

RAPPORT LNR 3847-98

Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver

Årsrapport for 1997



Gammaracanthus loricatus er et krepsdyr
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 AS

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

Tittel Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1997.	Løpenr. (for bestilling) 3847-98	Dato mai 1998	
	Prosjektnr. Undernr. 0-97043 0-97044	Sider 97	Pris
Forfatter(e) Gösta Kjellberg	Fagområde Vassdrag	Distribusjon	
	Geografisk område Oppland og Hedmark	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavd.	Oppdragsreferanse Thor A. Nordhagen
--	---

I 1990 årene har vannkvaliteten vært akseptabel, vurdert ut fra mengder av alger og fekale indikatorbakterier i produksjonsesongen sett under ett. Til enkelte tider, særlig på seinsommeren og høsten, har imidlertid algemengden i de øvre vannlag overskredet grensen for akseptabel vannkvalitet. Ved små økninger i tilførsler av fosfor, kombinert med gunstige værforhold med hensyn til algevekst, kan disse periodene lett utvides til større deler av sommeren. Siden 1993 har konsentrasjonen av fosfor økt litt hvert år og den var i 1997 litt over målsetningen for Mjøsaksjonen. Tilstanden i Mjøsa må derfor karakteriseres som ustabil, og utviklingen i vannkvaliteten de siste årene er betenkelig. I 1997 var konsentrasjonen av alger nær den samme ute i Mjøsas sentrale parti (Skreia), i Furnesfjorden og ved Kise, mens den var lavere i den nordlige delen (Brøttum). Konsentrasjonene av fosfor var imidlertid nær de samme ved alle stasjonene. Det brepartikkelholdige vannet fra Lågen har en dempende effekt på algeveksten i de nordlige deler, men denne effekten avtar sydover i Mjøsa samtidig som betydningen av fosfortilførslene fra nærområdet øker. Lena, Hunnelva og Svartelva var mest forurenset av elvene i nærområdet. Tilgjengeligheten av fosforet for algevekst var større i vannet som tilføres fra nærområdet enn i det fra Lågen. Derfor økte konsentrasjonen av alger sydover mot de sentrale partier. I september 1997 var Mjøsa moderat forurenset av fekale indikatorbakterier. Mest forurenset var de øvre vannlag i den nordlige delen, området ved Gjøvik, et større område nord for Helgøya, samt hele Tangenvika. Ytterligere tiltak bør gjøres kontinuerlig for å begrense tilførsler av spesielt fosfor og fekale bakterier.

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

Gösta Kjellberg

 Prosjektleder

ISBN 82-577-3428-4

Dag Bryn

 Forskningssjef

O-97043

O-97044

**Tiltaksorientert overvåkning av Mjøsa
med tilløpselver.
Årsrapport for 1997.**

Saksbehandler: Gösta Kjellberg

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

Forord

Fra og med 1996 er overvåkingen av Mjøsa et lokalt ansvarsområde, og det er "Mjøskommunene" med økonomisk bidrag fra SFT som finansierer og administrerer undersøkelsene. I 1997 har Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen administrert prosjektet. Thor Anders Nordhagen har vært kontaktperson for fylkesmannen.

Rapporten er en årsrapport/datarapport for undersøkelsene i 1997 og er basert på programforslag gitt i kontraktforslag med Fylkesmannen i Hedmark av den 17.2. 1997. Det er lagt spesiell vekt på tidsutviklingen i vannkvaliteten. Programmet for 1997 var stort sett i samsvar med tidligere års undersøkelser.

Arbeidet ble utført av NIVA's Østlandsavdeling med bistand fra Fylkesmannens miljøvernavdelinger i Oppland og Hedmark, NIVA's hovedkontor i Oslo samt Næringsmiddeltilsynet for 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 ble analysert ved Vannlaboratoriet i Hedmark (VLH). 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 Hunnselva ble utført av Næringsmiddeltilsynet for Gjøvik, Vestre Toten og Østre Toten (NoMGT). De kommunale næringsmiddeltilsyn (KNT)-laboratoriene på Gjøvik, Hamar og Lillehammer har utført de hygienisk/bakteriologiske analysene.

Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonmaterialet og Tone Jøran Oredalen (NIVA, Oslo) har foretatt beregningene av primærproduksjonen. Eirik Fjeld (NIVA, Oslo) har bearbeidet foreliggende "Mjøsdata", utført de statistiske beregninger og produsert de fleste "trendfigurer".

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

Prøveinnsamling, bearbeidelse og rapportskrivning er utført av personalet (Gösta Kjellberg, Jarl Eivind Løvik, Mette-Gun Nordheim og Sigurd Rognerud) ved NIVA's Østlandsavdeling.

Prosjektlederen vil takke alle for et godt samarbeid.

Ottestad mai 1998.

Gösta Kjellberg.

Innhold

Sammendrag	5
Summary	8
1. Innledning	9
2. Materiale og metoder	11
2.1 Mjøsa	11
2.2 Elver	14
3. RESULTATER OG DISKUSJON	16
3.1 Mjøsa	16
3.1.1 Vanntemperatur	16
3.1.2 Siktedyp	17
3.1.3 Generell vannkjemi	17
3.1.4 Fosfor	21
3.1.5 Nitrogen	25
3.1.6 Planteplankton	32
3.1.7 Primærproduksjon	39
3.1.8 Krepsdyrplankton	42
3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold	48
3.2 Tilløpselver	53
3.2.1 Næringssaltkonsentrasjon og fosfortransport	53
3.2.2 Biologisk befaringsundersøkelse i Vikselva	57
3.2.3 Biologisk befaringsundersøkelse i Hunnselva	60
3.2.4 Kreosotutslipp i Svartelva	64
4. Litteratur	65
5. Vedlegg	67
6. Appendix	

Sammendrag

Mål

Hovedmålet med den kontinuerlige overvåkningsundersøkelsen av Mjøsa og tilløpselver er å følge utviklingen av vannkvaliteten i innsjøen og i tilrennende større vassdrag. Dette innebar bl.a. å registrere effektene av de forurensningsbegrensende tiltakene som er og vil bli gjennomført. På denne måten vil en få økt kunnskap om sammenheng mellom belastning og virkning. Videre skal overvåkingen være en kontroll på om fastsatte miljømål/kvalitetsmål såvel nasjonale som lokale kan oppfylles. Det har for Mjøsas vedkommende blitt lagt særlig vekt på å følge utviklingen av næringssaltforurensningen (trofistatus) og de hygieniske aspektene (fekal forurensing) i de frie vannmassene. Det er lagt spesiell vekt på planktonsamfunnets mengde og artssammensetning. I elvene vurderes biologisk tilstand med hensyn til eutrofiering, saprobiering og forsuring. I Hunnselva vurderes også effekter av tungmetallutslipp fra metallbearbeidende industri. Videre blir den årlige næringssalt-transporten fra de 6 største tilløpselver beregnet.

Fra og med 1996 er overvåkingen av Mjøsa med nedbørfelt et lokalt ansvarsområde, og det er "Mjøskommunene" med bidrag fra SFT som finansierer og administrerer undersøkelsene. Det er i denne forbindelsen nedsatt en arbeidsgruppe/styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver. Hensikten med overvåkingen av Mjøsa og dens nedbørfelt er ifølge "styringsgruppa for 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.).

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 at en opprettholder en vannkvalitet som mest mulig tjener alle brukerinteresser. Drikkevannsinteressene og kravene til et godt egnet råvann samt Mjøsa som storørretbiotop vil her stå sentralt. Det naturgitte økosystemet må derfor opprettholdes i så stor grad som mulig så vel i Mjøsa som i tilrennende elver og større bekker.

Resultat og konklusjon.

