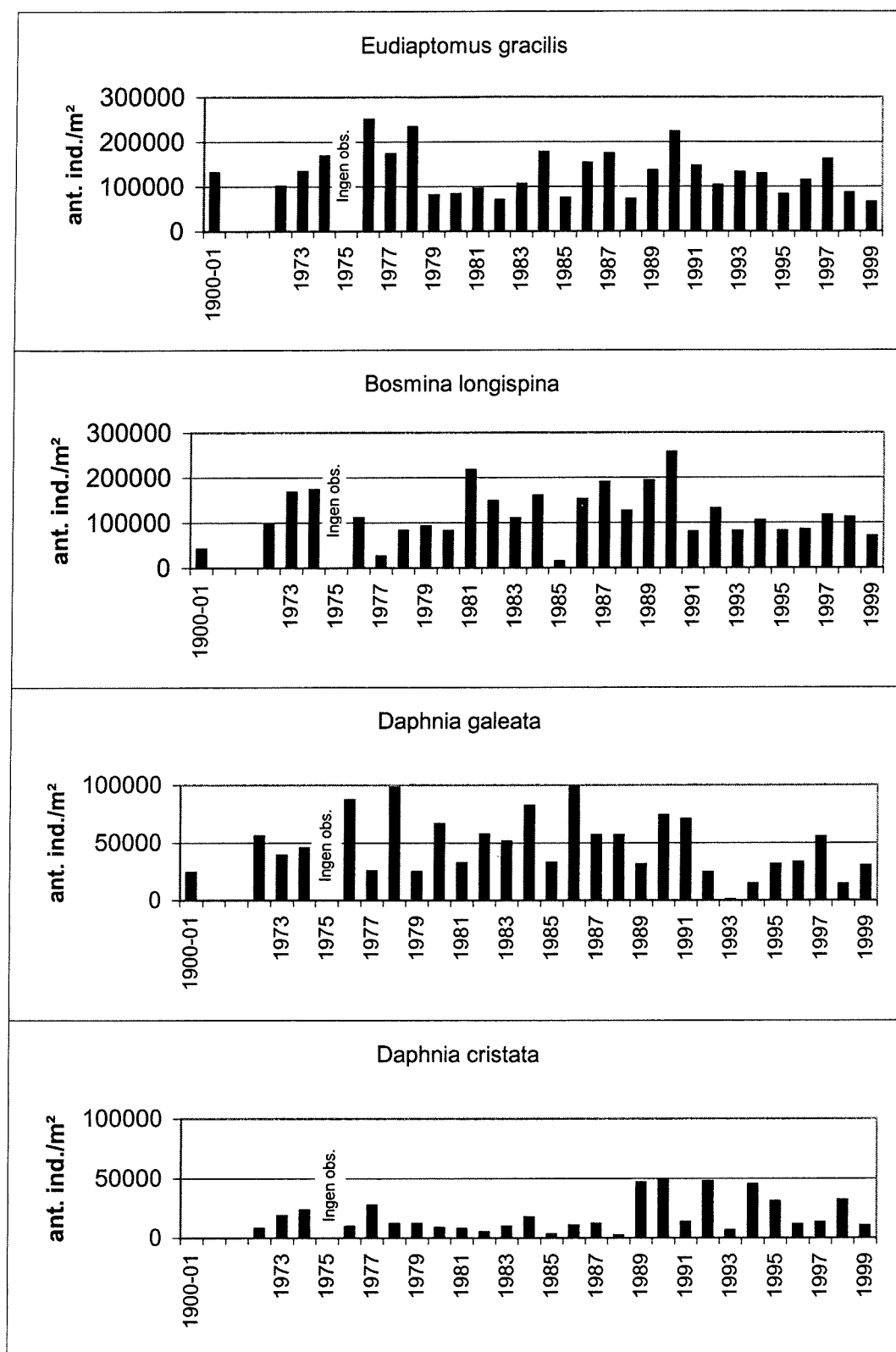
Svært høy	> 2,00	gram (T.V.)/m ²	> 20,0	gram (V.V.)/m ²
Høy	1,01 – 2,00	gram (T.V.)/m ²	10,1 - 20,0	gram (V.V.)/m ²
Middels	0,51 - 1,00	gram (T.V.)/m ²	5,10 - 10,0	gram (V.V.)/m ²
Lav	0,26 - 0,50	gram (T.V.)/m ²	2,60 – 5,00	gram (V.V.)/m ²
Svært lav	< 0,25	gram (T.V.)/m ²	< 2,50	gram (V.V.)/m ²



Figur 26. Mengde og biomasse av krepsdyrplankton i sjiktet 0-50 meter ved hovedstasjonen (Skreia) i 1999.



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 1972-99. Registreringer fra 1900-01 er også tatt med.



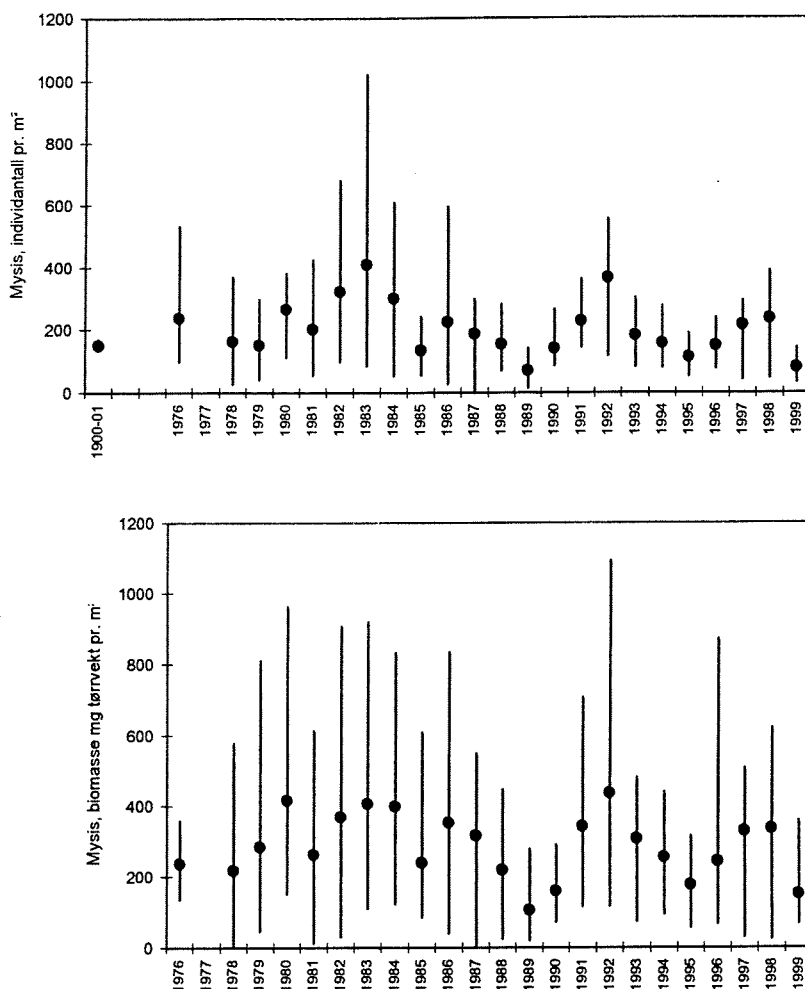
Figur 28. Tidsutvikling av forekomst av *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina*, *Daphnia galeata* og *Daphnia cristata* uttrykt som middel antall individ i juli-september ved st. Skreia i tidsperioden 1972-99. Registreringer fra 1900-01 er også tatt med. Disse arter er de viktigste fødeobjekter for den planktonspisende fisken i Mjøsa og *Bosmina* og særlig *D. galeata* blir som regel prioritert.

Istidsinnvandrere.

Pungreken *Mysis relicta* hadde i 1999 en middels rik bestand (se tabell 3) i de fri vannmasser (sjiktet 0 – 120 meter) med individantall som varierte i området 33 - 143 ind./m² tilsvarende biomasser i området 0,09 - 0,36 gram tørrvekt/m². Midlere individantall i perioden mai – oktober er beregnet til 81 ind./m² tilsvarende en biomasse på 151 gram tørrvekt/m². Dette 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, men vi kan ikke se at det har vært noen klar tendens til endring i bestandene i den perioden vi har obserasjoner fra.

Det var også lav forekomst av *Gammaracanthus loricatus*, og som mest ble det registrert 1 ind./m². Det ble ikke registrert eksemplarer av arten *Pallasea quadrispinosa* i håvtrekkene i 1999.

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 i 1999, så vi kan trolig forvente en ytterligere nedgang av *Mysis*-bestanden i kommende år.



Figur 29. Tidsutvikling av forekomsten av pungreke (*Mysis relicta*) i sjiktet 0-120 meter uttrykt som individantall og biomasse i mai-oktober ved st. Skreia i tidsperioden 1976-99. Resultatene fra de ulike år er gitt som middelverdier og variasjonsbredde. Individantall fra registreringer i 1900-01 er også tatt med.

Tabell 3. Vurderingsgrunnlag for forekomst av *Mysis relicta* (pungreke) basert på erfaringer fra undersøkelser i Skandinavia og Nord-Amerika. Vurderingsgrunnlaget for forekomst av *Gammaracanthus loricatus* er utarbeidet på bakgrunn av egne erfaringer fra Mjøsa og Rødnessjøen. Vurderingene for Mjøsa er basert på middel antall ind./m² fra sjiktet 0 – 120 meter i vegetasjonsperioden (mai - oktober).

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

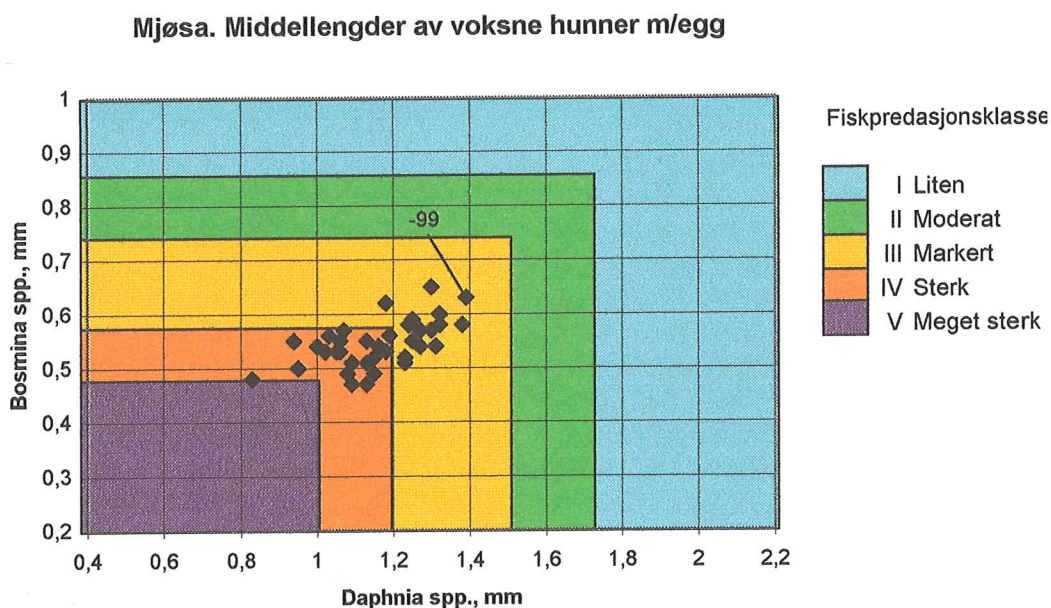
Beitepress fra planktonspisende fisk.

Planktonspisende fisk kan ha en klart strukturerende/modifiserende påvirkning på en innsjø krepsdyrplankton. Økt predasjonspress gir økt påvirkning. Predasjonspresset fra fisk er vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Løvik (upublisert) (se tabell 4). Dette system tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne eggbærende hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* 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 først og fremst er fiskepredasjonen som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer av de to vannloppe-gruppene.

Krepsdyrplanktonet i Mjøsas frie vannmasser bedømmes i 1999 som markert påvirket av fiskepredasjon tilsvarende predasjonsklasse III i Løvik's klassifikasjonssystem. Predasjonspresset var således klart mindre i 1999 enn i de to foregående år. Årsaken til dette er sannsynligvis som tidligere blitt nevnt liten eller ingen forekomst av 0+ og 1+ lagesild, dvs. fisk som ble født i 1998 og 1999. I den periode Mjøsuundersøkelsene har pågått (1966 – 1999) 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 4. Vurderingsgrunnlag for klassifisering av beitepress fra planktonspisende fisk i pelagialen i 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 1999 er markert i figuren. Datamaterialet er fra perioden 1972-1999, og i denne perioden har beitepresset variert fra markert til sterk.

3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold

I samarbeid med byveterinærene i de tre Mjøsbyene ble det den 6. september i 1999 foretatt en synoptisk hygienisk/bakteriologisk undersøkelse i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0 – 30 meter). Stasjonsnett er vist i figur 2 i kap.2 "Materiale og metoder" og primærdata er gitt i tabell XI i vedleg B bak i rapporten. De prøvetakingssteder og analyseparametre som ble benyttet i 1999 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 termotolerante koliforme bakterier, koliforme bakterier (s.k. fekale indikatorbakterier) og totalantallet bakterier (kimtall) 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.

termotolerante koliforme bakterier, (vanligvis = tarmbakterien *Escherichia coli*) indikerer fersk fekal forurensning fra mennesker og/eller varmblodige dyr. Dette er en følsom og hensiktsmessig indikatorbakterie 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. Hovedkilden til fersk fekal forurensning i vann er utslipp av boligkloakk.

Ved prøvetakingen den 6. september i 1999 var Mjøsas øvre vannlag i de frie vannmasser lite til moderat påvirket av fersk fekal forurensning (termotolerante koliforme bakterier) fra mennesker og/eller dyr. Enkelte områder kan også betegnes som markert påvirket. Det ble registrert bakterietall i området 0 - 41 st. pr. 100 ml, noe som tilsvarer "meget god" til "god" tilstand ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Bakteriementder som overstiger målsettingen for badevann (> 100 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml) ble således ikke registrert. Mest påvirket var den nordre del, områdene utenfor Gjøvik og Hamar samt et mindre område like sør for Tangenvika. Generelt sett så kan Mjøsas sentrale og søndre parti betegnes som lite berørt av fersk fekal forurensning. I den nordre del og i området ved Gjøvik var det størst forekomst

av fekale indikatorbakterier i de dypere vannlag. Ved Hamar og i området syd for Tangenvika var det de øvre vannlag som var mest påvirket av fersk fekal forurensning. Åkersvika var ved prøvetakingstidspunktet moderat påvirket av fersk fekal forurensning og her fant vi 6 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 jordbakterier og særlig bakterier som er vanlig forekommende i utslipp fra skogindustrier med fiberutslipp.

Ved prøvetakingstidspunktet var Mjøsas frie vannmasser lite til moderat belastet med koliforme bakterier. I selve Mjøsa varierte antallet koliforme bakterier i området 0 – 49 bakterier pr. 100 ml. Dette tilsvarte liten til moderat påvirkningsgrad. Mest påvirket var følgende områder: Området syd for Lillehammer, området ved Moelv, området like ved Gjøvik og området utenfor Hamar, Totenvika dvs. området som berøres av utløpet fra Lena var også påvirket. Det meste av Mjøsas sentrale parti og hele søndre del inkl. Tangenvika var lite påvirket med bakterietall som ikke oversteg 10 bakterier pr. 100 ml.

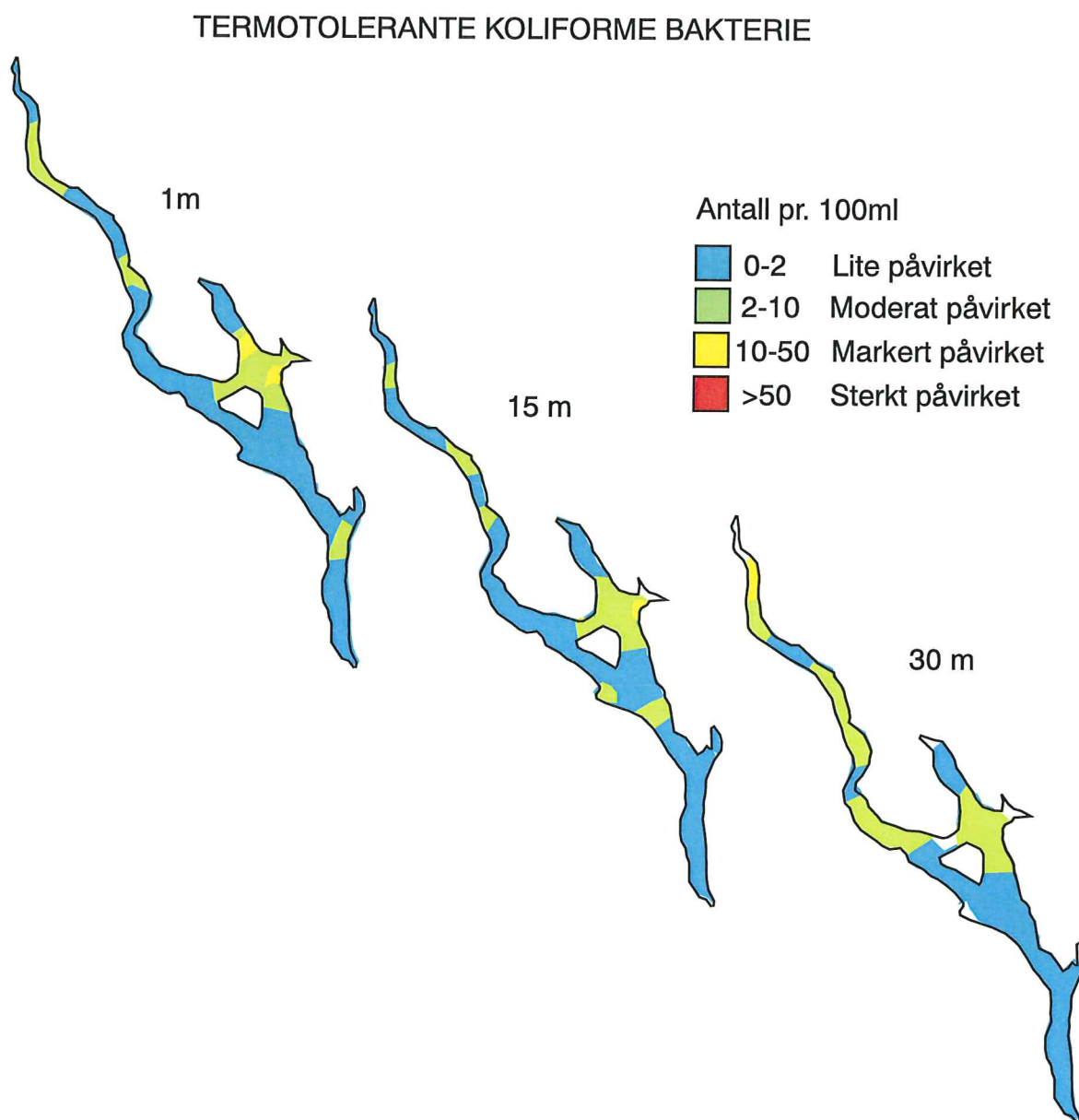
Kimtall.