Den generelle vannkjemien i Mjøsas sentrale del (st. Skreia) i vårsirkulasjonen hadde nær de samme konsentrasjoner og verdier som i tidligere år. Det var likevel noe høyere innhold av organisk stoff (TOC) og særlig partikulært materiale i 1997 enn året før. Årsaken var stor tilførsel av erosjonsmateriale fra det lokale nedbørfelt i begynnelsen av mai som følge av store nedbørmengder i kombinasjon med at store jordarealer var vegetasjonfrie. Det har ikke skjedd større endringer i den generelle vannkjemien untatt næringssalter i Mjøsas sentrale del i den tiden det foreligger registreringer av disse parametrene (1966 - 1997). I 1997 var samtlige verdier og konsentrasjonsnivåer i samsvar med tilstandsklasse I, "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

Markerte pH-svingninger i de øvre vannlag grunnet stor algeproduksjon ble ikke registrert i vekstsesongen 1997. Silikatkonsentrasjonen i de øvre vannlag avtok noe i forbindelse med økte mengder av kiselalger f.o.m. august og utover høsten.

Med unntak av Furnesfjorden var konsentrasjonene av fosfor på seinvinteren i 1997 noe høyere jevnført med de seinere år. Også ved vårsirkulasjonen i mai og i de øvre vannlag i vekstsesongen var fosforkonsentrasjonen høyere jevnført med forholdene i årene før. Sannsynlig årsak til dette er stor tilførsel av erosjonsmateriale fra det lokale nedbørfelt i mai og stor tilførsel av brepartikler fra Lågen særlig i perioden juni - august. En del av fosforet har derfor hvert partikkelbundet og herved sansynligvis mindre biotilgjengelig. Fosforkonsentrasjonen i Mjøsa i 1997 tilsvarte tilstandsklasse "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann, men f.o.m. 1993 har konsentrasjonen økt litt hvert år og var i 1997 over målsetningen både som gjennomsnitt og i store deler av sommeren. Denne utvikling er ikke ønskelig!

Nitrogenkonsentrasjonen var noe høyere i begynnelsen av vegetasjonsperioden i 1997 enn året før. Utover sommeren og høsten førte den store vanntilførselen fra Lågen til en reduksjon i nitrogenkonsentrasjonen. Stort sett har nitrogenkonsentrasjonen i Mjøsa endret seg lite de seinere årene (den er nå ca. 500 mg/m³). Størst nitrogenkonsentrasjon ble fortsatt registrert i Furnesfjorden og i Mjøsas sentrale parti og lavest i de nordre del. Nitrogenkonsentrasjonen kan klassifiseres som "Nokså dårlig" i henhold til SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann.

Mjøsa hadde i vekstsesongen 1997 lave konsentrasjoner av planteplankton. Biomassen oversteg ikke 0,5 gram våtvekt / m³. Klorofyllkonsentrasjonene var også lave med verdier lavere eller nær 4 mg total klorofyll a / m³. Dette er i samsvar med næringsfattige (oligotrofe) innsjøer og også i samsvar med miljømålene.

Den relative sammensetningen av planteplankton og mengden av de dominerende artene var svært lik de forhold som ble registrert i 1996 med en sammensetting og artsdominans i samsvar med mer næringsfattige forhold. Til tider var det markert innslag og dominans av storvokste kiselalger som de stavformete artene *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* og særlig *Tabellaria fenestrata*. I oktober bidro en oppblomstring av *T. fenestrata* til uønsket store mengder av denne algen i hele innsjøen. Dette skapte bl.a. problemer for garnfisket da algene festet seg på garn og tauverk. Videre tettet de igjenn filter til private vannintak. Det var ingen større forekomst av andre problemskapende alger i Mjøsas frie vannmasser i 1997 slik som f.eks. blågrønnalger. Større ansamlinger av blågrønnalgen *Anabaena lemmermanii* langs enkelte strender var likevel til tider til sjenanse for de badende i slutten av juli og i august ((KNT)-laboratoriene på Gjøvik og Hamar).

Ser vi bort i fra den til tider uønsket store forekomsten av storvokste kiselalger hadde hele Mjøsa i vegetasjonsperioden i 1997 en akseptabel planteplankton sammensetting med dominans av s.k. "monader" tilhørende gruppene gullalger, rekylalger og My-alger dvs. arter som er vanligst forekommende i næringsfattig (oligotrof) miljø.