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

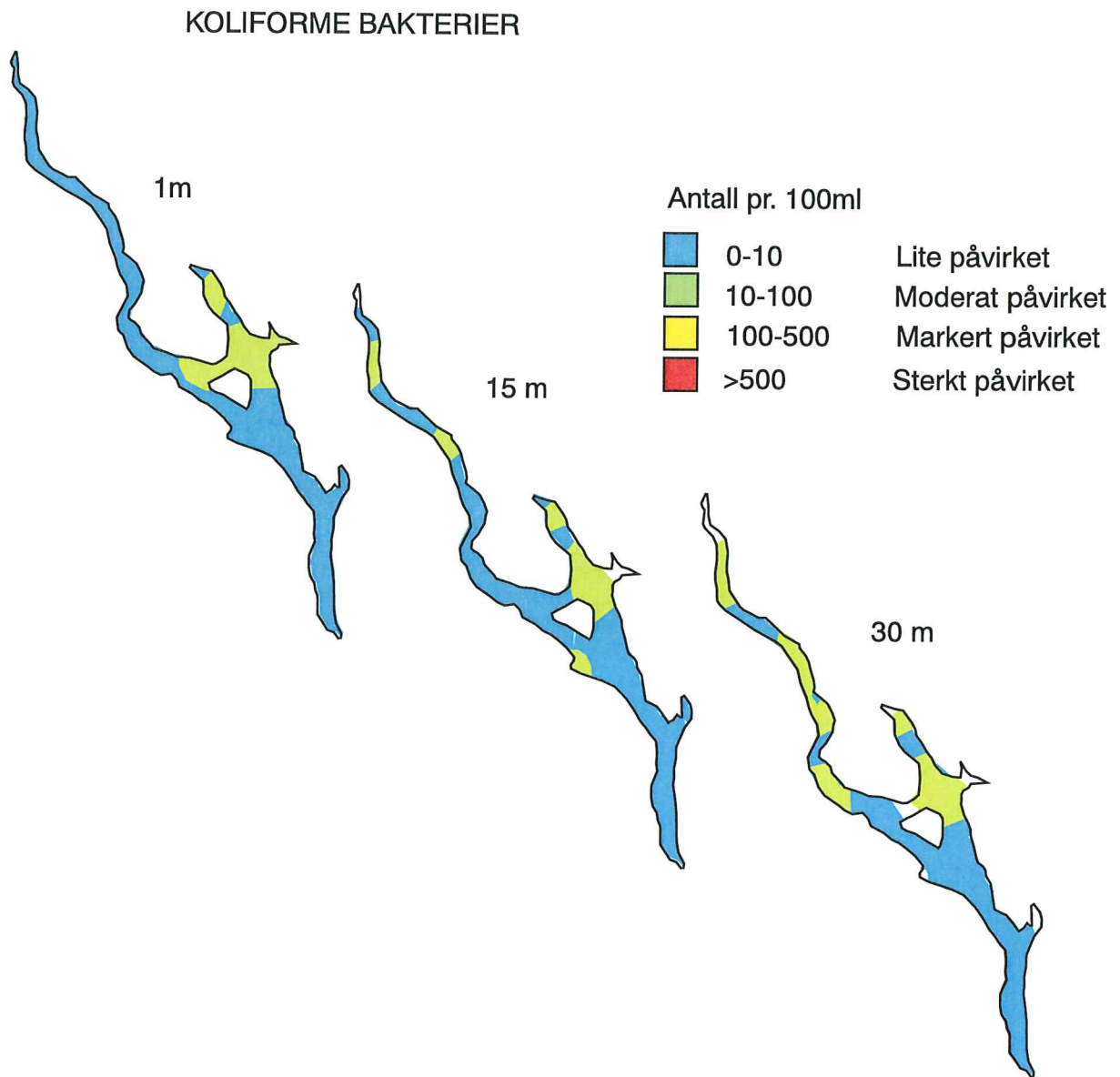
Ved prøvetakingstidspunktet var Mjøsas frie vannmasser lite belastet med lett nedbrytbar organisk stoff og det øvre vannlag (sjiktet 0 – 30 meter) hadde lave kimtall med kimtall < 100 bakterier pr. 1 ml. Unntak utgjorde Åkersvika og noen mindre områder som området like syd for Lillehammer, området like ved Moelv og innerste del av Furnesfjorden der vannet var moderat belastet med lett nedbrytbar organisk stoff og hadde kimtall > 100 bakterier pr 1 ml. I selve Mjøsa varierte kimtallet i området 2 – 153 st. pr. 1 ml. I Åkersvika var det 390 st. pr. 1 ml. De var de øverste vannlaget 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 og/eller elveutløp, som var mest påvirket av fersk avføring og lett nedbrytbar organisk stoff. De kontinuerlige utslippene fra renseanleggene samt kloakktilførsel via lekkasjer og da særlig 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.

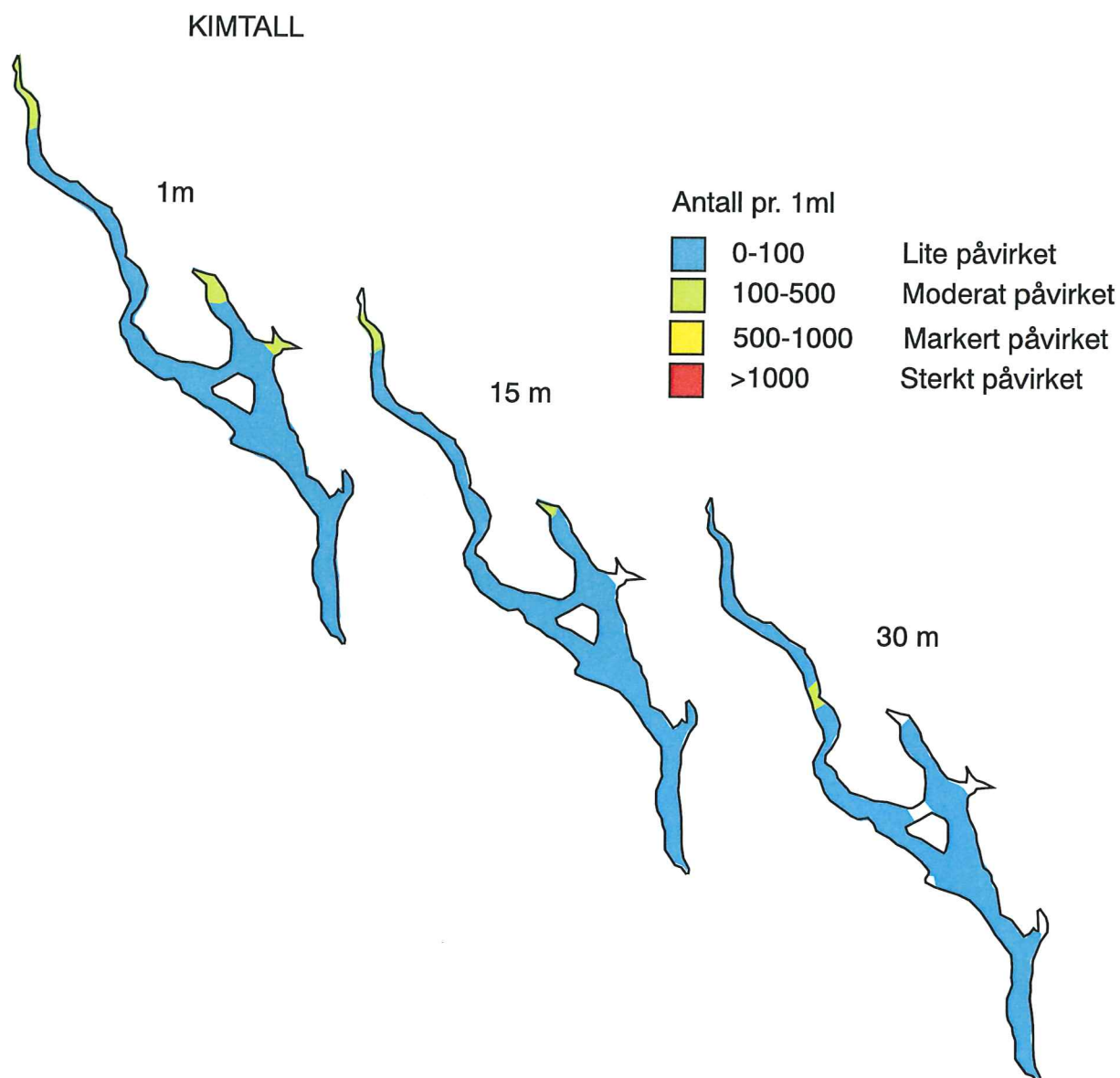
Det har blitt en klar forbedring av de hygieniske forhold i Mjøsa jevnført med de forhold som rådde før Mjøsaksjonen.



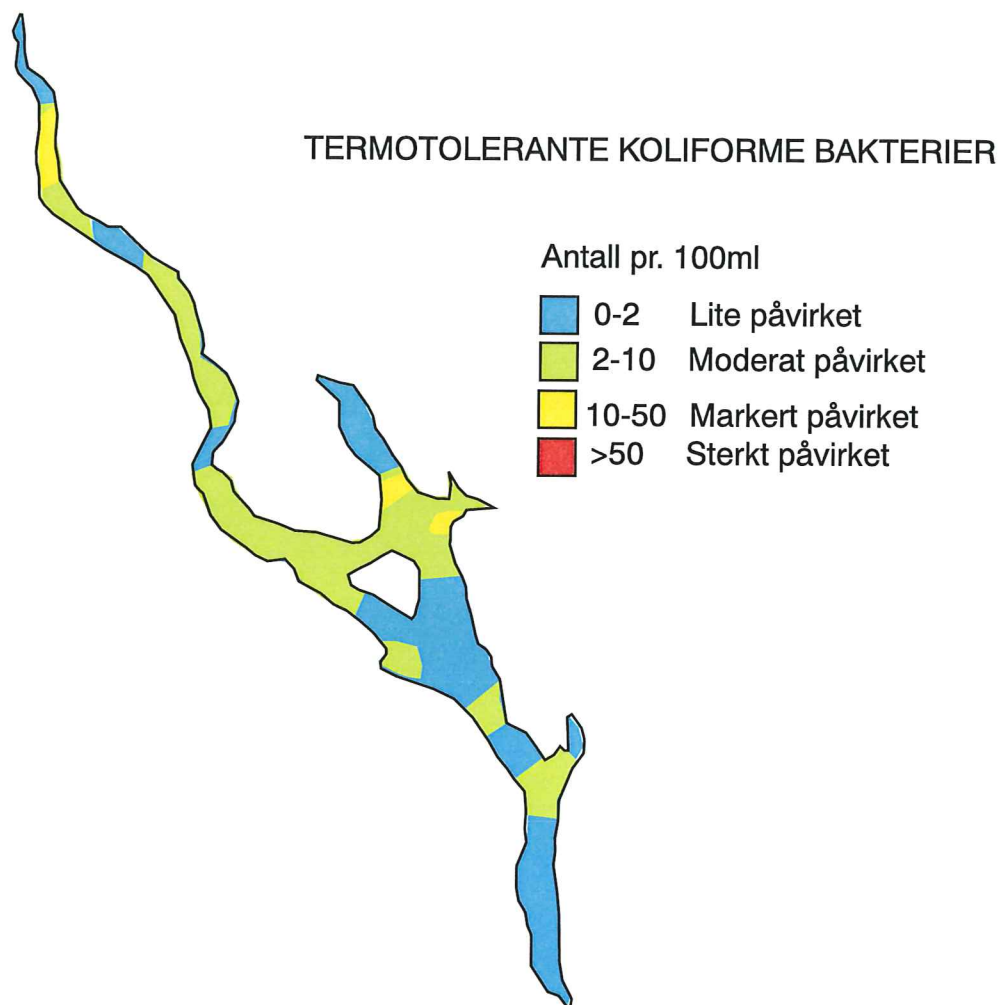
Figur 31. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier (44°C), T.K.B., i Mjøsas øvre vannlag den 10. august 1999.



Figur 32. Forekomst av koliforme bakterier (37°C). K.B., i Mjøsas øvre vannlag den 10. august 1999.



Figur 33. Forekomst av kimtall ("totalantall bakterier") i Mjøsas øvre vannlag den 10. august 1999.



Figur 34. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas øvre vannlag vurdert på bakgrunn av prøveresultater fra tre ulike dyp (0,5, 15 og 30 meter) den 10. august 1999.

3.2 Tilløpselver

3.2.1 Hydrologiske forhold

Totalt ble Mjøsa i 1999 tilført ca. 10190 mill. m³ vann fra tilløpende elver og bekker. Årlig avrenning fra innsjøen var på ca. 11410 mill. m³ dvs. ca. 362 m³/sek.. Dette var 12 % over normalen, og stor vannføring og liten avdunstning på forsommeren bidro i vesentlig grad til dette.

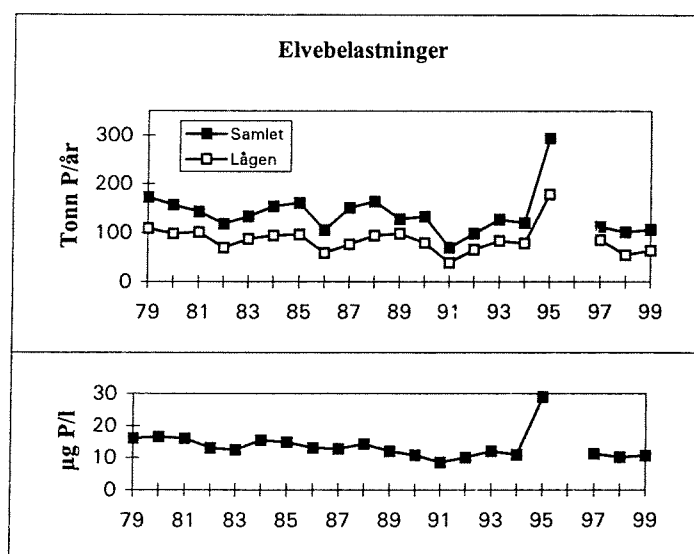
Totalt ble Mjøsa tilført 8131 mill. m³ vann fra Gudbrandsdalslågen i 1999 dvs. ca. 264 m³/sek. Dette er tilnærmet vanntilførselen i et normalår og tilsvarte nær 80 % av den totale vanntilførselen til Mjøsa i 1999. 67 % av vannet kom i perioden juni – oktober da innsjøen var termisk lagdelt. Største vannføring var det i "Lågen" fra slutten av mai til slutten av juli. Maks. vannføring på 1234 m³/sek ble registrert den 1 juli. Vannføring < 400 m³/sek. var det i vegetasjonsperioden fra slutten av juli til slutten av oktober.

De mindre elvene som avvanner nærområdene hadde en, relativt langvarig vårflom, og det kom også mye vann i juli. Fra midten av august til slutten av september var det lavvannføring, men ingen av elvene gikk tørr. Det var heller ikke noe større vannuttak til jordvanning i 1999. Fra slutten av september økte vannføringen, og det var relativt stor vannføring til midten av oktober.

Nedbørfordelingen og vannføringsregimet i 1999 førte til økt forurensningstilførsel og arealavrenning fra nærområdene i vårflommen som startet i slutten av mars og varte til slutten av mai. Videre var det økt vannføring og økt uttransport av jord- og siltpartikler i juni og juli, samt i månedsskiftet september og oktober. I Svartelva og Flagstadelva tillkommer den 22 og 23 juli da det var en markert flomtopp og stor uttransport av jord- og siltpartikler.

3.2.2 Næringssaltkonsentrasjoner og næringssalttransport

Primærdata over målte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 1998, samt vannføringsdata er sammenstilt i tabeller for hver elv i vedlegg D bak i rapporten. Beregnet stofftransport og volumveide middelveier 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 – 1998).



Figur 35. Samlet årlig elvetransport av fosfor til Mjøsa 1979 – 1999 fra de 6 viktigste elvene, samt beregnet årlig middelkonsentrasjon av fosfor på bakgrunn av samlet elvetransport.

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 lavvannførings og liten stofftransport. Gudbrandsdalslågen har derfor stor betydning for økosystemet i Mjøsa, og da særlig i den nordre del av innsjøen.

I 1999 var det noe høyere fosfortransport, men lavere nitrogentransport ut i Mjøsa fra Gudbrandsdalslågen og fra de lokale vassdragene som Hunnselva, Gausa, Flakstadelva og Svartelva jevnført med de forholdene som vi registrerte i 1998. Unntak er Lena som i 1999 hadde klart høyere uttransport av næringssalter. Årsaken til dette var stor jordtransport i forbindelse med våravsmeltingen i april. I Gudbrandsdalslågen var det størst vannføring og herved stor næringssalttransport i perioden april – juli, samt til dels også i september. I de lokale tilløpselvene var det størst fosfortransport i forbindelse med vårfloppen og til dels også ved økt vannføring på høsten. I Svartelva og Flakstadelva var det også stor fosfortransport i forbindelse med et kraftig regnvær i juli som bidrog til stor jord- og siltrtransport (se fig. 37). Mest nitrogen kom det i forbindelse med våravsmeltingen, relativt høy vannføring på forsommern samt ved økt vannføring utover høsten.

Samlet årlig elvetransport av fosfor og nitrogen til Mjøsa fra de seks største tilløpselvene er i 1999 beregnet til 99 respektive 2925 tonn. Gudbrandsdalslågen svarte for 64 % av uttransporten av fosfor og 56 % av uttransporten av nitrogen. Total elvetransport (dvs. transporten fra samtlige tilløpselver og tilløpsbekker) av næringssalter til Mjøsa i 1999 er estimert til ca. 109 tonn fosfor og ca. 3218 tonn nitrogen.

Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen

I Gudbrandsdalslågen varierte fosforkonsentrasjonen i området fra 2 - 28 µg tot-P/l og nitrogenkonsentrasjonen fra 100 til 564 µg tot-N/l. Konsentrasjonen av fosfor i Lågen vannet var i lange perioder lavere enn konsentrasjonen i Mjøsa. I tillegg er Lågen påvirket av breslam i en stor del av vekstsesongen. Fosfor bundet til breslam er lite biologisk tilgjengelig (Berge & Källqvist 1988), og laboratorieforsøk med breslamrikt vann fra Lågen har vist at dette gir reduserende effekt på algeveksten (Holtan et al. 1975). Alle disse forhold gjør at Lågen 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 fosforkonsentrasjoner som varierte i området 2 - 867 µg tot-P/l. Høyest konsentrasjon ble registrert i Lena i forbindelse med vårfloppen. Nitrogenkonsentrasjonene varierte i området 268 - 6480 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 er i 1999 beregnet til ca 10 mg tot.P/m³ hvilket er i samsvar med det vi registrerte i 1997 og 1998, og således en av de laveste konsentrasjoner som er målt i perioden 1979 til 1999. Hovedårsaken til dette er jevnt over lave fosforkonsentrasjoner i "Lågen". Det var bare i forbindelse med vårfloppen i april - mai vi i "Lågen" registrerte konsentrasjoner høyere en 10 µg tot-P/l.

Hunnselva, Lena og Svartelva var mest forurenset av næringssalter av de lokale elver med volumveide årsmiddelkonsentrasjoner av fosfor på henholdsvis 37, 60 og 30 $\mu\text{g tot-P/l}$. Flakstadelva kan betegnes som moderat forurenset (22 $\mu\text{g tot-P/l}$), Gausa som lite til moderat (9 $\mu\text{g tot-P/l}$) og Lågen som lite forurenset (8,0 $\mu\text{g tot-P/l}$). Høye nitrogenkonsentrasjoner ble registrert i Lena, Flakstadelva, Svartelva og Hunnselva med årsmiddelverdier på henholdsvis 2679, 2049, 1350 og 1651 $\mu\text{g tot-N/l}$. Lena, Svartelva og Flakstadelva er de elver som har størst andel dyrket mark (> 20 %) i sine nedbørfelt. Gausa hadde også relativt høy konsentrasjon (798 $\mu\text{g tot-N/l}$), mens konsentrasjonen i Gudbrandsdalslågen var lav med en verdi på 218 $\mu\text{g tot-N/l}$. 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 jordbruksområder.