Hovedkonklusjonen blir at Mjøsa i 1997 hadde akseptable forhold på våren og sommeren med hensyn til planteplanktonmengde og artssammensetning. Innsjøen hadde da et klart næringsfattig (oligotroft) preg i samsvar med de nasjonale mål som er satt. Utover høsten økte innslaget og mengden av storvokste stavformete kiselalger og Mjøsa ble da mer nærings saltpåvirket med klart større forekomst av disse algene enn ønskelig. Mjøsa må derfor fortsatt betegnes som noe nærings saltforurenset. Skal forholdene bli fullt akseptable og miljø-/kvalitetsmålene nås, dvs. at oppblomstringen av storvokste stavformete kiselalger blir mindre markert, og forekomstene av blågrønnalgen *Anabaena* mindre sjenereende er det påkrevet med ytterligere reduksjon av først og fremst fosfortilførselen.

Siktedypet i Mjøsas sentrale deler var til tross for stor brevannstilførsel på sommeren og kiselalgeoppblomstringen på høsten tilfredsstillende med verdier over 6 meter i hele

vegetasjonsperioden. I Mjøsas nordre del var det lavt siktedyp p.g.a. stor brevannstilførsel i hele vegetasjonsperioden, og her ble det ikke registrert siktedyp over 6 meter.

Resultatet av den hyginisk-bakteriologiske undersøkelsen som ble utført over hele Mjøsa i september, viste at store deler av innsjøens øverste vannlag da var berørt av fersk fekal forurensning dvs. tarmbakterier. Spesielt stor forurensningsgrad ble likevel ikke registrert og innsjøen kan generelt betegnes som moderat forurenset. Mest påvirket var områdene i nordre del, området ved Gjøvik, et større område nord for Helgøya samt Tangenvika.

Tilstanden i Mjøsa må fortsatt karakteriseres som ustabil da relativt små belastningsøkninger og/eller spesielle vær-situasjoner kan føre til forringet vannkvalitet og bruksmessige problemer. I regnrrike perioder/år øker belastningen av næringssalter og fekal forurensning fra lokalnedbørfeltet på grunn av overløpsdrift i de kommunale kloakkssystemer samt økt arealavrenning fra dyrket mark og områder med spredt bosetting. Dersom dette skjer i kombinasjon med lavvannføring i Lågen, vil konsentrasjonen av forurensninger øke i overflatellagren. I slike tilfeller er det fortsatt stor risiko for uønskede algeoppblomstringer (særlig kiselalger) og i perioder høyt innhold av tarmbakterier. Mjøsas resipientkapasitet/tålegrense overskrides således fortsatt til tider og tilstanden vurderes derfor som betenkelig. Økt algeforekomst i Mjøsa vil ikke bare påvirke vannkvaliteten i Mjøsa, men også kunne berøre vassdraget nedstrøms, d.v.s. Vorma og nedre del av Glomma inkl. Øyeren. Det skjer en markert drift av planteplankton fra Mjøsa, som kan påvises helt ned til Øyeren, og som påvirker denne innsjø og forholdene nedstrøms (Skullberg 1971, Lindstrøm et al.1973). Dette gjelder særlig da mengden i Mjøsa er stor.

Særlig Gudbrandsdalslågen, men også de andre større tilløpselvene må ha akseptabel vannkvalitet for at Mjøsa skal kunne bringes tilbake til akseptabel tilstand i samsvar med satte miljømål, og for at vi skal kunne opprettholde en tilstrekkelig resipientkapasitet i fremtiden. Vi vil her påpeke at resipientkapasiteten i Mjøsa og tilrennende vassdrag må være tilstrekkelig stor slik at det kan tillates en økning av "menneskelige aktiviteter" i innsjøens nedbørsområde.

Hunnselva, Lena, Vikselva, Svartelva og til dels også Flakstadelva var fortsatt markert påvirket av forurensningstilførsler som skapete lokale forurensningsproblemer. Hunnselva, Lena og Svartelva hadde videre uønsket stor transport av næringssalter. Forurensningssituasjonen i Vikselva og Hunnselva er mer inngående behandlet i denne rapporten.