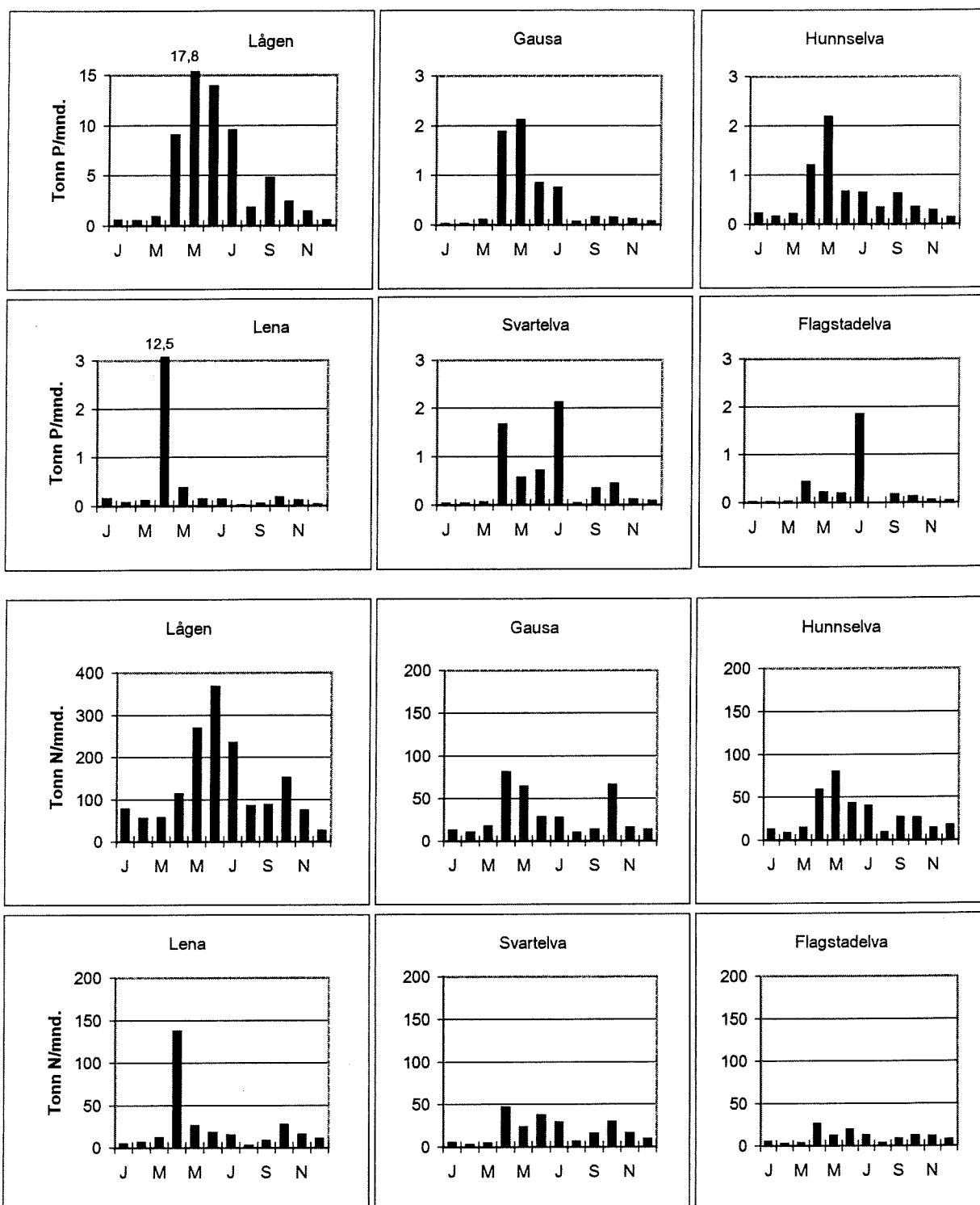
Tabell 5. Næringssaltkonsentrasjoner i de større tilløpselver til Mjøsa i 1999.

FOSFOR

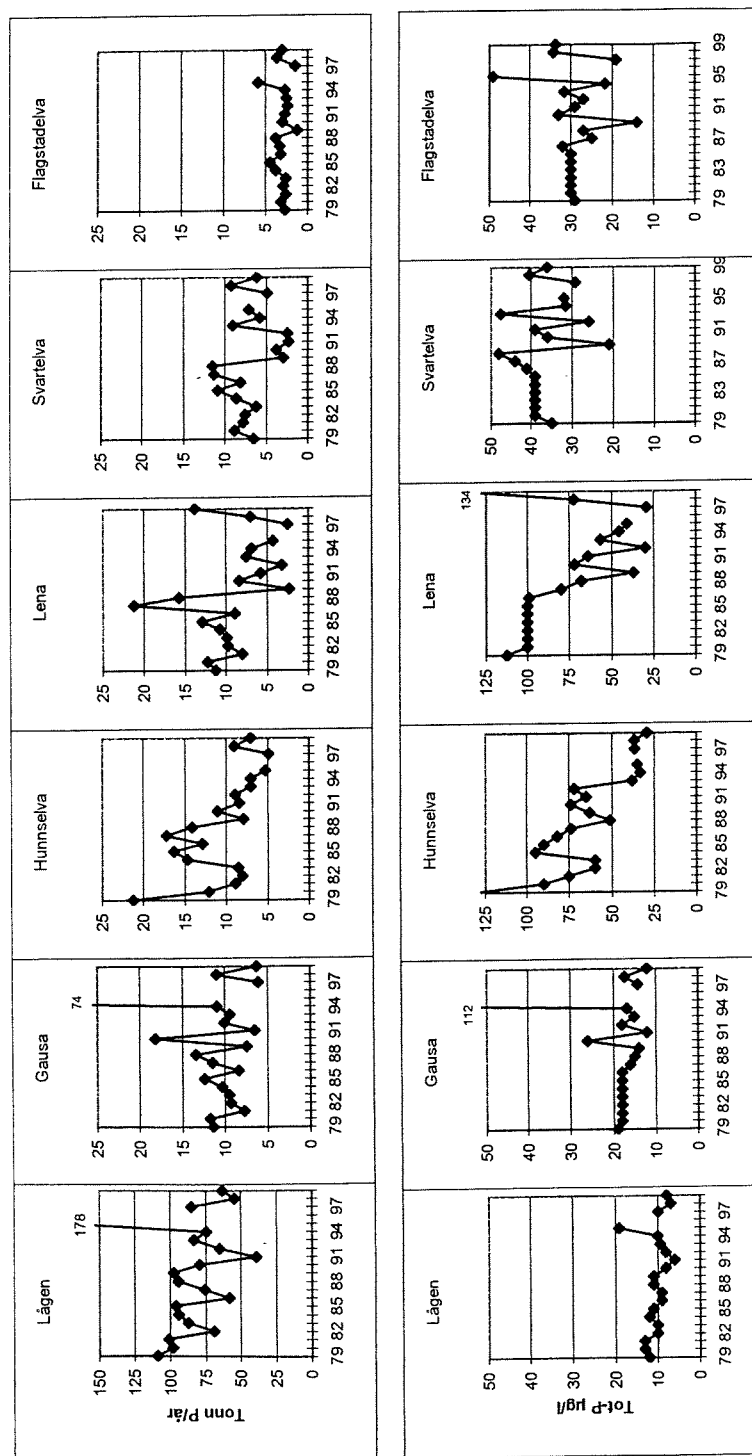
Elv	Nedbørfelt km^2	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon $\mu\text{g tot-P/l}$	Variasjonsbredde $\mu\text{g tot-P/l}$
Gudbrandsdalslågen	11 439	8	2 – 28
Gausa	934	9	2 – 34
Svartelva	489	30	5 – 163
Hunnselva	378	37	11 – 176
Lena	292	60	5 – 867
Flakstadelva	177	22	3 - 232

NITROGEN

Elv	Nedbørfelt Km^2	Volumveid årsmiddelkonsentrasjon $\mu\text{g tot-N/l}$	Variasjonsbredde $\mu\text{g tot-N/l}$
Gudbrandsdalslågen	11 439	218	100 – 564
Gausa	934	798	268 – 1750
Svartelva	489	1350	631 – 2270
Hunnselva	378	1651	989 – 2940
Lena	292	2679	1049 – 5573
Flakstadelva	177	2049	526 - 6480



Figur 36. Månedstransport av total fosfor i Mjøsas 6 største tilløpselver i 1999.



Figur 37. Årlig transport av fosfor samt volumveid midlere årskonsentrasjon av total fosfor i de 6 største tilløpselver til Mjøsa i 1979-99. 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 befaringsundersøkelse i Lena

I 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 Lenaelvas hovedløp (inkl. Brandselva). I september i 1999 ble det i forbindelse med "Mjøsprosjektet" utført en omfattende biologisk befaringsundersøkelse langs hele Lenavassdraget unntatt innsjøene.

Forurensningssituasjonen i Lena i begynnelsen av september i 1999 er vist i figur 38, fig. 39 viser forurensningssituasjonen i 1975, 1992 og 1999 og gir informasjon om tidsutviklingen. Dette viser forurensningsutviklingen i elva i de siste 24 år. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebækker er ikke angitt på figuren. Det har tidligere blitt utført biologiske befaringsundersøkelser i Lena i august 1975 og i juli og oktober 1992 (Holtan 1977, Kjellberg 1993).

Innledning

Lenas nedbørfelt er på 291.7 km² og elva avvanner deler av Østre Toten og Vestre Toten kommuner. Jordbruks- og skogsområder dominerer med henholdsvis 42 og 49 % av det totale arealet. Hoveddelen av skogs- og myrområdene finnes i de sørlige høyerliggende deler av feltet. De vestlige deler av feltet har en veksling av skog- og jordbruksområder. De største jordbruksområdene er konsentrert i de sentrale deler (Kolbu, Lena) og nordligste områder (Kraby, Skreia). Det bor ca. 11500 innbyggere i feltet. Ca. 3300 bor i fem tettsteder (Bøverbru, Kolbu, Lena sentrum, Sletta og Skreia), resten av befolkningen bor i klyngebebyggelse og spredt.

De kvartære avsetninger i nedbørfeltet er av beskjeden mektighet, og det er berggrunnen som er avgjørende for arealfordelingen. I de sørlige og sørøstlige områder har vi grunnfjellsbergarter (gneis, granitt), mens de kambriske bergarter (skifer, kalkstein) forekommer i de sentrale deler (Kolby, Skreia).

Den midlere vannføring ved Lenaelvas utløp er 4.5 m³/sek. Årsvariasjonen er karakterisert av stor flom om våren (opp mot 40 m³/sek.) og regnflommer om høsten. I lange perioder om sommeren er vannføringen oftest mindre enn 0.3 m³/sek.

Det knytter seg en rekke brukerinteresser til Lenavassdraget. Det er stort uttak av vann til vannverk, tømmervanning og jordbruksvanning. Det er to kraftstasjoner ved Skreia. Vassdraget benyttes som resipient for diffuse kilder og for større og mindre industribedrifter, samt for fire kommunale rensesanlegg. Elva er reproduksjonslokalitet for mjøsørret og mjøsharr og har dessuten lokale fiskestammer bl.a. en storvokst ørretbestand på strekningen Kolbu – Lena Sentrum. Den lokale fiskeforening setter årlig ut ørretunger i deler av vassdraget og det er bygget tre fisketrapper i hovedelva. Videre har det blitt utført biotopforbedrende tiltak i hovedvassdraget langs kanaliserte strekninger.

Det oppstår jevnlig problemer med å tilfredstille alle disse brukerbehovene med påfølgende konflikter. Problemene er vanligvis størst om sommeren og i tørrværsperioder med stort uttak til jordbruksvanning. Da overskrides resipientkapasiteten på enkelte strekninger, og levevilkårene for fisk og bunndyr forringes betraktelig. Det er ønskelig å tilfredsstille samtlige brukerinteresser. Dette innebærer en ytterligere reduksjon i forurensningene og en økt minstevannsføring. Østre Toten kommune har i 1999 utarbeidet en omfattende "Kommuneplan for vassdragsforvaltning" der forholdene i Lena er godt ivaretatt.

Potensielle forurensningskilder

Lokalbetinget forurensning

Potensielle forurensningskilder av lokal art er utslippsvann fra renseanlegg, 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, utsig av melk og vaskemidler fra melkerom, utsig av silopressaft fra siloer, utsig av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, utsig av vaskevann fra gårdsvaskerier for grønnsaker, 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 Lena. Metyl-kvikksølvinnholdet i stor og gammel fiskespisende fisk (lake, ørret gjedde og abbor) kan imidlertid være så høyt at det bør undersøkes. Videre foreligger det heller ikke påvisbare forsuringsskader.

Miljøtilstand

Økologisk status i 1998 og 1999 var stort sett like langs hovedelva oppstrøms Lena sentrum, men det var stor forskjell langs strekningen nedstrøms. I 1998 var elva nedstrøms potetfabrikken på Lena kraftig belastet med organisk stoff som bl.a. medførte visuelt fremtredende heterotrof vekst samt turbid vann. I 1999 var forholdene betraktelig forbedret som resultat av at utslippet fra Potetfabrikken nå var betydelig redusert. Her går det nå bare ut vaskevann, men en viss forurensning av jordpartikler og organisk stoff foreligger fortsatt.

Tar vi utgangspunkt i situasjonen i september i 1999 kan vi konkludere med følgende:

- Det foreligger ikke noen direkte forsuringproblemer i Lenavassdraget og elva har fortsatt levedyktige bestander av meget og moderat forsuringfølsomme organismer. Det er heller ikke påvist rekrutteringsproblemer for fisk p.g.a. forsuring.
- De deler av Lenaelva som ligger i skogområder der forurensningstilførselen er ubetydelig hadde rentvannskaraktær 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 silttilførsel som forringet habitatene/leveområdene for bl.a. fisk og bunndyr. I hvor stor utstrekning viebruer og kulverter utgjør vandringshinder for fisk ble ikke vurdert ved befaringen.
- Brandselva og selve Lenaelva f.o.m. at de renner gjennom bebygde områder og ned til Kolbu var lite til moderat påvirket av lett nedbrytbart organisk stoff og næringssalter. Økologisk status bedømmes her likevel som akseptabel og flora og fauna var i nært samsvar med forventet naturtilstand.
- Hovedelva på strekningen fra Kolbu ned til utløpet i Mjøsa var moderat forurensningspåvirket og her var det en markert overgjødslings effekt med stor forekomst av den trådformete grønnsalg *Cladophora glomerata*. Langs lange strekninger var det masseforekomst av denne algen.
- Hele den forurensningsberørte del av hovedvassdraget hadde et artsfattig bunndyrsamfunn som klart avvok fra forventet tilstand bedømt utfra foreliggende forurensningssituasjon. Forholdene i Lenaelva avviker også klart fra situasjonen i de øvrige "mjøselvene" med hensyn til

bunndyrforekomst. Årsaken til dette er ikke kjent, men sprøytemiddelrester eller lignende dvs. gifteffekter kan være en mulig forklaring. Store pH-svingninger med til tider pH >8 p.g.a. stor algeforekomst kan også ha betydning.

- Flertallet av tilrennende bekker var der de passerte bebyggelse moderat eller moderat til markert forurenset av næringssalter og lett nedbrytbart organisk stoff. Det var noe kloakkluft i flere bekker. Bekkestrekninger med større forekomst av heterotrof begroing ("lammehaler" og lignende) og direkte luktulempere ble likevel ikke påvist.
- Flere private søppelplasser som ligger i eller langs elver og bekker ("villfyllplasser") var igjen tatt i bruk.
- Fiskedøden nedstrøms Lena sentrum sommeren 1999 var trolig forårsaket av utslipp fra en gjødselkjeller med grismøkk.

Det ble ikke foretatt fiskeundersøkelser (elfiskeregistreringer eller lignende) ved befaringen, men følgende kan bemerkes utifra visuelle observasjoner over fiskeforekomstene ved befaringen høsten 1999:

- I vassdragets øvre del samt i de fleste av de tilrennende større bekker var det stor forekomst av 0+ og 1+ ørret (fikk bl.a. ved flere tilfeller 0+ ørret i bunnfaunahåven).
- Langs hovedelva på strekningen oppstrøms Kolbu var det lokalt stor forekomst av ørekyte og ferskvannsulke, men på enkelte steder også av 0+ ørret. Enkelte større ørreter ble også observert.
- På strekningen fra Kolbu ned til Lena sentrum, samt like nedstrøms Lena ble det observert en hel del større ørret men få ørretunger. Lokalt var det her også stor forekomst av ørekyte.
- På strekningen fra Lena sentrum ned til utløpet i Mjøsa var det få ørretunger, men vi observert en hel del større ørret. Bestanden må likevel betegnes som meget under det vi tidligere har observert på denne elvestrekning. Også her var det lokalt stor forekomst av ørekyte.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1975 – 1999

Jevnføres forurensningssituasjonen i 1999 med resultatene fra de biologiske befaringsundersøkelser som ble utført i 1975 og 1992, så har de økologisk status blitt betraktelig bedre og for tiden belastes ikke elva av noen store og mer kontinuerlige forurensningsutslipp. Likevel har det skjedd årlige uhell bl.a. ved utslipp fra gjødselkjellere. Videre har det tilkommet nye utslipp som vaskevann fra gårdsvasking av grønsaker.

Tiltaksanalyse og tilrådninger

Lena er i lavvannføringsperioder fortsatt klart forurensningspåvirket, og i flomperioder tilføres elva store mengder silt- og jordpartikler. Skal forholdene bli akseptable, så må en ytterligere redusere forurensningstilførselen samt øke minstevannsføringen. Etablering av fangdammer i tillrennende mindre flombekker bør vurderes. Det er også ønskelig med ytterligere biotopforbedrende tiltak. Videre er det viktig at kantvegetasjonen bevares mest mulig. Årsaken til registrerte tap av biologisk mangfold langs nedre del av hovedelva bør nærmere klarlegges. En bør undersøke om veikulverter utgjør vandringshinder og om så er tilfelle må dette utbedres. Forøvrig henvises til Østre Totens "Kommuneplan for vassdragsforvaltning" som bl.a. omhandler miljømål og tiltak som skal gjennomføres for å kunne få og på sikt kunne opprettholde akseptabel vannkvalitet og økologisk status i Lenavassdraget .

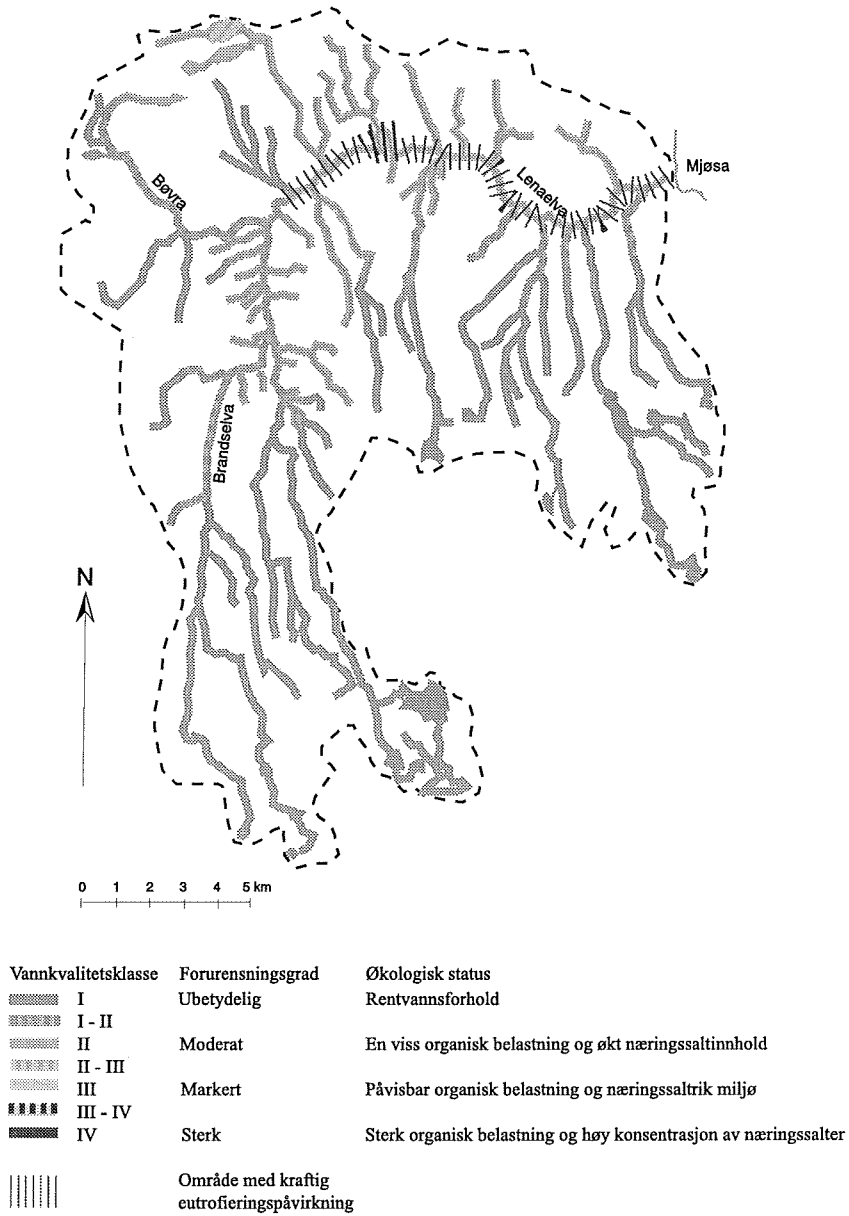


Fig. 38 Forurensningssituasjonen i Lenaelva i begynnelsen av september i 1999 basert på de biologiske forhold.