Tilrådnings-

Overvåkningsundersøkelsen har vist at det er fullt mulig å oppnå helt eller nær akseptable forhold i hele Mjøsa og i de større tilløpselvene. For nærmere informasjon om de forbedringer som har skjedd, henvises til årsrapporten for Mjøsa i 1993 (NIVA-rapp. løpenr. 3084) og overvåkningsrapporten i Gudbrandsdalslågen (NIVA-rapp. løpenr. 2214). Det er da en forutsetning at det foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og utføres ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensnings-tilførselen såvel til Mjøsa som til de tilrennende vassdragene. Dette gjelder særlig med hensyn til fosfor og fersk fekal forurensning, men i enkelte tilfeller også organisk stoff. Derfor må hovedinnsatsen settes inn mot kommunale utslipp som overløpsdrift og lekkasjer i de kommunale ledningsnett samt forbedring av avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Hovedplaner vann/avløp er her et viktig redskap. Jordbruket må stadig gjennomføre forbedringstiltak for at direkte utslipp (silo, gjødselkjellere og melkerom) og arealavrenning av næringssalter, sprøtemiddelrester og jordpartikler ikke skal øke. Industrien må redusere faren for utslipp ved driftuhell. Mer detaljerte tilrådnings som fortsatt er aktuelle er gitt i overvåknings-rapporten for Mjøsa i 1993 samt NIVA-rapport løpenr: 2881, 2943 og 3050 som beskriver forurensningssituasjonen i Lena, Moelva, Brumunda, Flakstadelva, Svartelva, Vikselva og Hunnselva. Aktuelle tiltak i Vikselva og Hunnselva er også behandlet i denne rapport.

Summary

Title: Pollution monitoring in lake Mjøsa, 1997.

Year: 1998

Author: Gøsta Kjellberg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3428-4

1. Innledning

Bakgrunn

Mjøsa er fortsatt inne i en ustabil/betenkelig tilstand der relativt små belastningsøkninger og/eller redusert resipientkapasitet og/eller gunstige værforhold for algevekst raskt kan føre til forringet vannkvalitet og bruksmessige problemer. Dette vil ha betydning ikke bare i Mjøsa, men også da det gjelder algevekst i vassdraget nedstrøms (Vorma og nedre Glåma). Videre er fortsatt enkelte bekker og elvestrekninger i de lokale tilløpselver markert forurenset. Det er derfor nødvendig med fortløpende datagrunnlag for å kunne vurdere og følge effektene av de forurensningsbegrensende tiltak som nå har blitt og vil bli utført i Mjøsas nedbørfelt. Videre vil overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver være en kontroll på om fastsatte miljømål/kvalitetsmål såvel nasjonale som lokale kan oppfylles.

Vannkvaliteten i Mjøsa har i statlig regi kontinuerlig blitt overvåket siden 1972. Fra og med 1996 er overvåkingen av Mjøsa med nedbørfelt et lokalt ansvarsområde, og det er "Mjøskommunene" med bidrag fra SFT som finansierer og administrerer undersøkelsene. Det er i denne anledning nedsatt en arbeidsgruppe/styringsgruppe for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver.

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 kraven til et godt egnet råvann samt Mjøsa som storørretbiotop vil her stå sentralt. Det naturgitte økosystemet må derfor så langt som mulig opprettholdes så vel i Mjøsa som i de tilrennende vassdrag.

Lokale myndigheter og Statens forurensningstilsyn har i forbindelse med "Tiltakspakken for Mjøsa" (1990) formulert følgende hovedmålsetting/miljømål for vannkvaliteten i Mjøsa:

- Siktedypet i Mjøsa's 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. D.v.s. 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 termostabile 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.

"Arbeidsgruppe/styringsgruppe" for interkommunal overvåking av Mjøsa og tilløpselver revurderer/utarbeider for tiden forslag til mer konkretiserte og lokaltilpassede miljømål for Mjøsa og tilrennende vassdrag.

Målsetting

Hensikten med overvåkingen av Mjøsa og dens nedbørfelt er ifølge "styringsgruppa for 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.).