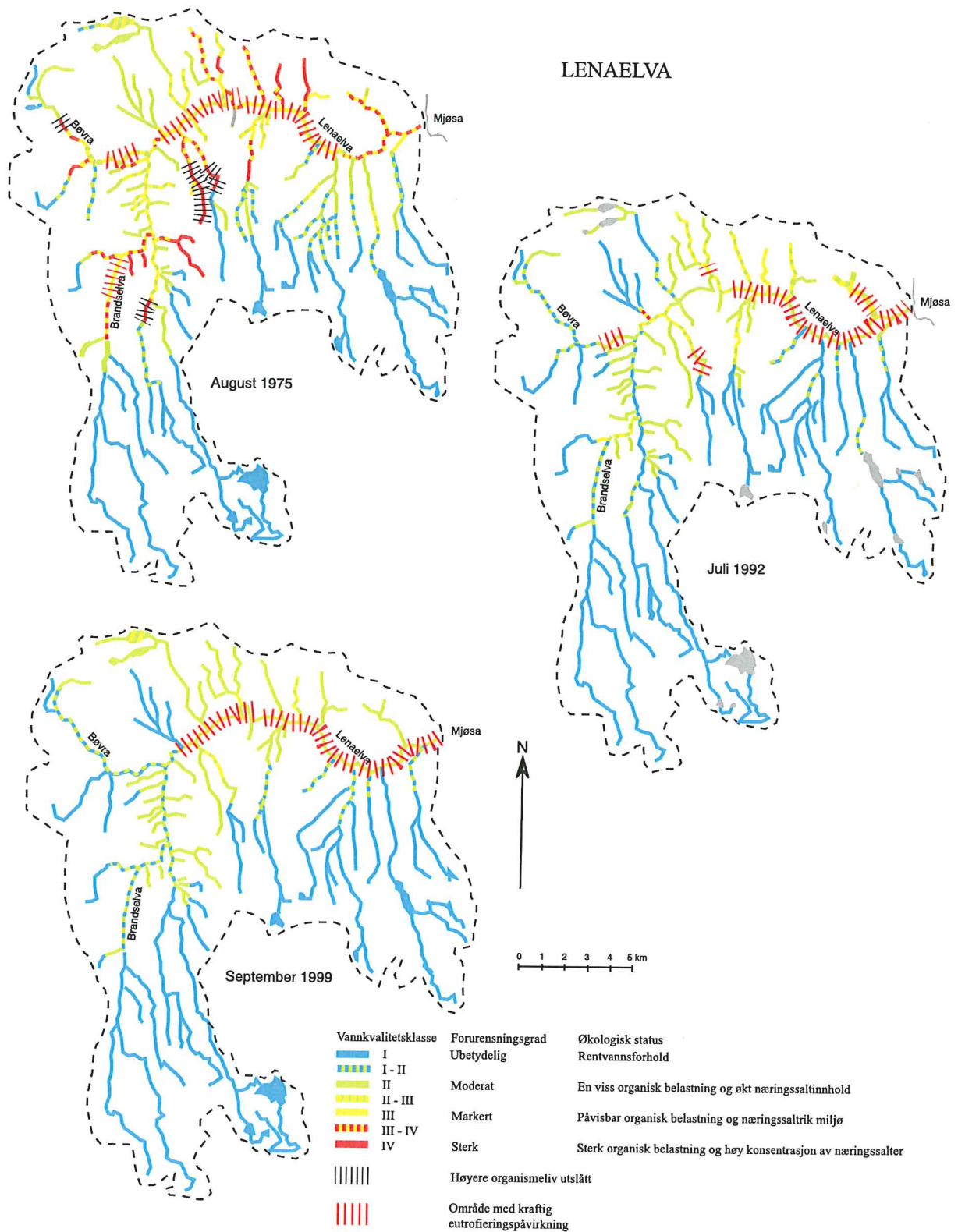


Fig. 39 Lokalbetinget forurensning i Lenaelva, august 1975, juli 1992 og september 1999. Forurensningssituasjonen er vurdert ut i fra de biologiske forhold.

3.2.4 Biologisk befaringsundersøkelse i Flagstadelva.

Forurensningssituasjonen i Flagstadelva i slutten av august i 1999 er vist i figur 40, fig. 41 viser forurensningssituasjonen i 1972, 1992 og 1999 og gir informasjon om tidsutviklingen. Dette viser forurensningsutviklingen i elva i de siste 27 år. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter og forurensningssituasjonen i små sidebekker er ikke angitt på figuren. Det har tidligere blitt utført biologiske befaringsundersøkelser i Flagstadelva i september 1972 og i juli 1992 (Holtan et al. 1973, Kjellberg 1993).

Innledning

Flagstadelvas nedbørfelt er på 176.6 km² og strekker seg fra Åkersvika i sør til myrområdene i Vang Almanning i nord. Hovedvassdraget er ca. 25 km langt og har et fall på ca. 500 meter. Nedbørfeltet domineres av skog og myrområder som utgjør 75 % av arealet, mens dyrket mark utgjør ca. 23 %. I den nedre delen av nedbørfeltet bor det ca. 6000 personer. Befolkningen bor spredt samt i tettsteder og minitettsteder som Kylstad, Nydal, Krokstad, Kåtorp, Smeby, Åker og Ingeberg.

I de nedre deler av nedbørfeltet (Åkersvika – Brennsetra) består berggrunnen av kambriske bergarter. Fra Brennsetra og nordover er det næringsfattig kvartssandsteinen som dominerer. De kvartære avsetninger har sin største mektighet i de sørlige deler. Ved Narmo – Vennkvern er det bygget opp et større bre-elvedelta. Nedenfor er det vekslende lag med sand, grus og rullesteinslag.

Flakstadelva har relativt stor spesefikk arealavrenning og har derfor flomkarakter med raskt økende vannføring i nedbørrike perioder og markert lavvannføring i tørkeperioder. Den midlere vannføring ved Flakstadelvas utløp er ca. 3 m³/sek.

Potensielle forurensningskilder

Lokalbettinget forurensning

Potensielle forurensningskilder av lokal art er utslippsvann fra renseanlegg, 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 bensinstasjon og verksteder/industribedrifter, lekkasje av diverse stoffer fra Gålås søppelplass, utsig av melk og vaskemidler fra melkerom, utsig av silopressaft fra siloer, utsig fra av husdyrgjødsel fra gjødselkjellere, avrenning (jord- og siltpartikler, næringssalter, husdyrgjødsel og sprøytemiddelsrester) fra dyrket mark samt avrenning fra veier (sand og siltpartikler, oljerester og div. miljøgifter).

Langtransportert forurensning

Flagstadelvas øvre del er påvirket av surt vann. Sur nedbør og lav alkalitet har f.o.m. 1980 ført til at pH-verdien til tider (spesielt snøsmeltingsperioden) blir så lav at reproduksjonsmulighetene for ørret og ørekyte er blitt umulig. Bunndyrfaunaen er også påvirket med tap av forsuringsfølsomme arter.

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 Flakstadelva. Metyl-kvikksølvinnholdet i stor og gammel fiskespisende ørret kan imidlertid bli så høyt at det bør undersøkes.

Miljøtilstand

Tar vi utgangspunkt i situasjonen i august i 1999 kan vi konkludere med følgende:

- Øvre del av Flakstadelva, oppstrøms kalkdosereren ved Nybusætra er fortsatt markert forsuret og her savnes fortsatt reproducerbar bestand av ørret og ørekyte, samt forsuringsfølsomme bunndyrarter.

- F.o.m. 1994 har hovedvassdraget blitt kalket ved at det har blitt etablert en kalkdoserer like oppstrøms Nybusjøen. Kalkingen har gitt gode resultater og langs den kalkete elvestrekningen har nå flere bunndyr igjen etablert levedyktige bestand. Fisk som ørret og ørekyte har også kommet tilbake og vannloppen *Daphnia longispina* finnes igjen i Nybusjøen.
- Ser vi bort ifra forsuringseffekten så var det rentvannsforhold i øvre del av elva. Dvs. at elva her var lite berørt av lokalbettinget forurensning.
- Nedre del av vassdraget (både hovedvassdraget og tilrennende bekker), som renner gjennom bebygde områder, var klart påvirket av lokalbettinget forurensning som uønsket stor trilførsel av næringssalter og i en viss utstrekning også av lett nedbrytbart organisk materiale. Her var det på flere lokaliteter stor algeforekomst og på enkelte bekkestrekninger også noe synlig heterotrof begroing. I hovedvassdraget nedstrøms Arnkvern til utløpet i Åkersvika var det masseforekomst av den trådformete grønnalgen *Ulothrix zonata*. I enkelte bekker var det også noe kloakklukt. Direkte forurensede bekkestrekninger med større forekomst av heterotrof begroing ("lammehaler" og lignende) og direkte luktulempner (unntatt oljelukt) ble likevel ikke påvist unntatt en kortere bekkestrekning som trolig var berørt av utsig fra en gjødsekkjeller (grismøkk).
- Midterste og nederste del av Vesleelva var ved lavvannføring sterkt påvirket av jernforbindelser. Det var lokalt stor okerforekomst. Her var det få bunndyr, og fisk ble ikke observert.
- Ved befaringsstidspunktet kom det ut oljeforbindelser (trolig diselolje) fra et rør som kommer ut i kanten av hovedvassdraget like nedstrøms veibrua ved Arnkvern. Oljeforurensningen var tydelig synlig langs en elvestrekning på ca. 1.5 km. Vi kunne likevel ikke påvise direkte biologiske skadeeffekter som kunne ha sin årsak i oljeforurensningen.

Utvikling av forurensningssituasjonen fra 1972 – 1999

Jevnfører vi den økologiske status, som ble registrert i 1999 med de forhold som ble registrert i 1972 og 1992 så har Flakstadelvavassdraget blitt klart reinere med bedret vannkvalitet og bedret økologisk status. Kalkingen har også gitt gode resultater med økt fiskebestand og biologisk mangfold på tidligere forsuringsskadede elvestrekninger. Oppgangen av gytmoden mjøsharr og mjøsørret har også økt i de siste år (pers. med. Ole Nashaug og Arne Linløkken).

Tiltaksanalyse og tilrådninger

Flagstadelva utsettes for tiden ikke av noen store og vedvarende forurensningsutslipp, men påvirkes i hovedsak av forurensningstilførsler av mer diffus art. Utslippet fra renseanlegget og utsiget fra Gålås fyllplass regnes her ikke som noe store utslipp. Videre må vi regne med at det til tider vil skje utslippsuhell. Eksempel på dette var ved befaringsstifellet utslipp av oljeforbindelser og husdyrgjødsel. Forurensningssituasjonen (den biologiske respons) vil derfor i stor grad være styrt av årstid og særlig vannføring. Ved høy- og normalvannføring vil det være små forurensningsproblemer i Flakstadelva, mens det i lavvansperioder vil kunne bli uønsket stor algevekst. På den andre side vil det være stor silt- og jordtransport i elva i forbindelse med flom og herved stor uttransport av forurensningsstoffer til Åkersvika/Mjøsa. Det er ønskelig at forurensningstilførselen til Åkersvika/Mjøsa fra Flagstadelva begrenses mest mulig.

Det er ikke nødvendig med noen nye større tiltak for å redusere forurensningstilførselen til Flagstadelva, men det er viktig at det foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og utføres ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen såvel til selve elva som via Flakstadelva til Åkersvika/Mjøsa. Det er derfor ønskelig at tilførselen av kloakk og gråvann fra det kommunale ledningsnett og fra separate avløpsanlegg i spredt bosetning ytterligere begrenses. For øvrig må de tiltak som er satt i verk for å begrense forurensninger fra jordbruksaktiviteter opprettholdes og om

mulig forbedres. Det siste gjelder særlig jorderosjon fra dyrket mark. Det er også ønskelig med forbedrede kontrollrutiner for å unngå utslipp fra melkerom, gjødselkjellere, siloanlegg m.m. Hovedelva og større tilløpsbekker må også sikres nødvendig minstevannføring slik at naturgitt biologisk mangfold kan opprettholdes. Dvs. at bl.a. fisken kan overleve. Behov for biotopforbedrende tiltak langs kanaliserte strekninger i hovedelvas nedre del bør også klarlegges.

Øvre del av Flagstadelva er fortsatt forsuringspåvirket med skadeeffekter på biota. Kalkingen i øvre del av Flagstadelva må derfor fortsette og det er viktig at det ikke oppstår surstøter i forbindelse med større flommer og da særlig i våravsmeltingen.

FLAGSTADELVA 1999

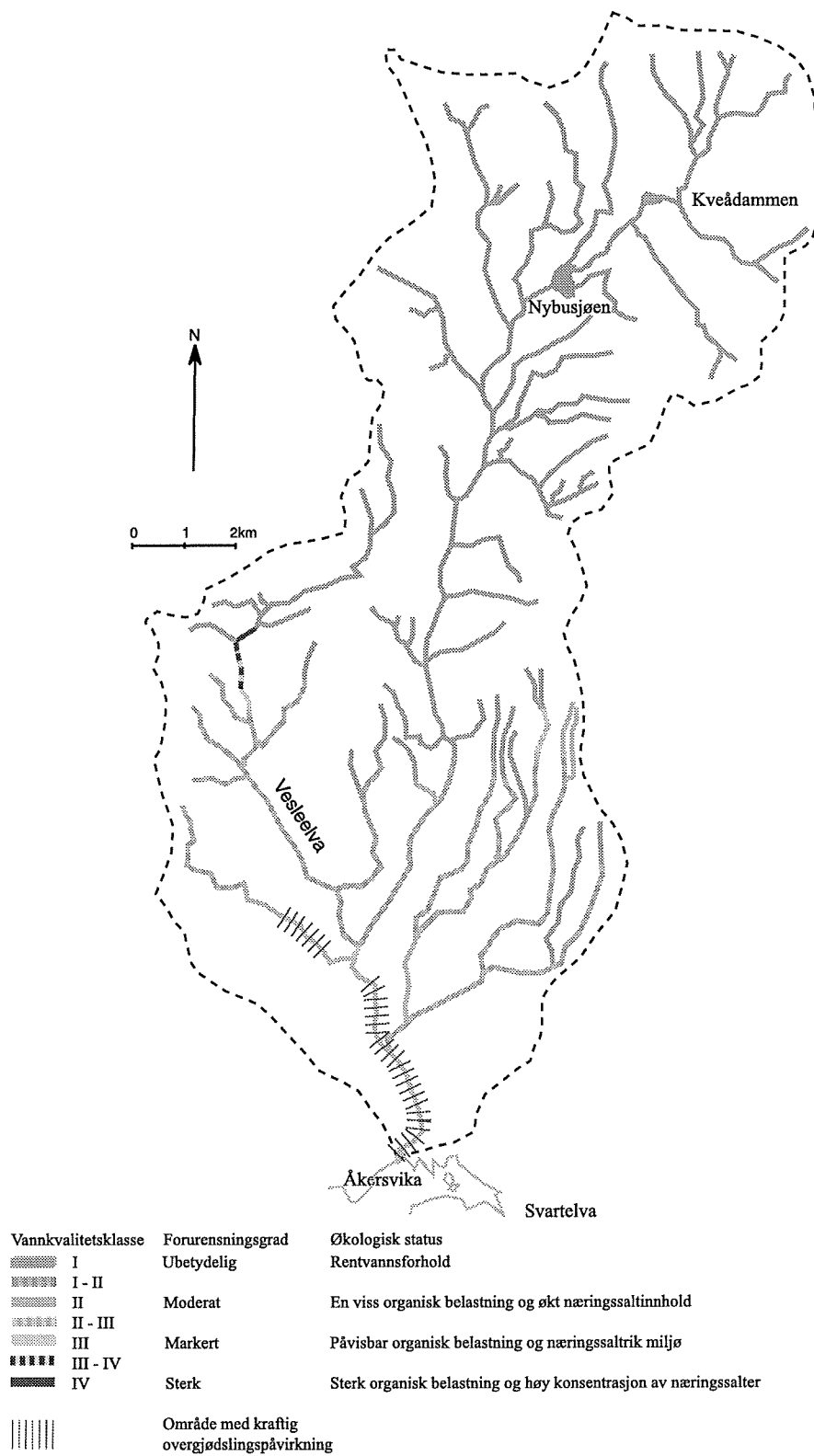


Fig. 40 Lokalbettinget forurensnings i Flagstadelva i slutten på august i 1999 basert på de biologiske forhold.

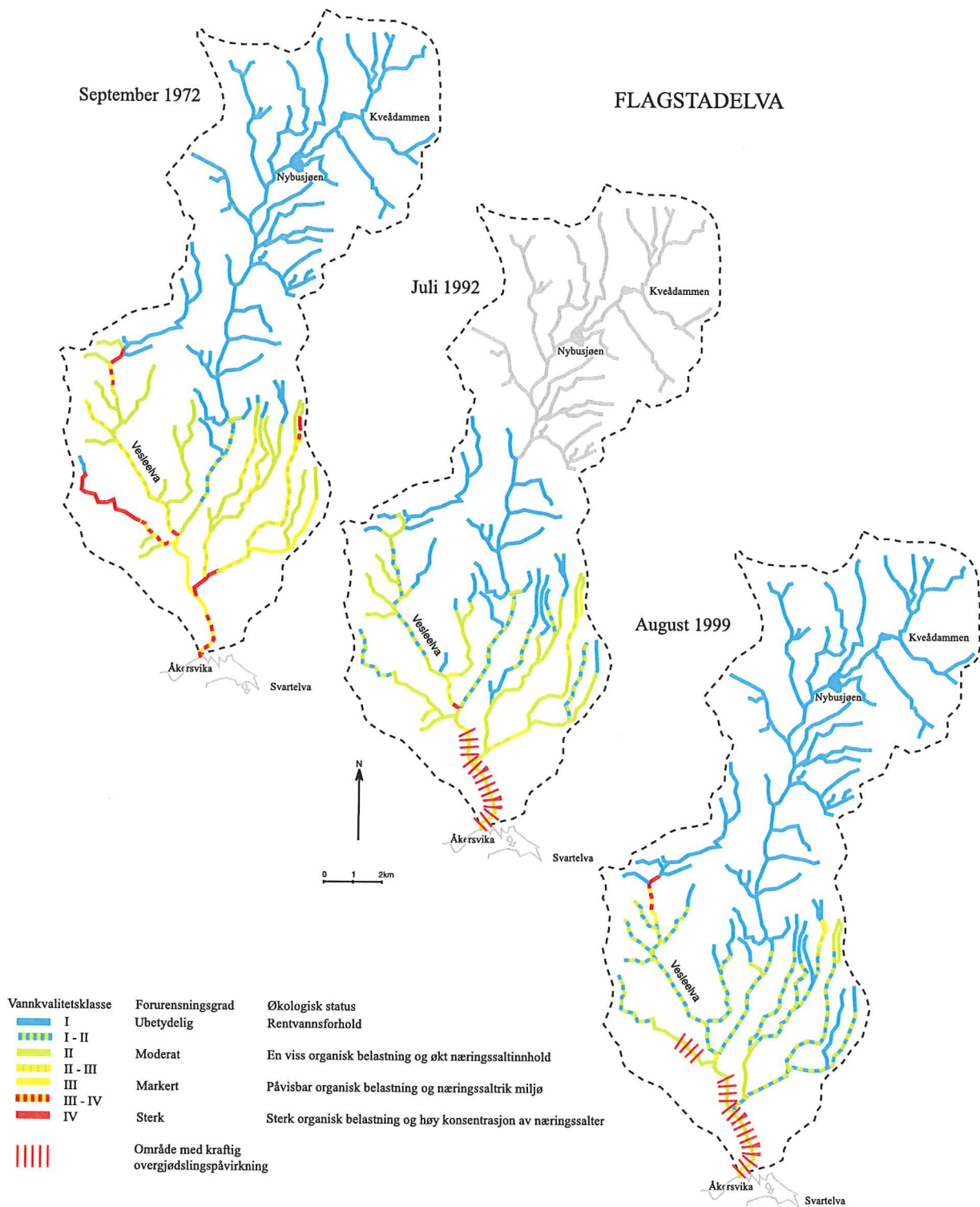


Fig. 41 Lokalbetinget forurensning i Flakstadelva, september 1972, juli 1992 og august 1999. Forurensningssituasjonen er vurdert ut ifra de biologiske forhold.

som beskrevet over så vet en ikke om hudlidelsen forårsakes av miljøforhold eller av en sykdomsfremkallende organisme som kan være smittsom. Direktoratet for naturforvaltning nedsatte i 1999 en gruppe som skal arbeide videre med å forsøke å belyse de mange ubesvarte spørsmålene rundt episodene med soppinfeksjon på fisk i Sør-Norge.