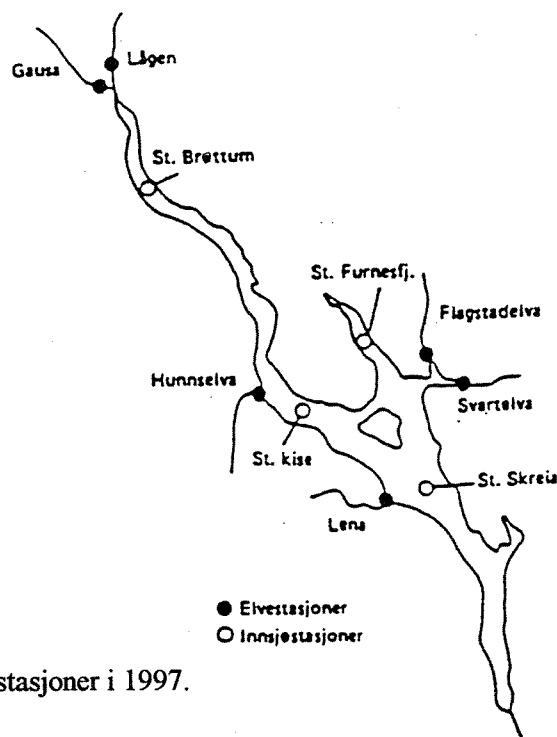
Områdesbeskrivelse

For mer generell informasjon om Mjøsa og dens nedbørfelt henvises til vedleggsdel nr 1 bak i rapporten.

2. Materiale og metoder

Undersøkelsene i 1997 ble i hovedsak utført etter samme årlige program som i 1991-96, jfr. revidert arbeidsprogram for 1991 datert 25. januar 1991.

Det ble i 1997 samlet inn prøver fra hovedstasjonen i Mjøsas sentrale parti (st. Skreia) samt ved tre supplementstasjoner (Brøttum, Kise og Furnesfjorden). Videre ble det opprettet faste prøvetakingsstasjoner nær innløpet i Mjøsa i følgende tilløpselver: Lena, Hunnselva, Gausa, Lågen, 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 1997 biologiske befaringsundersøkelser i Vikselva og Hunnselva samt en Hygienisk/bakteriologisk undersøkelse av hele Mjøsa den 11. september.



Figur 1. Prøvetakingsstasjoner i 1997.

2.1 Mjøsa

Fysisk - kjemiske undersøkelser.

I begynnelsen av april og under vårsirkulasjonen i slutten av mai ble det tatt prøver fra 8 forskjellige dyp i en vertikalserie fra overflata til bunn på hovedstasjonen (st. Skreia). Disse prøver ble analysert på: total fosfor, total nitrogen og nitrat. For maiserien tilkom analyse av generelle kjemiske parametre som: alkalitet, pH, farge, turbiditet, silisium konduktivitet og organisk stoff (TOC). Videre ble konsentrasjonene av næringssaltene fosfor og nitrogen målt i lignende vertikal-serier (5 dyp) ved de tre supplementstasjonene ved nær de samme tidspunktene.

Målsetningen med dette analyseprogrammet er å fastslå "basiskonsentrasjonen" (mars/aprilserien) og "utgangskonsentrasjonen" (maiserien) av stoffer som har betydning for produksjonsforholdene i

innsjøen, særlig har "basiskonsentrasjonen" av fosfor og dens tidsmessige utvikling stor betydning for forståelsen av endringer i trofigraden over tid (se kap.3.1.3.).

I tidsrommet mai-oktober (dvs. i vekstsesongen), ble det samlet inn prøver som blandprøver fra sjiktet 0-10 meter ca. annenhver uke (i alt 11 ganger) fra hovedstasjonen. Prøvene ble analysert på: total klorofyll *a*, alkalitet, pH, silisium, total fosfor, total nitrogen og nitrat. Ved supplementstasjonene ble det i den samme tidsperiode samlet inn prøver for analyse av næringssaltene fosfor og nitrogen samt total klorofyll *a* hver måned i alt 6 ganger. Prøvene ble også her tatt som blandprøver fra 0-10 meters sjiktet. Samtidig med prøveinnsamlingen ble også temperatur (i en vertikalserie ned til 50 meters dyp) og siktedyp målt. Ved siktedypsmålingene er det brukt vannkikkert.