3.4 Tiltakende ”grønskevekst” i tilløpselvene til Gudbrandsdalslågen.

I de siste år er det fra lokalbefolkningen og forvaltningspersonale (fjellopsynspersonale m.v.) rapportert om økt ”grønskevekst” (økt forekomst av særlig fastsittende trådformete grønnalger) i de øvre deler av samtlige større tilrennende vassdrag til Gudbrandsdalslågen. En har også oppservert økt utbredelse av sivbelter. Det er spesielt i mindre elver, bekker, små og grunne innsjøer samt i grunne tjern på snaufjellet og i bjørkeskogbeltet en har observert dette fenomenen, men elver og grunnere partier i større innsjøer er også berørt. En landsomfattende spørreundersøkelse i 1992, viste at det har skjedd en omfattende økning av ”grønskeveksten” i mange norske fjellvassdrag de siste 15-30 år (Lindstrøm 1993, Lindstrøm et al. 2000). Dette er også i samsvar med situasjonen i mange svenske fjellområdene (Per Erik Lingdell pers med.). Den økende grønnskeforekomsten, som vanligvis utgjøres av trådformete fastsittende grønnalger (i enkelte tilfeller også av kiselalger), er til sjenanse ved utøvelsen av fisket da algetråder fester i fiskegarn, på fiskesnører og på kroker. En rekke uavhengige og liketydende meldinger fra erfarne fjellfolk som har observert og fått problemer med liknende vekst også den senere tid, tilsier at utviklingen har vedvart (Lindstrøm et al. 2000). Vi mangler for tiden kunnskap om vad som kan være årsaken til dette fenomen, samt kunnskap om hvilken betydning masseforekomst av bentiske alger kan ha på vannkvalitet og øvrig organismeliv. En har bl.a. mistanke om at gyteplassene til aure, harr og røye kan bli negativt påvirkede og at det kan bli minked forekomst av bunndyr dvs. minked næringstilgang for fisk. Det foreligger likevel for tiden ikke noen dokumentasjon på at det har blitt mindre fiskeforekomst i de vassdrag som blitt utsatt for øket ”grønnskeforekomst”. Unntak er her Jettningen i Sør Fron kommune der røya har blitt borte sansynligvis som resultat av at gyteplassene blitt tildekket og tilslammet av algerester.

Følgende hypoteser foreligger som mulige forklaringer til den økte ”grønnskeforekomsten”:

- økt tilførsel av fosfor via langtransporterte forurensninger (biotilgjengelig P er begrensende vekstfaktor).
- etablering av arter som er spesialister på å klare seg med lite P.
- økt tilførsel av nitrogen via langtransporterte forurensning (NO_3 er begrensende vekstfaktor).
- minket beiting fra bunndyr p.g.a. forsuringsskader.
- generell effekt ved forsuring av vassdrag. Den økte grønnskeveksten ser ut til å virke som en form for ”early warning” som opptrer tidlig i forsuringprosessen.
- CO_2 realterte forhold med årsak i klima/avrenning/ CO_2 -økning.
- økt forekomst av vannmoser som skapt et svært godt utgangspunkt for etablering og vekst av trådformete grønnalger.
- økt UV-instråling.
- klimaendringer med noe høyere temperaturer og mindre snø/isdekke.
- større forekomst av trådformete grønnalger gir mindre beitetrykk som i sin tur gir ytterligere økt forekomst av grønnalger (forsterkende effekt).

Andre forhold som for noen av lokalitetene (ikke alle) kan forklare økt plantevekst, er endrede driftsrutiner, bl.a. økt gjødsling ved seterdrift og fellesbeiter, samt kalking. Jettningen i SørFron kommune, samt Ørsjøene og Lille Helgetjernet i Rendalen kommune er sannsynligvis eksempel på dette. Langtransporterte forurensninger (økt næringssalttilførsel) er likevel fortsatt den årsaksfaktor som tilskrives mest betydning.

I 1999 ble det etter oppdrag fra Direktoratet for Naturforvaltning i regi av Programmet Naturens Tålegrenser (DN) utført undersøkelser av ”grønnske”-veksten (Lindstrøm et al. 2000). Undersøkelsene ble utført i fjellområdene i Hol, Slidre, Alvdal, Røros, Rendalen og Trysil. Det var også meningen at områdene i Rondane skulle undersøkes, men p.g.a. sjukdom ble dette ikke utført.

Undersøkelsen viste at trådalgeveksten består i alt vesentlig av trådformete grønnalger. Et stort antall arter inngår og den enkelte lokalitet hadde fra 1 til 6 arter som utgjorde masseforekomsten. Disse representerer et vidt spekter mht. pH, men alle vokser vanligvis i vann med lavt næringssaltnivå. Dvs. at de er naturlig forekommende arter i fjellområdene som inngår i "grønskeveksten" og det har ikke tilkommet nye arter. To vekstformer synes viktige. Den ene er fastsittende alger, i rennende vann vesentlig som lysegrønne tråder og sleipe glatte stein i foss- og strykpartier i bekker og mindre elver. Dette er særlig framtrædende i utløposene. I stillestående vann er det skyer løst i vannet (gjerne i grunne bukter og vikar) eller tråder festet til planter, eller tepper/matter som dels ligger nær innsjøbunnen og dels flyter opp til vannoverflaten, karplanter som starr, siv, gras o.l. i grunne områder av innsjøer og elver ble ikke undersøkt, men NIVA har fått opplysninger som tilsier at dette er vanligere enn tidligere antatt.

Gjennomgående $\text{NO}_3\text{-N}/\text{tot-P}$ forhold under 1,5 på lokaliteter med mye "grønske" tilsier at veksten var primært N (ikke P) begrenset på det tidspunkt prøvene ble tatt. Dette er i samsvar med nyere undersøkelser som tilsier at også nitrogen (ikke bare fosfor) er i underskudd i perioder og at det er potensiale for økt vekst dersom nitrogentilførselen øker. Dette sannsynliggjører, men beviser ikke, at den økte nitrogendeposeringen de senere år har gitt grunnlag for økt plantevekst.

"Grønske"-prosjektet vil videreføres i år 2000. Det vil da bl.a. bli utført gjødslingsforsøk.

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 Källqvist, T. 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., Føyn, B. og Gran, H.H. 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.
- 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. Kjellberg, G. og Nashoug, O. 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., Hessen, L., Kjeldsen, A. 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., Hessen D. O. and Nilssen J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fiord-type Lake Mjøsa, Norway, Freshwater Biology (1991) 26, 165 – 173.
- 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., Bailey, K. and Whitehouse, P. 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.
- 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 forurensnings-
overvåkning (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.
- 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 useful devices for vertical 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.
- Stensby, T. 1994. Vassdragsplan for Otta. Status mål tiltak. Høyringsdokument, Skjåk, Lom, Vågå, Sel kommunar.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN91-620-1115-4. 280 s.
- "Tiltakspakke for Mjøsa" 1990. Mjøsa kan bli ren. Avsluttende forslag til tiltak som vil føre til en mer tilfredsstillende vannkvalitet for alle bruksformer. Avsluttende fagrapport fra et samarbeidsprosjekt mellom Fylkesmennene og Fylkesland-bruuskontorene i Hedmark og Oppland, kommunene i Mjøsa's nedbørfelt og Statens forurensningstilsyn. Desember 1989. 53 s.
- Utermöhl, H. 1958. Zür Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.* 9: 1-38.
- Verduin, J. 1960. Phytoplankton communities of western Lake Eire and the CO₂ and O₂ 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., Munawar, M. and Stadelmann, P. 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.
- 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 resipienten for de enkelte problemområder henvises til: Programforslag for tiltaksorientert overvåkning 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) (Overvåkning av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring). Nedenfor er noen viktige data sammenstilt i tabell A og B. Videre er det tatt med et dybdekart for Mjøsa.

Tabell A. Arealfordeling i Mjøsas nedbørfelt.

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

Tabell B. Data for Mjøsa.

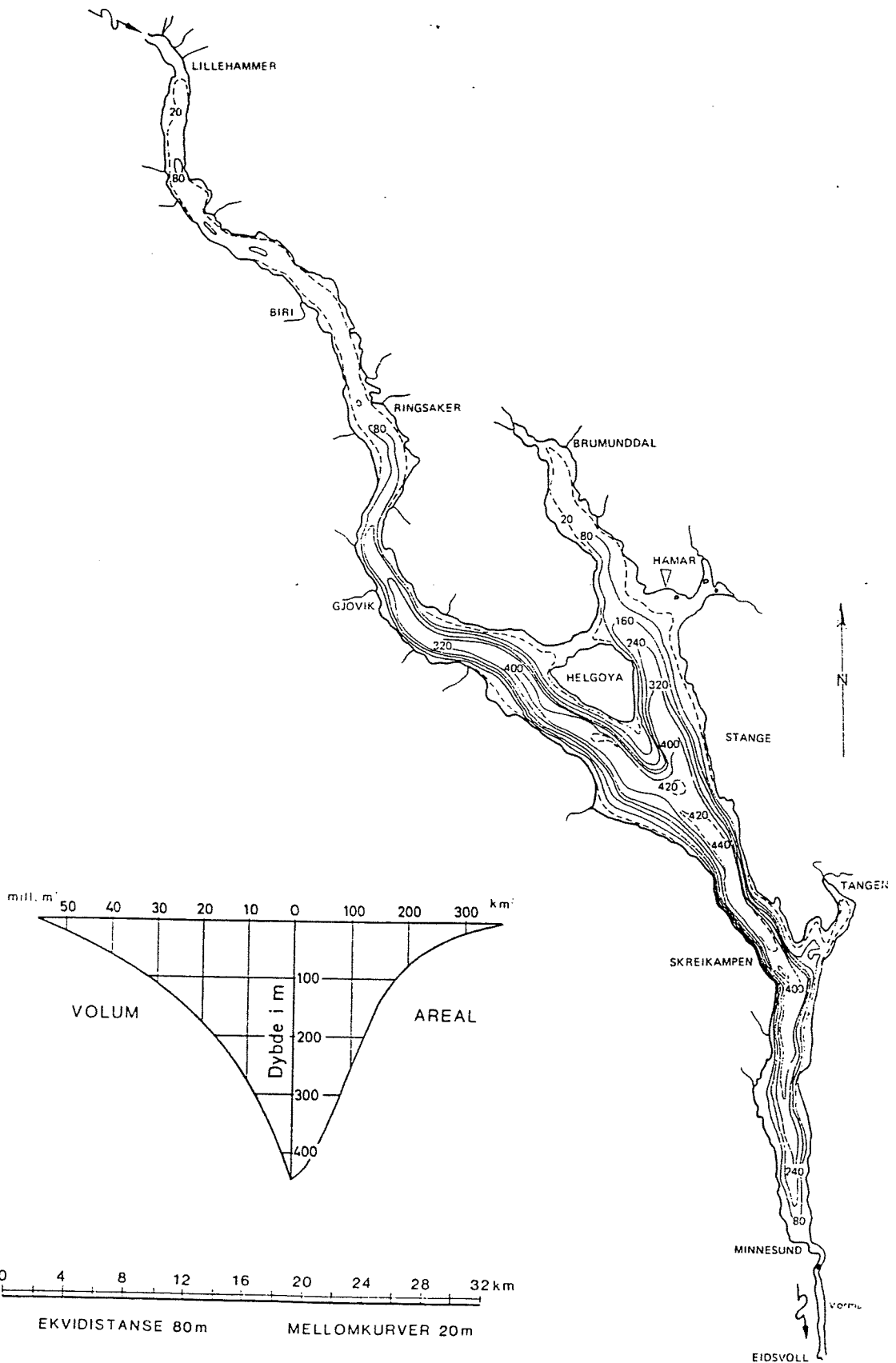
Nedbørfelt	16420 km ²	Største målte dybde	449 m	Teor.oppholdstid	5,6 år
Høyde over havet	122 m	Midlere dybde	153 m	Reguleringsampl.	3,61 m
Lengde	117 km	Volum	56,244 mill.m ³	Reguleringsmagas.	1312 mill.m ³
Største bredde	14 km	Årlig midlere avløp	10,000 mill.m ³	H.R.V.	123,19 m
Strandlinjeutvikling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

I alt bor ca. 200 000 personer i Mjøsas nedbørfelt, hvorav 150.000 i innsjøens umiddelbare nærhet. Ca. 120.000 personer er tilknyttet off. kloakksystem og i alt er det bygget 84 høygradige avløpsrensaneanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80.000 personer bor i spredt bebyggelse og det er anslått at minst 75% av disse husstander har vannklosett. Ca. 80.000 mennesker får idag sitt drikkevann fra dypvannsinntak i Mjøsa. Vassdraget nedstrøms Mjøsa (nedre del av Glåma) blir brukt som drikkevannskilde for ca. 150.000 mennesker. Ialt er derfor ca. 230.000 personer, d.v.s. ca. 5 % av Norges befolkning, direkte eller indirekte avhengig av vannkvaliteten i Mjøsa. Vannkvaliteten i Mjøsa og da særlig algemengde og algesammensetning har direkte betydning for vassdraget nedstrøms.

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 økonomisk betydning. For tiden pågår et prosjekt for innsjøbeiting i Mjøsa som tar utgangspunkt i å øke produksjonen og avkastningen av ørret i Mjøsa og tilløpselvene. Prosjektet er kalt "Operasjon Mjøsørret" og startet i september 1988. Målsettingen for prosjektet har variert noe når det gjelder fangstmulighetene, men for tiden er målet at avkastningen skal fordobles fra dagens nivå på ca. 10 tonn i året til 20 tonn. Dette tilsvarer en arealavkastning på ca. 0,5 kg/ha år og er i samsvar med forholdene i andre store innsjøer med storvokste laksefiskebestander som f.eks. Vättern i Sverige. En forutsetning er da at det opprettholdes store bestander av småvokst lågåsild og krøkle i Mjøsa, så Mjøsørreten til en hver tid har en god førtilgang.

Rundt de sentrale deler av innsjøen - på Hedmarken og Totenbygdene - ligger noen av Norges viktigste jordbruksområder. Korn dyrking 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 tørlegges 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.

MJØSA 123 m.o.h.



VEDLEGG B
- Primærdata for Mjøsa i 1999 -

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 mgC/l.

Silisium i mg SiO_2 /l.

Tabell I. Meteorologiske observasjoner ved Kise (forsøksstasjon på Nes), i 1999.

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

Måned	Middel temp °C			Nedbør mm			Soltimer		
	1999	N	N ₁	1999	N	N ₁	1999	N	N ₁
Januar	-4,3	-6,5	-7,4	50	35	36	36	31	31
Februar	-6,9	-6,8	-8,1	28	24	29	140	70	70
Mars	-1,4	-3,5	-3,1	88	19	27	95	147	130
April	4,3	2,8	2,2	45	31	34	143	180	171
Mai	7,8	8,6	8,5	24	38	44	237	217	216
Juni	12,9	13,2	13,6	125	63	59	161	265	250
Juli	16,0	15,9	15,2	49	82	66	265	235	242
August	14,2	14,6	14,0	21	70	76	221	208	199
September	14,1	10,1	9,6	110	64	64	118	139	139
Oktober	5,6	5,0	5,1	72	50	63	103	83	85
November		0,2	-0,8		47	50		42	48
Desember		-3,1	-5,3		40	37		21	20
Årsmiddel		4,2	3,6	-	-	-	-	-	-
Årssum	-	-	-		563	585		1638	1601

Tabell II. Vanntemperaturobservasjoner (°C) ved fire stasjoner i Mjøsa, 1999.

Stasjon, Brøttum

Dato	21.5	17.6	14.7	16.8	15.9	13.10
Dyp						
0,5	4,5	9,5	18,3	15,7	15,4	10,3
2	4,3	9,2	18,1	15,5	15,4	10,3
5	4,2	9,0	17,8	15,2	15,4	10,3
8	4,0	8,8	16,4	15,0	15,4	10,3
12	4,0	8,7	14,8	14,1	15,1	10,3
16	4,0	7,8	12,2	13,1	14,7	10,3
20	4,0	6,7	9,8	11,3	12,6	9,6
30	4,0	5,5	6,4	7,3	7,5	8,0
50	4,0	4,5	5,2	5,6	5,8	6,4

Tabell II fort.

Stasjon, Kise

Dato	21.5	17.6	14.7	16.8	15.9	13.10
Dyp						
0,5	4,2	12,6	17,7	17,3	15,3	10,6
2	3,9	12,6	17,7	17,1	15,3	10,6
5	3,7	12,0	17,2	17,0	15,3	10,3
8	3,7	10,6	15,9	16,8	15,3	10,0
12	3,7	8,5	13,4	16,3	15,3	10,0
16	3,7	6,1	10,6	13,5	14,6	9,9
20	3,7	5,3	9,5	11,7	12,8	9,9
30	3,7	4,6	6,7	8,9	7,8	7,6
50	3,7	4,2	4,8	5,5	5,2	5,8

Stasjon, Furnesfjorden

Dato	21.5	17.6	14.7	16.8	15.9	13.10
Dyp						
0,5	6,8	11,8	19,5	17,0	16,0	10,6
2	6,8	11,8	19,5	16,5	16,0	10,6
5	6,8	11,5	19,3	16,3	16,0	10,6
8	5,5	11,3	16,3	16,0	16,0	10,6
12	4,4	9,8	13,3	14,3	15,5	10,0
16	4,2	9,5	10,0	10,7	14,0	9,5
20	4,1	8,6	8,7	9,0	11,9	9,3
30	4,1	6,3	7,0	5,7	7,3	7,3
50	4,1	5,5	4,9	4,8	5,0	5,8

Stasjon, Skreia

Dato	20.5	10.6	24.6	9.7	20.7	6.8	23.8	7.9	21.9	14.10	1.11
Dyp											
0,5	3,7	9,5	14,2	16,5	16,0	18,4	16,9	15,0	14,2	10,6	9,0
2	3,7	9,5	13,1	15,8	16,0	18,4	16,8	15,0	14,2	10,6	9,0
5	3,7	8,0	9,6	14,0	15,0	18,0	16,7	15,0	14,2	10,6	9,0
8	3,7	6,4	8,0	11,6	10,5	15,0	16,6	15,0	14,2	10,6	9,0
12	3,7	5,0	7,5	10,0	9,0	14,0	15,2	14,8	14,2	10,3	9,0
16	3,7	4,8	5,7	8,3	8,3	11,4	10,2	12,2	11,1	10,2	9,0
20	3,7	4,7	5,0	7,2	7,4	9,5	8,4	9,4	9,5	10,2	9,0
30	3,7	4,1	4,6	5,2	5,7	6,0	6,1	6,4	7,3	7,6	9,0
50	3,7	4,0	4,4	4,1	4,6	4,4	5,0	4,7	4,9	4,7	6,1

Tabell III Kjemedata fra dybdeprofiler ved fire stasjoner i Mjøsa, 1999.

Stasjon: Brøttum 3/4-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	2,9	278	182
10m	6,8	435	256
20m	2,6	450	343
30m	2,4	423	310
60m	2,8	449	337
Middel	3,5	407	286
Dyp.mid.	3,2	421	301

Stasjon: Brøttum 21/5-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	5,7	447	324
10m	5,9	438	323
20m	6,0	460	326
30m	6,2	434	327
60m	6,0	445	328
Middel	6,0	445	326
Dyp.mid.	6,0	443	326

Stasjon: Kise 4/4-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	3,5	479	376
20m	3,4	558	436
50m	3,3	542	441
100m	2,7	506	444
180m	3,0	507	444
Middel	3,2	518	428
Dyp.mid.	3,0	520	428

Stasjon: Kise 21/5-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	3,5	540	451
20m	2,6	566	450
50m	3,1	546	449
100m	3,0	553	448
180m	2,6	548	451
Middel	3,0	551	450
Dyp.mid.	2,9	551	449

Stasjon: Morskogen 4/4-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	2,4	528	446
20m	2,6	591	447
50m	2,4	497	445
100m	2,6	522	445
180m	2,8	521	441
Middel	2,6	532	445
Dyp.mid.	2,6	526	444

Tabell III fort.

Stasjon: Furnesfjorden 3/4-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	7,0	562	445
10m	4,3	562	439
20m	3,4	542	437
30m	3,4	542	441
60m	3,0	543	443
Middel	4,2	550	441
Dyp.mid.	3,8	547	441

Stasjon: Furnesfjorden 21/5-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	5,5	606	460
10m	5,0	564	451
20m	12,5	600	456
30m	3,7	564	455
60m	4,0	600	473
Middel	6,1	587	459
Dyp.mid.	5,6	583	460

Stasjon: Skreia 4/4-99

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
0,5 m	3,1	552	441
5 m	3,1	546	439
20 m	2,1	538	440
50 m	2,1	525	440
100 m	1,9	551	442
200 m	2,2	549	446
300 m	2,8	572	449
400 m	2,9	538	446
Middel	2,4	546	443
Dyp.mid	2,4	549	444

Stasjon: Skreia 20/5-99

Dyp	pH	Alk. pH 4,2 mmol/l	Kond mS/m	Farge mg Pt/l	TOC mg/l	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	SiO ₂ mg/l	Turb FTU
0,5m	7,09	0,200	4,44	10	2,1	2,8	565	448	2,09	0,27
5m	7,12	0,197	4,42	8	2,1	2,9	540	453	2,09	0,33
20m	7,13	0,199	4,42	8	1,8	2,7	545	448	2,07	0,31
50m	7,10	0,198	4,45	8	2,0	3,1	536	447	2,06	0,39
100m	7,10	0,199	4,42	8	1,8	2,8	593	446	2,06	0,29
200m	7,10	0,199	4,42	9	2,0	2,8	577	446	2,06	0,28
300m	7,06	0,199	4,49	9	2,1	3,9	547	455	2,07	0,31
400m	7,06	0,201	4,49	9	2,1	4,1	602	459	2,07	0,32
Middel	7,10	0,199	4,44	8,6	2,0	3,1	563	450	2,07	0,31
Dyp.mid	7,07	0,199	4,44	8,6	2,0	3,3	567	449	2,06	0,31

Tabell IV Siktedyp samt kjemidata og tot.klor. a-målinger fra blandprøve fra dybdesjiktet 0-10 meter ved fire stasjoner i Mjøsa, 1999.

Stasjon: Brøttum

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
21.5	8,1	6,0	460	325	0,30
17.6	4,2	6,7	266	101	0,97
14.7	5,3	6,9	304	121	2,62
16.8	7,7	3,6	217	98	1,82
15.9	7,5	5,0	194	86	4,70
13.10	7,0	3,2	311	156	1,54
Middel	6,6	5,2	292	148	1,99
Tid. midd. mai - okt.	6,7	5,2	296	152	1,95
Tid. midd. juni - okt.	6,5	5,0	264	119	2,29

Stasjon: Kise

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
21.5	12,8	2,8	539	450	0,23
17.6	5,4	6,3	430	262	3,23
14.7	6,1	7,4	460	242	2,62
16.8	6,9	5,5	323	167	3,35
15.9	6,6	4,8	410	173	5,02
13.10	8,6	2,8	402	256	1,65
Middel	7,7	4,9	427	258	2,68
Tid. midd. mai - okt.	7,9	4,9	428	262	2,61
Tid. midd. juni - okt.	6,9	5,2	407	225	3,06

Stasjon: Furnesfjorden

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
21.5	7,5	5,4	599	462	1,82
17.6	5,8	7,3	562	367	4,38
14.7	5,2	6,9	511	315	3,18
16.8	6,3	7,4	542	369	3,94
15.9	6,5	6,1	375	183	5,48
13.10	9,0	3,8	477	311	2,05
Middel	6,7	6,2	511	335	3,48
Tid. midd. mai - okt.	6,8	6,1	513	337	3,41
Tid. midd. juni - okt.	6,6	6,2	495	313	3,70

Tabell IV forts.

Stasjon: Skreia

Dato	Siktedyp m	pH	Alk. pH 4,2 mmol/l	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	SiO ₂ mg/l	Tot.kl.a µg/l	Kond. mS/m
20.5	14,6	7,14	0,199	3,5	525	451	2,07	0,26	4,42
10.6	8,7	7,16	0,209	4,4	525	404	2,18	1,60	4,42
24.6	6,5	7,34	0,214	7,0	557	403	2,07	1,83	4,54
9.7	5,3	7,29	0,212	5,9	450	299	2,20	2,03	4,21
20.7	7,6	7,28	0,193	6,7	421	275	2,14	2,01	3,90
6.8	6,8	7,22	0,188	4,7	361	219	1,89	3,83	3,69
23.8	7,5	7,35	0,186	5,4	345	190	1,40	3,35	3,62
7.9	6,5	7,29	0,194	7,0	385	226	1,07	3,92	3,73
21.9	7,1	7,17	0,193	4,1	341	211	0,96	5,28	3,71
14.10	8,6	7,10	0,194	4,3	473	285	1,36	2,03	3,99
1.11	10,8	7,02	0,196	4,3	441	281	1,45	1,61	4,01
Middel	8,2	7,21	0,198	5,2	439	295	1,71	2,52	4,02
Tid.mid. mai-okt.	8,6	7,21	0,198	5,0	444	306	1,72	2,43	4,04
Tid.mid. juni-okt.	7,5	7,22	0,197	5,3	428	278	1,65	2,84	3,97

Tabell V

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa (st.Brøttum)

Verdiene gitt i mm³/m³ (=mg/m³)

År	1999	1999	1999	1999	1999	1999
Måned	5	6	7	8	9	10
Dag	21	17	14	16	15	13
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
Anabaena lemmermannii	-	-	3,4	-	-	-
Planktothrix agardhii	-	-	-	-	-	0,8
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,8
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Ankyra lanceolata	-	-	-	-	-	0,2
Chlamydomonas sp. (I=12)	-	1,6	-	-	-	0,1
Chlamydomonas sp. (I=8)	-	-	1,6	-	-	-
Elektorhrix gelatinosa (genevensis)	-	-	0,7	0,7	0,7	-
Gloeotila sp.	-	-	0,8	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	0,2	-	0,7	1,4	0,1
Kolella sp.	-	0,2	-	-	-	-
Monoraphidium griffithii	-	-	0,2	-	-	-
Oocystis parva	-	-	-	2,1	-	-
Oocystis submarina v.variabilis	-	-	-	0,1	0,3	-
Paramastix conferta	-	0,9	-	-	-	-
Tellingia granulata	-	-	-	0,5	-	-
Ubest.gr.flagellat	0,2	-	-	-	-	-
Sum - Grønnalger	0,2	2,9	3,3	4,1	2,4	0,4
Chrysophyceae (Gullalger)						
Automonas purdyi	0,1	0,4	-	-	-	-
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	-	0,1	-	-	-	-
Chrysochromulina parva	-	1,8	3,7	2,9	0,2	0,1
Craspedomonader	0,3	0,4	0,4	1,2	1,3	0,4
Dinobryon bavarium	-	-	0,2	1,1	-	-
Dinobryon borgei	-	0,2	1,1	0,2	-	-
Dinobryon crenulatum	-	-	-	1,2	-	-
Dinobryon cylindricum	-	-	0,4	-	-	-
Dinobryon divergens	-	-	4,0	1,2	-	-
Dinobryon sartularia	-	1,1	0,1	-	-	-
Dinobryon sociale	-	-	6,3	0,9	-	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	0,2	-	-	-	-
Dinobryon suecicum v.longispinum	-	-	0,3	0,2	-	-
Kephyron sp.	-	-	0,2	-	-	-
Lesca celler Dinobryon spp.	-	-	0,4	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	-	0,7	-	2,4	2,4	4,8
Mallomonas cf.maiorensis	-	-	-	0,7	-	-
Mallomonas punctifera (M.reginae)	-	-	-	-	-	0,4
Mallomonas spp.	-	-	2,5	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	2,9	9,7	8,8	4,4	4,4	5,7
Små chrysomonader (<7)	3,6	19,1	18,4	11,2	7,4	6,0
Stelaxomonas dichotoma	-	6,0	-	-	-	0,3
Store chrysomonader (>7)	2,6	11,2	8,6	12,1	4,3	5,2
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	-	3,6	0,3	-	-	0,7
Ubest.chrysophyceae	-	0,3	-	-	0,5	0,1
Sum - Gullalger	9,5	54,9	55,9	39,5	20,6	23,7
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	0,8	5,1	7,3	17,5	18,9	7,0
Aulacoseira alpigena	0,6	0,6	0,6	2,9	0,3	-
Cyclotella comta v.oligactis	-	-	-	2,8	3,9	0,6
Cyclotella glomerata	-	-	-	0,4	0,6	-
Cyclotella radiosa	-	-	-	-	-	0,5
Diatoma tenuis	2,5	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-	-	2,2	29,7	5,3
Fragilaria sp. (I=30-40)	0,2	0,1	1,1	4,5	-	-
Fragilaria ulna (morfortyp*acus*)	0,2	-	-	0,5	-	-
Fragilaria ulna (morfortyp*angustissima*)	-	-	1,0	-	-	0,5
Fragilaria ulna (morfortyp*ulna*)	-	4,0	-	-	-	-
Rhizosolenia enensis	-	-	3,2	-	5,6	-
Rhizosolenia longiseta	-	-	4,0	0,4	-	-
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	-	0,7	-	-	-	-
Stephanodiscus hantzschii	-	0,6	-	1,8	-	-
Tabellaria fenestrata	1,8	1,3	15,5	103,7	1159,5	6,9
Tabellaria flocculosa	-	-	0,4	-	-	-
Sum - Kiselalger	6,1	12,4	33,0	136,6	1218,5	20,8
Cryptophyceae (Sveglflagellater)						
Cryptaulax vulgaris	0,3	-	-	-	-	-
Cryptomonas cf.erosa	-	3,1	6,4	16,1	21,5	4,8
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	-	0,4	6,8	7,9	13,0	12,2
Cryptomonas marssonii	-	0,9	-	5,4	-	3,2
Cryptomonas pyrenoidifera	-	-	-	6,4	-	-
Cryptomonas sp. (I=20-22)	-	-	-	-	-	7,0
Cryptomonas spp. (I=24-30)	-	1,0	11,0	4,5	16,5	29,0
Katablepharis ovalis	0,4	7,3	9,5	1,0	0,5	-
Rhodomonas lacustris (v.v.nannoplantica)	8,0	37,8	87,8	66,8	22,3	43,6
Rhodomonas lens	-	-	-	-	-	2,1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	0,9	3,4	4,8	2,4	2,8
Sum - Sveglflagellater	8,7	51,4	125,0	112,8	76,0	104,7
Dinophyceae (Furellflagellater)						
Ceratium hirundinella	-	-	-	-	6,0	-
Gymnodinium cf.lacustre	-	1,2	2,1	4,8	-	0,2
Gymnodinium cf.uberimum	-	-	6,0	-	-	-
Gymnodinium helveticum	-	-	-	-	4,8	-
Gymnodinium sp. (I=14-16)	-	-	3,2	-	3,7	-
Pendinium raciborskii (P.pelustre)	-	-	8,0	-	-	-
Pendinium sp. (I=15-17)	-	0,7	-	-	-	-
Pendinium umbonatum (P.inconspicuum)	-	-	4,2	1,0	-	1,2
Ubest.dinoflagellat	0,8	1,1	-	-	-	0,5
Sum - Furellflagellater	0,8	2,9	23,5	5,8	14,5	1,9
My-alger						
My-alger	4,9	7,2	22,4	4,6	5,6	6,3
Sum - My-alger	4,9	7,2	22,4	4,6	5,6	6,3
Sum totalt	30,1	131,8	266,5	303,4	1337,7	158,6

Tabell VI

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa (st.Kise)

Verdiene gitt i mm³/m³ (=mg/m³)

År	1999	1999	1999	1999	1999	1999
Måned	5	6	7	8	9	10
Dag	21	17	14	16	15	13
Chlorophyceae (Grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (I=12)	0,1	-	-	-	-	-
Chlamydomonas sp. (I=8)	-	-	3,4	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	-	-	0,8	1,5	0,4	0,4
Gloeotila sp.	-	-	2,4	-	0,8	-
Gyromitus cordiformis	-	-	-	1,4	0,4	-
Koliella sp.	0,2	1,4	-	-	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	-	0,3	0,5	-
Oocystis submarina v. variabilis	-	0,6	-	0,5	0,3	-
Paramastix conifera	-	0,9	-	-	-	-
Pautschulzia pseudovolvox	-	-	-	-	-	0,1
Sphaerocystis schroeteri	-	-	-	-	0,5	-
Staurastrum gracile	-	-	-	-	1,2	-
Staurastrum lunatum	-	-	-	-	-	2,0
Staurastrum paradoxum	-	-	-	-	2,0	-
Tetlingia granulata	-	-	1,0	-	-	-
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	-	-	0,1	-	-	-
Sum - Grønnalger	0,3	3,0	7,8	3,7	6,1	2,5
Chrysophyceae (Gullalger)						
Automonas purdyi	-	0,1	-	-	-	-
Bitrichia chodatii	-	-	0,4	-	1,1	-
Chrysochromulina parva	0,1	8,3	9,5	2,1	2,1	1,1
Chrysococcus cordiformis	-	2,4	-	-	-	-
Chrysolykos planctonicus	-	-	0,2	-	-	-
Chrysolykos skujai	-	0,2	-	-	-	-
Craspedomonader	0,1	1,3	0,7	0,7	1,2	1,1
Dinobryon bavaricum	-	2,9	-	-	-	-
Dinobryon borgei	-	1,1	0,2	0,1	0,3	0,1
Dinobryon crenulatum	-	0,4	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	-	3,2	1,0	-	-
Dinobryon sociale	-	-	8,4	-	-	-
Dinobryon sociale v. americanum	-	0,5	-	-	-	-
Dinobryon suecicum v. longispinum	-	0,3	-	-	-	-
Kephyton litorale	-	0,1	-	-	-	-
Kephyton sp.	-	-	0,1	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v. parvula)	-	5,3	2,8	1,1	2,7	3,7
Mallomonas punctifera (M. reginae)	-	1,0	-	-	-	-
Mallomonas spp.	-	-	6,0	2,7	5,3	-
Monochrysis aglissima	-	-	0,3	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	1,9	8,0	6,4	3,0	5,4	4,9
Små chrysonomader (<7)	1,5	64,9	19,6	12,4	9,5	6,7
Stelekomonas dichotoma	-	-	0,3	-	-	-
Store chrysonomader (>7)	0,4	51,7	7,8	7,8	10,3	3,4
Ubest. chrysonomade (Ochromonas sp.?)	-	-	-	-	0,3	-
Ubest. chrysophyceae	-	-	-	-	0,1	-
Uroglena americana	-	14,0	0,8	0,8	2,9	-
Sum - Gullalger	4,0	162,4	66,4	31,6	41,1	21,1
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
Asterionella formosa	1,1	8,6	20,8	2,6	8,6	9,4
Attheya zachariasi	-	-	0,5	-	-	-
Aulacoseira alpigena	-	0,9	2,3	-	0,3	0,5
Aulacoseira islandica (morf. helvetica)	0,7	-	-	-	-	-
Aulacoseira italica v. tenuissima	-	0,8	-	-	-	-
Cyclotella comta v. oligactis	-	-	-	6,4	1,0	-
Cyclotella glomerata	-	0,7	-	2,4	2,0	0,9
Diatoma tenuis	-	2,6	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-	1,7	86,9	29,7	11,0
Fragilaria sp. (I=30-40)	0,3	1,7	2,2	0,6	1,7	0,1
Fragilaria ulna (morfortyp "acutus")	7,6	1,4	1,0	-	-	-
Fragilaria ulna (morfortyp "angustissima")	-	0,5	2,7	-	-	-
Rhizosolenia eniensis	-	0,4	5,6	1,2	4,8	0,4
Rhizosolenia longiseta	0,4	-	4,8	0,4	-	1,2
Stephanodiscus hantzschii	-	-	1,0	0,6	5,3	0,3
Tabellaria fenestrata	1,5	6,5	64,0	221,8	1156,6	78,7
Tabellaria flocculosa	-	-	0,6	-	-	-
Sum - Kiselalger	11,6	24,0	107,1	322,9	1209,9	102,6
Cryptophyceae (Sveiflagellater)						
Cryptaulax vulgans	0,2	-	-	-	-	1,8
Cryptomonas cf. erosa	-	-	14,8	13,8	10,1	-
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	-	6,5	2,2	0,8	7,6	9,9
Cryptomonas marssonii	-	9,6	0,7	6,0	0,7	0,6
Cryptomonas pyrenoidifera	-	-	-	12,7	-	-
Cryptomonas sp. (I=20-22)	-	-	-	-	0,6	-
Cryptomonas spp. (I=24-30)	-	10,0	3,5	14,5	12,0	20,3
Katabepteris ovalis	0,1	21,7	20,7	1,0	2,9	-
Rhodomonas lacustris (+v. nannoplantctica)	2,1	164,3	127,6	39,0	52,5	59,6
Rhodomonas lens	-	-	1,7	3,4	1,1	2,1
Ubest. cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	3,7	-	-	2,5	-
Sum - Sveiflagellater	2,4	215,8	171,4	91,2	89,9	94,3
Dinophyceae (Fureiflagellater)						
Ceratium hirundinella	-	-	-	6,0	12,0	-
Gymnodinium cf. lacustre	-	3,6	4,2	1,1	-	-
Gymnodinium cf. luberimum	-	-	-	-	3,2	-
Gymnodinium helveticum	2,0	6,0	-	-	-	2,0
Gymnodinium sp. (I=14-16)	-	3,2	0,2	-	-	-
Peridinium sp. (I=15-17)	-	4,4	-	-	0,3	0,7
Peridinium umbonatum (P. inconspicuum)	-	0,8	9,3	8,0	-	-
Ubest. dinoflagellat (I=9-10)	-	2,7	-	-	-	-
Ubest. dinoflagellat	-	1,6	0,9	-	-	-
Sum - Fureiflagellater	2,0	22,2	14,7	15,1	15,5	2,7
Euglenophyceae (Øyrealger)						
Trachelomonas volvocina	-	-	-	4,4	-	-
Sum - Øyrealger	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0	0,0
My-alger						
My-alger	4,0	8,7	15,9	6,6	7,6	5,3
Sum - My-alger	4,0	8,7	15,9	6,6	7,6	5,3
Sum totalt	24,3	436,0	383,2	475,4	1370,1	228,4

Tabell VII

Kvantitative plantaplanktonanalyser av prøver fra Mjøsa (st.Fumesfjorden)

Verdiene gitt i mm³/m³ (=mg/m³)