Målsetningen med dette analyseprogrammet er å få et bilde av næringssaltenes variasjonsmønster i de øvre vannmasser i vegetasjonsperioden. Total klorofyll *a*-analysene utføres som supplement til algevolumdataene samt for å kunne bruke beregningsmodeller bl.a. for å kunne estimere årlig fosfortilførsel (Rognerud et al. 1979). Målinger av alkalitet og pH ved hovedstasjonen er nødvendig i forbindelse med målingene av primærproduksjonen.

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton

I vegetasjonsperioden (mai-oktober) ble det ved samtlige fire stasjoner samlet inn kvantitative planktonprøver som blandprøve fra sjiktet 0-10 meter (samme blandprøve som det ble tatt kjemi fra). Ved hovedstasjonen ble det tatt prøver i alt 11 ganger og ved supplementstasjonene hver måned i alt 6 ganger. Dette materialet beskriver planteplanktonets artssammensetning og volum/biomasse. Ved hovedstasjonen ble det utført primærproduksjonsmålinger med C_{14} -teknikk, samtidig med den øvrige prøvetaking i perioden mai - oktober, d.v.s. i alt 11 ganger.

Målsetningen med dette analyseprogrammet er å få et årlig bilde av planteplaktonsamfunnets biomasse, artssammensetning og produksjonskapasitet. Dette er helt sentral informasjon da det gjelder å vurdere trofigraden og trofiutviklingen i innsjøen. Næringsstatus (trofigrad) og grad av overgjødning (eutrofiering) blir vurdert etter vurderingsgrunnlag for innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992). Her legges det vekt på algebiomasse og forekomst av indikatorarter. Forurensningsgrad (overgjødning) bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand.

Krepsdyreplankton

Det ble samlet inn kvantitativt krepsdyrplanktonmateriale ved hjelp av en 25 l's Schindlerfelle, med 60 μ 's håvduk, fra hovedstasjonen (St. Skreia). I alt ble det tatt prøver ved 11 tidspunkter i perioden mai - oktober fra en vertikalserie fra 0-50 meters dyp. Det er tatt enkeltprøver fra følgende dyp: 0,5, 2, 5, 8, 12, 16, 20, 30, og 50 meter. Data over forekomst av pungreker (*Mysis*) ble samtidig samlet inn via vertikale håvtrekk med en 200 μ 's håv med en diameter på 1 m ("Mysis håv"). Videre ble det også tatt håvtrekk med en planktonhåv med 60 μ 's duk. De vertikale håvtrekkene er tatt fra 120 meters dyp opp til innsjøoverflaten. Beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk er vurdert etter vurderingssystem utarbeidet av Løvik (1995 in prep.). 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 individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter.

Kunnskap om krepsdyresamfunnet og forekomst av istidsemigranter (hjuldyret *Notolca caudata* og krepsdyrene *Mysis*, *Gammaracanthus*, *Pallasea* og *Limnocalanus*) gir mulighet å vurdere eventuelle forandringer i beitepress fra planktonpisende fisk samt mer generelt å vurdere de økologiske forhold i innsjøens fri vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde et naturgitt biologisk mangfold og

produksjonsnivå der bl.a. vern av istidsemigrantene bør stå sentralt. Her kan vi også nevne at krøkle er en istidsemigrant. Mjøsa er den innsjø i Norge som har størst forekomst av istidsemigranter både når det gjelder artsantall og ikke minst individantall. Videre kan vi nevne at Mjøsa er en av de få innsjøer i Norge som har forekomst av hoppekrepsen *Cyclops lacustris*.