År	1999	1999	1999	1999	1999	1999
Måned	5	6	7	8	9	10
Dag	21	17	14	16	15	13
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
<i>Anabaena lemmermannii</i>	-	-	0,3	-	-	-
Planktothrix agardhii	-	-	-	1,0	0,8	1,3
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,3	1,0	0,8	1,3
Chlorophyceae (Grønnalger)						
<i>Ankyra lanceolata</i>	-	-	-	-	0,4	-
<i>Botryococcus braunii</i>	-	-	-	0,8	-	-
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=12)	1,3	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=8)	0,3	0,5	1,1	-	-	0,8
<i>Coelastrum asteroidum</i>	-	-	-	-	2,5	-
<i>Elatokthrix gelatinosa</i> (genevensis)	-	-	0,4	0,7	0,3	-
<i>Gloeotila</i> sp.	-	-	2,4	-	-	-
<i>Koliella</i> sp.	0,9	2,4	-	-	-	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-	-	0,9	0,8	-	0,2
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	-	0,2	-	-	-
<i>Naphrocytium agardhianum</i>	-	-	-	-	0,2	-
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	-	-	-	0,5	-	-
<i>Paulschutzia pseudovolvox</i>	-	-	0,5	0,5	-	-
<i>Staurastrum gracile</i>	-	-	-	-	4,8	-
<i>Staurastrum cuspidatus</i> v. <i>curvatus</i>	-	-	-	-	0,5	-
<i>Teilingia granulata</i>	-	-	1,2	-	-	-
<i>Tetraedron minimum</i> v. <i>tetralobulatum</i>	-	0,1	-	-	-	-
Ubest. gr. flagellat	6,5	-	-	-	-	-
Sum - Grønnalger	9,0	3,1	6,6	3,2	8,8	1,0
Chrysophyceae (Gullalger)						
<i>Bitrichia chodatii</i>	-	-	-	-	0,4	-
<i>Chrysochromulina parva</i>	6,3	17,8	8,1	1,5	0,6	0,3
<i>Chrysolykos skujai</i>	-	0,2	-	-	-	-
<i>Craspedomonader</i>	0,5	-	2,1	0,7	0,1	0,8
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	6,0	0,3	0,2	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	2,0	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	-	0,4	4,5	9,2	-	-
<i>Dinobryon sociale</i>	-	-	3,9	0,4	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> v. <i>longispinum</i>	-	-	0,2	-	-	-
<i>Kephyron litorale</i>	-	0,1	-	-	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i> (v. <i>parvula</i>)	1,8	8,0	1,1	4,8	5,3	1,2
<i>Mallomonas caudata</i>	0,8	-	-	-	0,5	-
<i>Mallomonas elongata</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i> (M. <i>reginae</i>)	-	-	-	1,5	-	-
<i>Mallomonas</i> spp.	0,2	2,7	9,0	2,7	2,7	-
<i>Monochysis aglissima</i>	0,7	-	-	-	-	-
<i>Ochromonas</i> sp. (f=3.5-4)	10,9	3,1	12,2	3,1	4,8	4,3
<i>Pseudokephyron</i> sp.	-	-	-	0,2	-	-
Små chrysomonader (<7)	27,0	45,1	27,9	8,4	6,0	3,6
Store chrysomonader (>7)	8,6	32,7	6,9	4,3	5,2	0,9
<i>Synura</i> sp. (I=9-11 b=8-9)	-	9,5	-	-	-	-
Ubest. chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,7	-	-	-	-	0,7
Ubest. chrysophyce	-	-	0,3	-	-	-
<i>Uroglana americana</i>	-	134,5	-	-	2,5	-
Sum - Gullalger	57,6	262,1	76,3	36,9	28,0	11,7
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
<i>Asterionella formosa</i>	2,0	1,5	15,4	46,6	14,2	10,6
<i>Aulacoseira alpigena</i>	-	-	-	1,4	-	-
<i>Aulacoseira islandica</i> (morf. <i>helvetica</i>)	2,1	-	-	-	-	-
<i>Aulacoseira italica</i> v. <i>tenuissima</i>	0,2	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella comta</i> v. <i>oligactis</i>	-	-	-	11,1	4,5	0,6
<i>Cyclotella glomerata</i>	4,6	6,3	-	1,7	0,3	-
<i>Cyclotella radfosa</i>	-	-	-	3,0	-	0,4
<i>Diatoma tenuis</i>	-	9,3	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-	-	-	154,0	37,4	9,9
<i>Fragilaria</i> sp. (I=30-40)	6,1	1,1	2,8	2,2	-	0,6
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp "acus")	44,2	6,4	1,2	-	-	0,7
<i>Fragilaria ulna</i> (morfortyp "angustissima")	-	0,5	3,0	-	-	0,5
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	-	0,4	13,6	1,2	0,4	0,1
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	-	1,2	9,6	-	-	0,4
<i>Stophanodiscus hantzschii</i>	-	0,7	-	4,2	-	-
<i>Tabellaria fenestrata</i>	2,7	12,0	71,6	492,6	1770,0	69,6
Sum - Kiselalger	61,9	39,3	117,2	718,0	1826,8	93,3
Cryptophyceae (Sveglflagellater)						
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	-	-	-	-	-	0,7
<i>Cryptomonas cf. erosa</i>	0,4	14,8	10,3	44,8	46,6	5,0
<i>Cryptomonas erosa</i> v. <i>reflexa</i> (Cr. <i>refl.</i> ?)	0,8	5,2	4,0	14,8	36,5	9,0
<i>Cryptomonas marssonii</i>	4,2	4,8	-	4,2	1,4	2,4
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	-	-	-	-	23,9	-
<i>Cryptomonas</i> sp. (I=20-22)	1,2	-	-	-	-	7,2
<i>Cryptomonas</i> spp. (I=24-30)	7,0	5,5	3,0	18,0	58,3	9,5
<i>Cyathomonas truncata</i>	-	-	-	-	0,4	-
<i>Katablepharis ovalis</i>	0,2	36,6	24,3	2,1	1,0	-
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v. <i>nannoplantica</i>)	144,3	311,4	73,5	98,4	51,7	44,0
<i>Rhodomonas lens</i>	4,8	-	1,1	3,6	1,1	4,6
Ubest. cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,7	-	1,6	15,5	4,0	1,9
Sum - Sveglflagellater	164,7	378,3	117,7	201,5	224,8	84,3
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	6,0	-
<i>Gymnodinium cf. lacustre</i>	0,3	10,7	2,1	-	1,0	0,2
<i>Gymnodinium cf. uberrimum</i>	21,0	12,0	-	-	-	-
<i>Gymnodinium helveticum</i>	6,0	10,0	-	2,0	4,8	2,4
<i>Gymnodinium</i> sp. (I=14-16)	3,1	-	-	-	-	-
<i>Peridinium raciborskii</i> (P. <i>palustre</i>)	-	-	-	-	8,0	-
<i>Peridinium</i> sp. (I=15-17)	0,3	-	-	-	-	-
<i>Peridinium umbonatum</i> (P. <i>inconspicuum</i>)	2,0	3,5	-	-	0,6	-
Ubest. dinoflagellat	1,3	1,1	2,1	-	-	-
Sum - Fureflagellater	34,0	37,3	4,2	2,0	20,4	2,6
My-alger						
My-alger	10,3	11,9	14,7	5,7	7,7	5,9
Sum - My-alger	10,3	11,9	14,7	5,7	7,7	5,9
Sum totalt :	337,5	731,9	337,1	968,4	2117,3	200,3

Tabell VIII

Mjøsa, st. Skreia											
år	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999
mnd	5	6	6	7	7	8	8	9	9	9	11
dag	20	10	24	9	20	6	23	7	21	14	1
Cyanophyceae (Blågrønnalger)											
Anabaena lemmermannii	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Planktothrix agardhii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,0	-
Tychonema bourrellyi	-	-	-	-	-	-	-	0,9	-	-	-
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	7,0	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)											
Ankyra lanceolata	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-
Chlamydomonas sp. (l=8)	-	-	0,5	0,3	0,8	-	-	-	-	0,3	0,5
Cosmarium contractum	-	-	-	-	-	-	0,8	-	0,5	-	-
Cosmarium reniforme	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-
Elakathrix gelatinosa (genevensis)	-	-	-	-	0,4	0,4	0,7	-	0,4	0,7	-
Gloeotila sp.	-	-	-	-	4,0	0,8	-	-	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	0,1	-	-	-	2,8	-	-	-	-	-
Koliella longiseta	0,8	2,5	3,9	-	0,4	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium contortum	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-
Nephrocytium lunatum	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oocystis marssonii	-	-	-	-	-	-	2,7	-	-	-	-
Oocystis rhomboidea	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-
Oocystis submarina v.variabilis	-	-	-	-	0,8	0,6	0,3	-	-	-	-
Paulschulzia pseudovolvax	-	-	-	0,6	-	-	-	-	-	-	-
Spondyosium planum	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-
Staurastrum gracile	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	-
Staurastrum lunatum	-	-	-	-	-	-	-	4,0	-	-	-
Staurastrum paradoxum	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	-	-	-	0,2	0,4	-	-	-	-	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-
Ubest.gr.flagellat	0,1	1,9	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum - Grønnalger	0,8	4,7	4,6	1,0	8,0	4,6	6,0	4,9	1,1	3,4	0,5
Chrysophyceae (Gullalger)											
Bicosoeca sp.	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-
Bitrichia chodatii	-	-	-	-	-	-	0,3	1,2	0,8	-	-
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-
Chrysiasterium catenatum	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysochromulina parva	0,1	9,2	3,6	5,3	3,8	3,9	-	0,4	0,6	-	0,3
Chrysolykos skjulai	-	0,3	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Craspedomonader	0,1	0,3	0,6	0,7	1,3	1,5	3,7	4,0	0,9	0,7	0,4
Dinobryon bavaricum	-	1,6	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon borgei	-	0,3	2,5	0,4	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-
Dinobryon crenulatum	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	-	5,6	0,7	3,7	13,3	1,5	-	-	-	-
Dinobryon sociale	-	-	33,6	34,8	0,1	1,5	-	-	-	-	-
Dinobryon sociale v.americanum	-	1,6	-	-	-	-	0,9	-	-	-	-
Dinobryon suecicum v.longispinum	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-
Kephyrion sp.	-	-	-	0,4	0,4	-	-	-	-	-	-
Løse celler Dinobryon spp.	-	-	11,3	7,8	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	-	0,5	1,2	0,7	-	3,7	0,5	2,1	1,6	3,6	0,5
Mallomonas crassisquama	-	-	-	4,5	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas elongata	-	6,6	-	0,5	-	-	-	-	-	-	1,0
Mallomonas spp.	0,2	4,0	2,4	2,7	2,7	-	-	2,3	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3-5-4)	1,6	8,1	9,3	7,7	7,9	5,8	7,7	5,6	3,4	3,0	0,1
Pseudokephyrion alaskanum	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-
Pseudokephyrion entzii	-	-	0,6	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Små chrysomonader (<7)	2,5	31,7	29,5	14,5	17,1	14,1	10,3	6,5	6,5	8,4	4,3
Stelexomonas dichotoma	-	1,1	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-
Store chrysomonader (>7)	1,3	30,1	14,6	5,2	14,6	8,6	2,6	8,6	3,4	4,3	1,7
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	-	-	-	1,0	0,3	0,7	-	-	0,7	0,3	-
Ubest.chrysophyce	-	-	0,4	0,3	-	-	-	-	0,1	-	-
Ubest.chrysophyce (l=8-9)	-	-	11,9	-	-	1,1	-	-	-	-	-
Uroglena americana	-	17,2	16,5	-	-	-	0,8	1,2	-	-	-
Sum - Gullalger	5,8	112,7	146,6	87,7	52,0	54,3	28,8	32,3	18,1	20,5	8,4
Bacillariophyceae (Kiselalger)											
Asterionella formosa	3,2	2,5	4,6	23,4	32,3	26,4	13,2	21,9	13,1	14,0	6,7
Aulacoseira alpigena	0,2	-	-	-	2,4	4,8	0,2	2,4	-	-	-
Aulacoseira distans	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	5,5	3,7	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira italica v.tenuissima	-	-	0,4	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella comta v.oligactis	-	-	-	-	-	4,9	9,4	19,6	2,5	0,6	2,3
Cyclotella glomerata	-	4,1	1,1	0,7	0,9	2,2	0,4	1,3	-	-	1,1
Cyclotella radiosa	-	-	-	-	-	-	-	5,3	5,3	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	0,7	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Diatoma tenuis	-	6,3	2,3	-	2,5	-	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	2,2	-	0,3	-	14,3	16,5	22,0	6,6	8,8	-
Fragilaria sp. (l=30-40)	0,9	1,7	1,7	1,7	5,6	6,1	2,8	3,3	2,8	-	1,1
Fragilaria sp. (l=40-70)	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-
Fragilaria ulna (morfortyp*acus*)	16,6	21,3	16,3	4,0	10,0	-	-	-	-	-	0,6
Fragilaria ulna (morfortyp*angustissima*)	-	-	1,0	3,0	2,0	0,5	-	-	-	1,5	0,5
Rhizosolenia eriensis	0,2	-	1,6	2,8	6,8	-	-	2,0	1,2	-	0,4
Rhizosolenia longiseta	0,2	0,5	0,8	2,8	5,2	-	0,4	0,4	-	1,2	0,4
Stephanodiscus hantzschii	1,5	2,4	5,3	15,9	8,0	0,8	-	5,3	-	5,8	6,6
Tabellaria fenestrata	-	3,6	9,3	37,5	116,1	408,3	317,4	535,4	860,0	75,2	14,5
Tabellaria flocculosa	-	-	2,0	-	-	1,8	-	-	-	-	-
Sum - Kiselalger	28,9	48,3	51,7	92,4	192,7	470,1	360,3	620,2	891,5	107,1	34,2

Tabell VIII fort.

Mjøsa, st. Skreia											
år	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999
mnd	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	11
dag	20	10	24	9	20	6	23	7	21	14	1
Cryptophyceae (Svelgflagellater)											
Cryptaulax vulgaris	0,4
Cryptomonas cf.erosa	.	4,0	6,4	3,2	4,0	.	50,9	25,4	22,3	19,9	15,9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	2,4	1,6	.	2,0	3,5	11,2	.	0,8	9,9	6,7
Cryptomonas marssonii	.	0,3	.	.	4,8	1,6
Cryptomonas spp. (I=24-30)	1,0	7,5	5,0	7,0	9,2	8,0	14,5	26,5	13,3	27,0	7,7
Katablepharis ovalis	.	5,8	15,3	8,3	5,7	4,0	1,2	.	0,2	1,0	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica	1,5	127,5	146,8	63,2	65,4	34,1	21,1	28,2	27,4	37,1	17,5
Rhodomonas lens	.	2,1	.	7,4	3,2	.	2,1	.	2,1	1,1	3,2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	1,3	.	.	3,2	6,9	3,4	17,2	1,6	.
Sum - Svelgflagellater	2,9	149,6	176,3	89,2	94,2	52,8	107,9	83,6	83,3	97,4	53,1
Dinophyceae (Fureflagellater)											
Ceratium hirundinella	.	.	.	6,0	.	.	6,0	6,0	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	0,1	.	3,2	.	3,2	3,7	.	2,1	.	2,1	.
Gymnodinium helveticum	.	12,0	.	.	6,0	4,0	.	10,0	2,0	.	.
Peridiniopsis edax	.	.	0,8
Peridinium raciborskii (P.palustre)	8,0
Peridinium sp. (I=15-17)	.	9,2	.	4,0
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	0,7	0,5	.	1,6	1,2	0,8	4,0	.	.	.
Peridinium williei	9,0
Ubest.dinoflagellat	.	.	1,8
Sum - Fureflagellater	0,1	21,9	6,3	10,0	19,8	8,9	14,8	22,1	2,0	2,1	0,0
Euglenophyceae (Øyealger)											
Trachelomonas volvocina	0,4
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
My-alger											
My-alger	6,0	9,1	10,9	12,9	10,9	11,7	11,3	5,0	4,8	8,5	6,1
Sum - My-alge	6,0	9,1	10,9	12,9	10,9	11,7	11,3	5,0	4,8	8,5	6,1
Sum totalt :	44,6	346,4	396,8	293,2	377,7	602,3	529,1	769,1	1000,7	246,0	102,8

Tabell IX Målt primærproduksjon (C_{14} -teknikk) ved stasjon, Skreia i 1999.

Dato	20/5	10/6	24/6	9/7	20/7	6/8	23/8	7/9	21/9	14/10	1/11
Dagsprod. mg C/m ² /døgn	20	144	143	206	91	128	254	377	251	68	52

Årsproduksjon (mai-oktober) (g C/m²/år): 28
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 152
 Maksimum døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 377

Tilnærmet reelle årsproduksjon:	56 – 70 g C/m ² /år
---------------------------------	--------------------------------

Tabell XI Forekomst av koliforme bakterier (37°C) og termostabile koliforme bakterier (44°C) uttrykt som antall/100 ml samt kimtall uttrykt som antall/ml ved den synoptiske undersøkelsen 6.september 1999.

Dyp Stasjon	1m		15m		30m		1m	15m	30m
	37°C	44°C	37°C	44°C	37°C	44°C	Kimtall		
1	2	0	6	0	-	-	254	110	-
2	0	0	15	4	34	13	57	121	54
3	3	2	10	1	24	8	60	66	78
4	3	1	1	0	2	1	45	33	19
5	2	1	0	6	5	0	25	24	17
6	5	0	10	1	14	3	35	29	64
7	3	1	8	1	13	8	32	49	118
8	0	2	9	2	8	6	35	37	55
9	3	1	3	0	10	7	39	20	85
10	0	1	4	1	6	1	15	14	26
11	4	0	2	1	24	6	21	17	56
12	0	0	2	1	20	9	11	14	42
13	8	1	2	1	6	2	20	18	4
14	16	7	3	1	0	0	30	21	3
15	0	1	3	0	-	-	139	153	-
16	12	0	10	0	11	1	110	44	81
17	16	1	3	0	0	1	33	46	50
18	3	1	6	1	5	1	23	8	40
19	49	41	23	9	42	7	27	31	36
20	15	4	28	7	-	-	24	34	-
20a	20	6	-	-	-	-	390	-	-
21	12	7	20	4	18	2	21	17	7
22	34	21	20	10	25	3	40	30	28
23	10	5	1	3	-	-	28	25	-
24	11	2	29	5	18	4	24	31	11
25	7	0	0	0	2	1	31	13	10
26	2	1	4	1	3	0	28	28	9
27	7	0	2	1	1	0	32	21	2
28	3	0	23	5	4	0	45	31	12
29	4	1	4	0	0	0	3	23	11
30	5	1	3	2	0	0	34	16	13
31	5	0	1	0	0	0	14	4	4
32	1	0	4	1	-	-	41	31	-
33	1	1	0	0	0	0	34	3	14
34	5	2	1	0	1	0	45	25	6
35	8	2	0	0	2	0	35	12	12
36	2	1	1	0	0	0	38	8	6
37	6	0	0	0	0	0	50	17	9
38	5	0	1	1	0	0	15	19	11

VEDLEGG C

- **Planteplanktonbiomasse i noen større innsjøer**
- **Plankton ved hovedstasjonen i Mjøsa (st. Skreia) i perioden 1972-1999.**
- **Planteplanktonproduksjon (primærprod.) i noen norske innsjøer**
- **Krepsdyrbiomasse i noen innsjøer i i Østlandsområdet.**

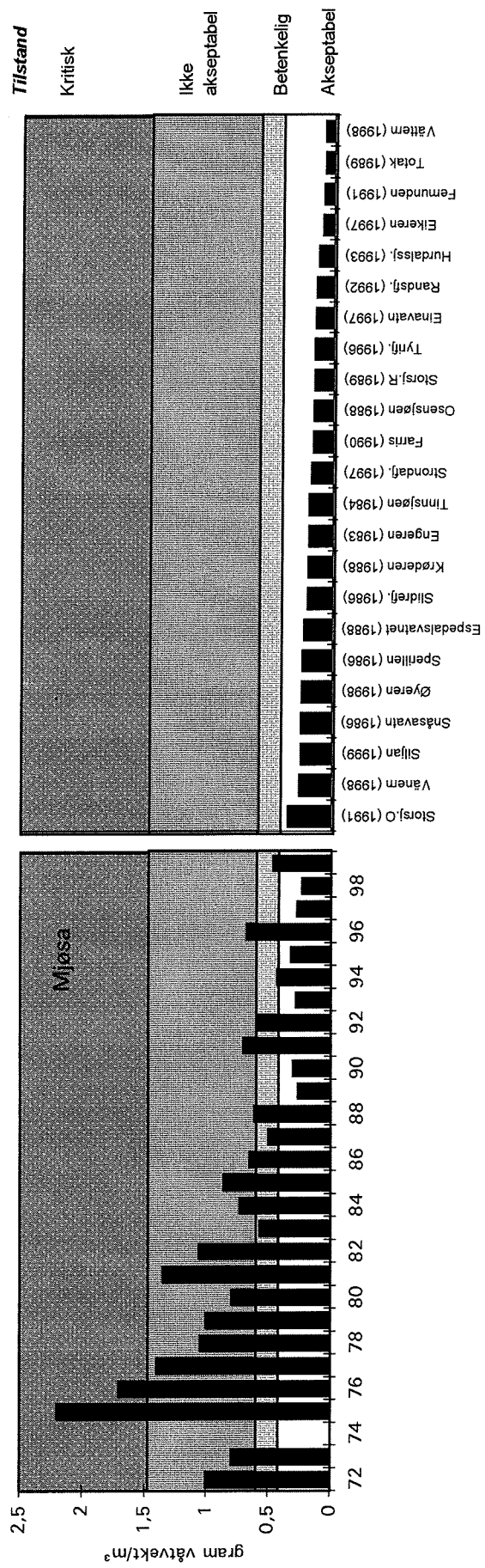


Fig.A Planteplanktonbiomasse uttrykt som middelvei i vegetasjonsperioden i noen store innsjøer.

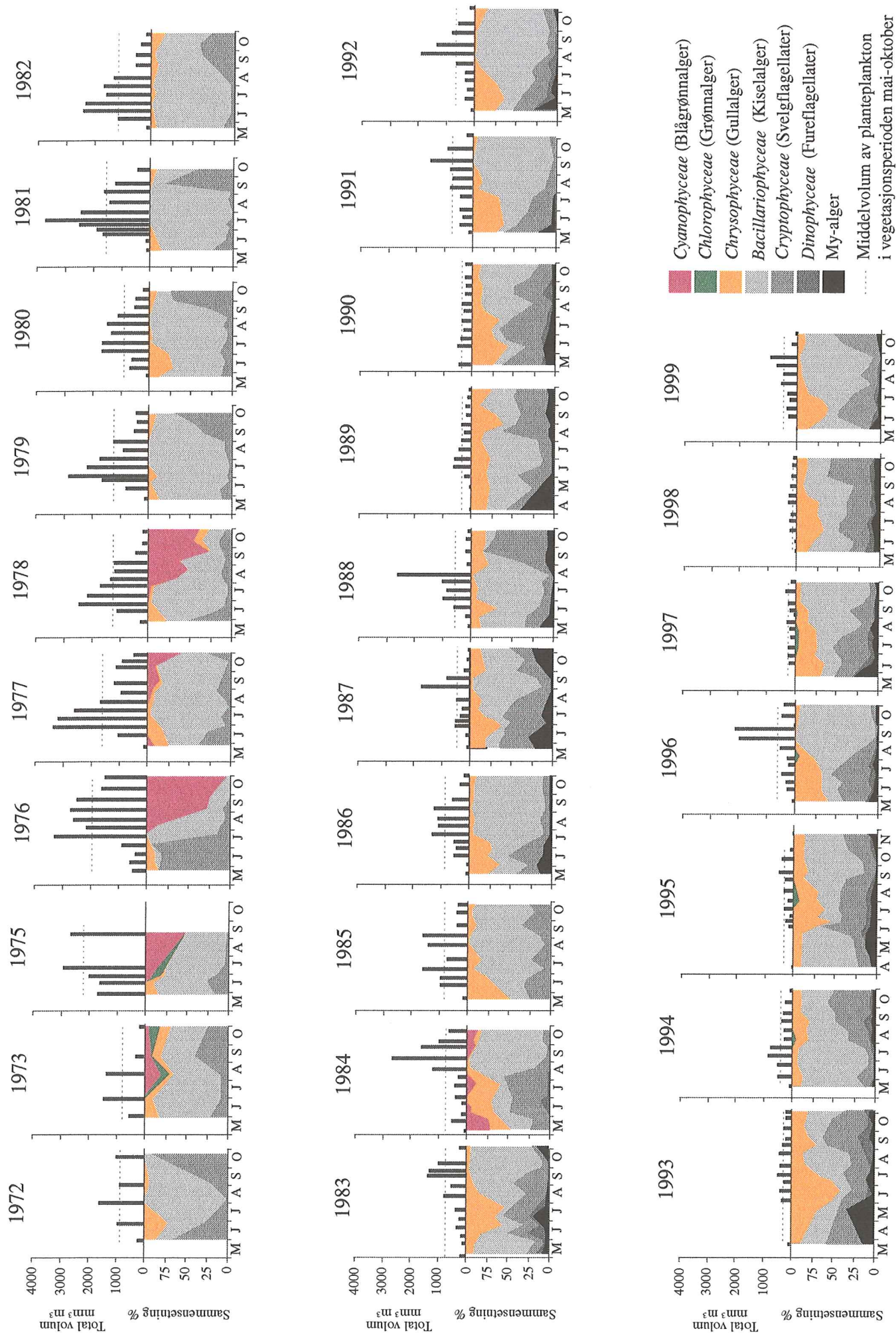


Fig.B Planteplankton ved hovedstasjonen i Mjøsa (Skreia) i perioden 1972-99.

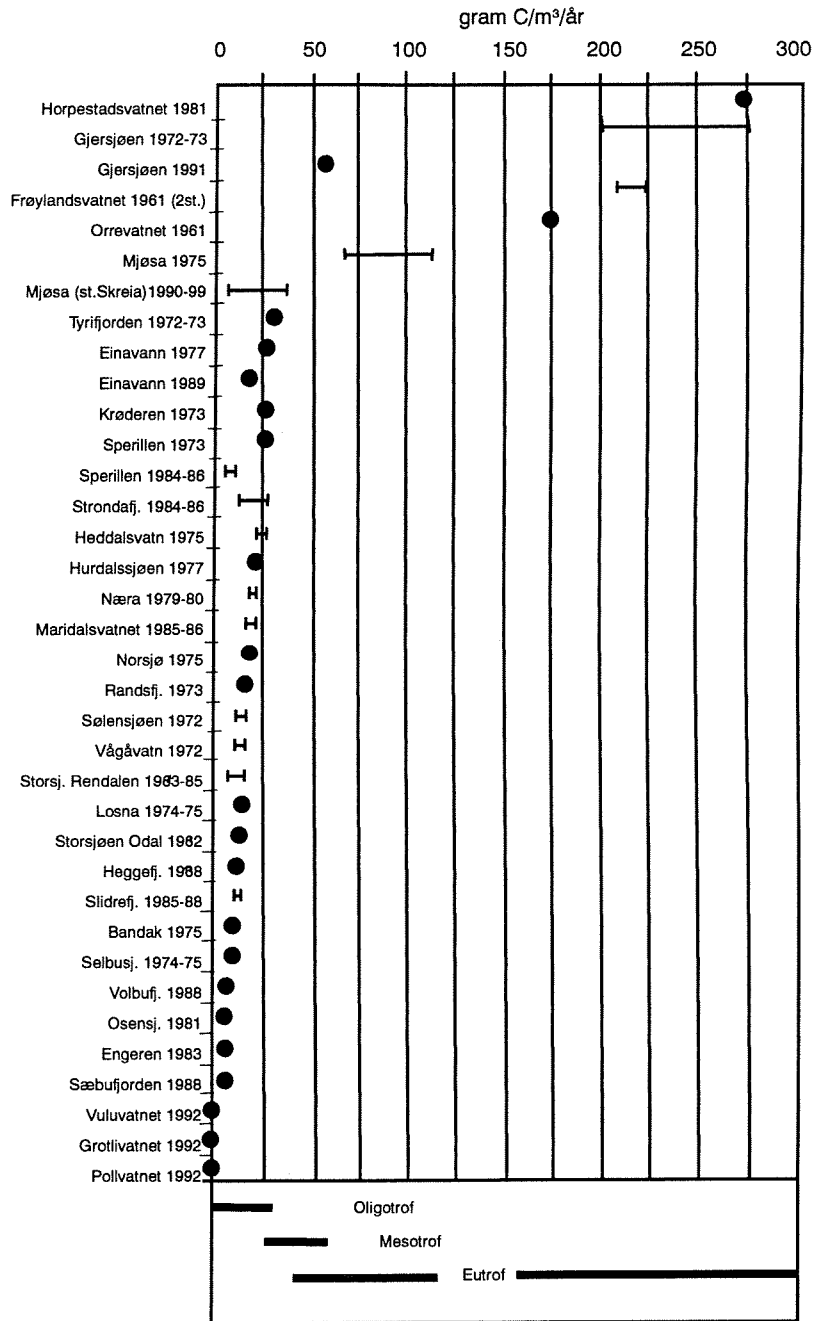


Fig.C Planteplanktonproduksjon, målt som årlig nettoproduksjon, med C14-metoden fra 32 norske innsjøer sett i relasjon til trofinivå.

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

Einavann	1,6 - 2,5 gram (T.W.)/m ²
Mjøsa	0,8 - 1,9 gram (T.W.)/m ² Årsproduksjon: 20 gram (T.W.)/m ² P/B=6-7
Randsfjorden	0,3 - 1,0 gram (T.W.)/m ²
Strondafjorden	0,6 - 0,9 gram (T.W.)/m ²
Osensjøen	1,0 gram (T.W.)/m ² Årsproduksjon: 5,2 gram (T.W.)/m ² /år P/B=5-6
Storsjøen i Odal	0,8 gram (T.W.)/m ²
Hurdalssjøen	0,8 gram (T.W.)/m ²
Storsjøen i Rendal	0,6 - 0,9 gram (T.W.)/m ²
Vågåvatn	0,3 gram (T.W.)/m ²
Losna	0,2 - 0,3 gram (T.W.)/m ²
Femunden	0,5 gram (T.W.)/m ²
Synnfjorden	0,9 gram (T.W.)/m ²
Hedalsfjorden	0,7 gram (T.W.)/m ²
Heggefjorden	1,0 gram (T.W.)/m ²
Volbufjorden	1,6 gram (T.W.)/m ²
Sæbufjorden	1,8 gram (T.W.)/m ²
Engeren	0,2 gram (T.W.)/m ²
Vangsmjøsa	0,6 gram (T.W.)/m ²
Sperillen	0,3 - 0,5 gram (T.W.)/m ²
Slidrefjorden	0,6 - 0,8 gram (T.W.)/m ²

VARIASJONSBREDDE: 0,2 - 2,5 gram (T.W.)/m²

MIDDELVERDIE: 0,9 gram (T.W.)/m²

VEDLEGG D

PRIMÆRDATA FOR TILLØPSELVENE
OG
TRANSPORTBEREGNINGER

Anmerkninger:

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

Q = Vannføring på prøvetakingsdagen, m^3/s

Q-mnd. = Vanntransport i måneden, mill. m^3 (V)

Stofftransporten er beregnet månedsvis etter formelen:

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

Vannføringsveide middeler verdier er beregnet etter formelen:

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

S = stofftransporten i perioden

V = vanntransporten i perioden

Lågen. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport								
samt volumveide middelværdier i 1999.								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m³/s	Vol.mnd. mill. m³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
990120	2	280	91,21	276,17	0,552	77,3	2,0	280
990213	2	209	105,29	262,94	0,526	55,0	2,0	209
990312	3	198	108,61	286,90	0,861	56,8	3,0	198
990414	28	225	205,93					
990419	20	314	133,39					
990427	19	348	157,88	393,39	9,046	113,3	23,0	288
990503	15	276	201,89					
990511	12	564	204,79					
990518	10	270	141,20					
990522	23	210	765,29	954,37	17,805	268,9	18,7	282
990601	10	205	567,28					
990615	5	158	1244,65	2120,73	13,923	366,3	6,6	173
990701	5	158	1233,49					
990715	6	142	583,86					
990722	8	134	631,97	1583,02	9,518	234,3	6,0	148
990802	2	142	267,93					
990816	5	159	181,98	566,69	1,821	84,4	3,2	149
990901	5	125	193,89					
990915	6	100	239,00					
990930	9	153	301,13	683,54	4,762	87,7	7,0	128
991015	5	318	166,44	473,18	2,366	150,5	5,0	318
991101	4	191	130,73					
991115	3	180	149,74	400,14	1,387	74,1	3,5	185
991201	3	205	140,79					
991215	5	201	125,57					
991230	4	195	136,38	130,15	0,516	26,1	4,0	200
Min	2	100						
Maks	28	564						
Middel	8	218						
St.avvik	7	93						
Median	5	200						
Antall pr.	26	26						
Året				8131,22	63,083	1594,6	7,8	196

Gausa. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelerverdier i 1999.												
Dato	Tot-P		Tot-N		Vannf.		Vol.mnd.		Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	tonn	tonn	µg/l	µg/l				
990120	2	1080	3,74	11,77	0,024	12,7	2,0	1080				
990213	2	825	4,71	12,57	0,025	10,4	2,0	825				
990312	5	836	6,97	21,29	0,106	17,8	5,0	836				
990414	14	1450	16,60									
990419	26	1250	10,26									
990427	34	1070	39,65	67,79	1,883	80,8	27,8	1193				
990503	10	816	31,15									
990511	7	1370	23,53									
990518	9	462	34,49									
990522	16	276	243,26	150,22	2,114	63,6	14,1	423				
990601	9	268	43,65									
990615	10	394	16,97	91,35	0,848	27,7	9,3	303				
990701	7	461	43,51									
990715	8	614	11,92									
990722	19	504	66,41	55,21	0,753	27,6	13,6	499				
990802	3	654	7,63									
990816	5	572	5,72	15,90	0,061	9,8	3,9	619				
990901	5	770	3,33									
990915	3	912	1,94									
990930	8	552	20,27	22,16	0,160	13,5	7,2	608				
991015	4	1750	8,99	37,55	0,150	65,7	4,0	1750				
991101	5	583	15,36									
991115	3	765	6,04	24,85	0,110	15,8	4,4	634				
991201	3	757	7,29									
991215	5	914	6,04									
991230	4	832	4,71	15,76	0,062	13,1	3,9	829				
Min	2	268										
Maks	34	1750										
Middel	9	798										
St.avvik	8	356										
Median	6	768										
Antall pr.	26	26										
Året				526,42	6,297	358,4	12,0	681				

Hunnselva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelerverdier i 1999.								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m³/s	Vol.mnd. mill. m³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
990120	35	2086	2,10	6,17	0,216	12,9	35,0	2086
990216	31	1668	2,09	5,02	0,156	8,4	31,0	1668
990316	29	1947	2,51	7,42	0,215	14,4	29,0	1947
990407	111	2940	5,83					
990412	48	2064	6,23					
990419	28	1686	10,66					
990428	26	1670	31,76	31,59	1,201	58,6	38,0	1854
990504	20	1186	31,02					
990510	63	1030	24,45					
990518	13	1029	23,35					
990526	25	1081	23,02	72,97	2,178	79,5	29,8	1089
990601	14	989	16,77					
990609	19	1207	16,34					
990617	24	1424	7,55	36,83	0,658	42,6	17,9	1157
990701	25	1592	22,23					
990714	18	1430	5,79					
990722	28	1499	13,75	25,82	0,646	39,7	25,0	1539
990802	28	1282	3,64					
990818	47	2693	1,45					
990831	176	1682	1,42	5,29	0,341	8,9	64,5	1684
990915	47	2004	1,44	13,10	0,616	26,3	47,0	2004
991001	19	1642	8,08					
991014	27	1457	3,26	16,37	0,349	26,0	21,3	1589
991101	31	1342	7,35					
991117	29	2032	1,57	9,44	0,289	13,8	30,6	1463
991201	20	2341	2,72					
991214	11	1562	3,81	9,35	0,138	17,6	14,7	1886
Min	11	989						
Maks	176	2940						
Middel	37	1651						
St.avvik	33	483						
Median	28	1592						
Antall pr.	27	27						
Året				239,37	7,002	348,7	29,3	1457

Lena. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelveier i 1999.								
Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Vannf. m³/s	Vol.mnd. mill. m³	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
					Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
990120	116	3461	0,40	1,31	0,152	4,5	116,0	3461
990216	39	3384	0,74	1,77	0,069	6,0	39,0	3384
990316	29	3135	0,74	3,66	0,106	11,5	29,0	3135
990407	867	5573	19,00					
990412	89	2671	21,42					
990419	100	3508	6,04					
990428	47	1835	18,59	40,87	12,476	137,2	305,3	3357
990504	27	1556	8,45					
990510	16	1412	5,63					
990518	17	1542	6,93					
990525	18	1049	5,01	18,06	0,365	25,7	20,2	1423
990601	12	1311	2,36					
990609	15	1401	3,54					
990617	16	2667	3,48	9,54	0,139	17,6	14,6	1848
990701	22	2712	5,38					
990714	5	3416	1,15					
990722	40	3149	3,28	4,95	0,129	14,6	26,0	2941
990802	13	2620	0,46					
990818	10	2573	0,33					
990831	19	2314	0,34	0,98	0,014	2,5	13,9	2514
990915	12	2044	0,26	3,82	0,046	7,8	12,0	2044
991001	15	2312	4,00					
991014	20	3112	2,08	10,37	0,173	26,8	16,7	2586
991101	23	2719	2,75					
991117	21	3869	1,18	4,95	0,111	15,2	22,4	3064
991201	8	3079	1,70					
991214	5	3898	0,88	3,13	0,022	10,5	7,0	3358
Min	5	1049						
Maks	867	5573						
Middel	60	2679						
St.avvik	161	983						
Median	19	2671						
Antall pr.	27	27						
Året				103,41	13,802	279,9	133,5	2706

Svartelva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelerverdier i 1999.												
Dato	Tot-P		Tot-N		Vannf.		Vol.mnd.		Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	tonn	tonn	µg/l	µg/l				
990114	10,3	1452	1,36	3,48	0,036	5,1	10,3	1452				
990216	13,3	1169	0,85	2,10	0,028	2,5	13,3	1169				
990317	17,0	1195	1,01	3,38	0,057	4,0	17,0	1195				
990406	163,1	1880	4,86									
990412	47,1	1209	7,34									
990419	34,3	1405	16,86									
990426	30,5	1047	30,82	37,63	1,670	46,5	44,4	1235				
990503	18,2	1035	18,54									
990510	17,4	763	11,17									
990518	16,1	631	15,42									
990525	12,8	635	7,71									
990531	14,6	674	5,64	34,47	0,566	23,3	16,4	675				
990615	25,0	1322	12,67	28,14	0,704	37,2	25,0	1322				
990701	31,0	1261	15,25									
990715	22,1	1148	4,23									
990722	158,0	1666	34,56	19,03	2,122	28,8	111,5	1511				
990802	12,4	2106	2,14									
990816	9,5	1374	0,87									
990830	9,8	1343	0,65	3,26	0,037	5,9	11,2	1796				
990913	5,0	725	0,23									
990923	35,4	1175	5,33									
990929	44,2	2270	10,70	8,14	0,332	15,4	40,8	1889				
991002	32,9	2067	9,37									
991015	14,8	1436	4,13	15,68	0,429	29,4	27,4	1874				
991101	11,8	1696	4,42									
991115	11,9	1553	2,41	9,51	0,113	15,6	11,8	1646				
991202	12,9	1406	3,48									
991215	11,3	2173	1,89									
991229	15,1	1348	2,13	5,88	0,077	9,3	13,1	1583				
Min	5	631										
Maks	163	2270										
Middel	30	1350										
St.avvik	37	445										
Median	16	1343										
Antall pr.	29	29										
Året				170,70	6,170	222,8	36,1	1305				

Flagstadelva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport samt volumveide middelerverdier i 1999.												
Dato	Tot-P		Tot-N		Vannf.		Vol.mnd.		Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	tonn	tonn	µg/l	µg/l				
990114	6,3	2213	0,75	2,11	0,013	4,7	6,3	2213				
990216	9,9	1724	0,76	1,39	0,014	2,4	9,9	1724				
990317	14,0	1591	0,50	1,79	0,025	2,8	14,0	1591				
990406	66,9	2310	2,54									
990412	40,2	1587	3,40									
990419	23,1	2534	4,57									
990426	18,7	1287	12,68	15,15	0,424	25,6	28,0	1689				
990503	10,1	849	8,93									
990510	10,9	666	5,14									
990518	10,9	526	10,81									
990525	8,3	543	3,81									
990531	8,5	724	2,17	20,17	0,205	11,7	10,2	581				
990615	13,0	1358	4,65	14,12	0,184	19,2	13,0	1358				
990701	18,1	1348	7,23									
990715	11,9	1490	1,14									
990722	232,0	1282	39,33	9,51	1,848	12,3	194,3	1297				
990802	3,8	6480	0,34									
990816	4,3	6305	0,15									
990830	3,8	5521	0,13	0,48	0,002	3,0	3,9	6237				
990913	3,2	2221	0,13									
990923	24,0	663	5,99									
990929	17,0	1031	10,68	8,74	0,169	7,9	19,4	909				
991002	13,2	1002	7,12									
991015	9,2	2108	1,69	9,77	0,121	11,9	12,4	1214				
991101	10,6	2016	2,26									
991115	7,8	2872	0,83	5,02	0,049	11,3	9,8	2246				
991202	9,7	1719	1,48									
991215	7,3	2655	1,47									
991229	9,8	2800	0,81	3,15	0,028	7,3	8,8	2318				
Min	3	526										
Maks	232	6480										
Middel	22	2049										
St.avvik	42	1538										
Median	11	1591										
Antall pr.	29	29										
Året				91,40	3,083	120,1	33,7	1314				

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 forsurening, 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 (utvaskings effekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utifredsstillende (> 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 bunnsstratet 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 bunnarealer. 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 organismsamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulempen når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse samt at 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 bunnsstratet 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 bunnlagen 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 (saprofiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring.

Oksidasjonen og mineraliseringen av nedbrytbar organisk materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Vond lukt foreligger av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. I enkelte tilfeller kan det være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system).

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastningen medfører tidvis til oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene (3 - 5 mg O₂/l). Som regel foreligger direkte 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 Fjerdingsstads 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 bunnssubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg under steiner). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O₂/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist og betydelige luktproblemer. Floraen og faunaen består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individantall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselsig) og/eller soppen *Leptomitus lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rødfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfittfabrikker) er som regel vanlig og setter sitt preg på elve/bekkestrekningen. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingsstads 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 (H₂S, NH₃, fenol osv.)

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

Kategori I: Område der det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med sorte tverrstreker (jevnt før 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 forureningen 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 strendene, 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 vanskeliggjort bl.a. på grunn av begroinger på fiskeredskaper, tidvis lukt- og smaksforringelser av fiskekjøttet m.m.

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