Fekale bakterier

Ved den regionale undersøkelsen av forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og kimtall i Mjøsa den 11 september har vi 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 innsamlet vannprøver fra 0,5 meter og ved lokalitetene 15, 23 og 32 fra såvel 1 som 15 meter. Innsamlede 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 på koliforme bakterier er membranfiltermetoden benyttet, og ved undersøkelse på totalantall bakterier er platespredningsmetoden benyttet. Laboratoriet på Gjøvik har hatt ansvaret for prøvene (stasjonene 26 - 38 eksklusiv stasjon 28) fra søndre del av Mjøsa og laboratoriet på Hamar de fra den midtre del (stasjonene 13 - 25 inklusiv stasjon 28), mens laboratoriet på Lillehammer analyserte prøvene fra den nordre del (stasjonene 1 - 12).

Gjentatt kontroll over de bakteriologisk/hygieniske forhold i Mjøsas fri vannmasser vil bl.a. gi informasjon om eventuell økt fekal forurensning 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 anvendt ved de synoptiske og regionale undersøkelser av de bakteriologiske/hygieniske forholdene i Mjøsa i 1997.

2.2 Elver

Transportberegninger i elver

I alt ble det i 1997 samlet inn prøver for kjemisk analyse ved 24 tidspunkter fra Lenaelva, Hunnselva, Gausa, Lågen, Flagstadelva og Svartelva. Vi tar her hensyn til perioder med økende og høy vannføring med hyppigere prøvetakingsfrekvens, samt mindre prøveuttak i tørkeperioder og perioder med mer stabil lavvannføring som på vinteren. Prøvene ble analysert på total fosfor og total nitrogen. Prøvetaking og analyse av prøvene fra Gausa og Gudbrandsdalslågen er utført av Næringsmiddeltilsynet for Sør - Gudbrandsdal (NTSG) og prøvetaking og analyse av prøvene fra Lenaelva og Hunnselva er utført av Næringsmiddeltilsynet for Gjøvik, Vestre Toten og Østre Toten (NoMGT).

Kontinuerlig vannføringsmåling blir utført av NVE (Lena, Flagstadelva og Svartelva) og Glommen og Laagens Brukseierforening (Lågen og Gausa). Vannføringen i Hunnselva er av NVE estimert utifra vannføringen i Lena. Den årlige stofftransporten beregnes som produktet av årlig totalvannføring og midlere vannføringsveide konsentrasjoner målt på prøvetakingstidspunktene. Dette er i samsvar med tidligere års beregningmetoder.

Transportberegningene og registrering av næringssaltkonsentrasjoner vil gi svar på hvilke delområder/nedbørsfelter som belaster innsjøen mest og hvilke elver som fortsatt er mest forurensningsbelastet.

Biologiske befaringsundersøkelser

I 1997 ble det foretatt biologiske befaringsundersøkelser i Vikselva og Hunnselva. Befaringene ble foretatt i perioden 4. - 14. juli ved lavvannføring. Elvene og tilrennende bekker hadde da lav resipientkapasitet/tålegrense. Kompletterende undersøkelser ble videre foretatt i Hunnselva i slutten av august og i oktober. Vi har benyttet oss av samme metodikk (se appendix og Kjellberg 1993) som har blitt brukt ved tidligere gjennomførte biologiske befaringsundersøkelser i tilløpselvene til Mjøsa. Metodikken er bare ment å gi en tilnærmet og mer generell vurdering, 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 faunaens 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. 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 utifra feltobservasjoner av høyere vegetasjon, begroingsorganismer (moser, 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, 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 tilstandsklasser (klasse I til klasse IV) på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbart organisk stoff (saprobiering) 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 bekker. 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 elvene bør det være et miljømål at en ikke overskrider klasse I - II (blågrønn markering). Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan opprettholdes, men at vi kan akseptere en økt produksjonskapasitet (økt forekomst av høyere vegetasjon og til tider økt algeforekomst). Videre at en unnviker sjenerende lukt p.g.a. stor forekomst av heterotrofe organismer og/eller forråtnelsesprosesser.

Gjentatte biologiske befaringsundersøkelser i de større tilløpselvene vil gi en god kunnskap om forurensningsutviklingen i disse vassdrag ved og kunne synliggjøre lokale forurensningskilder.

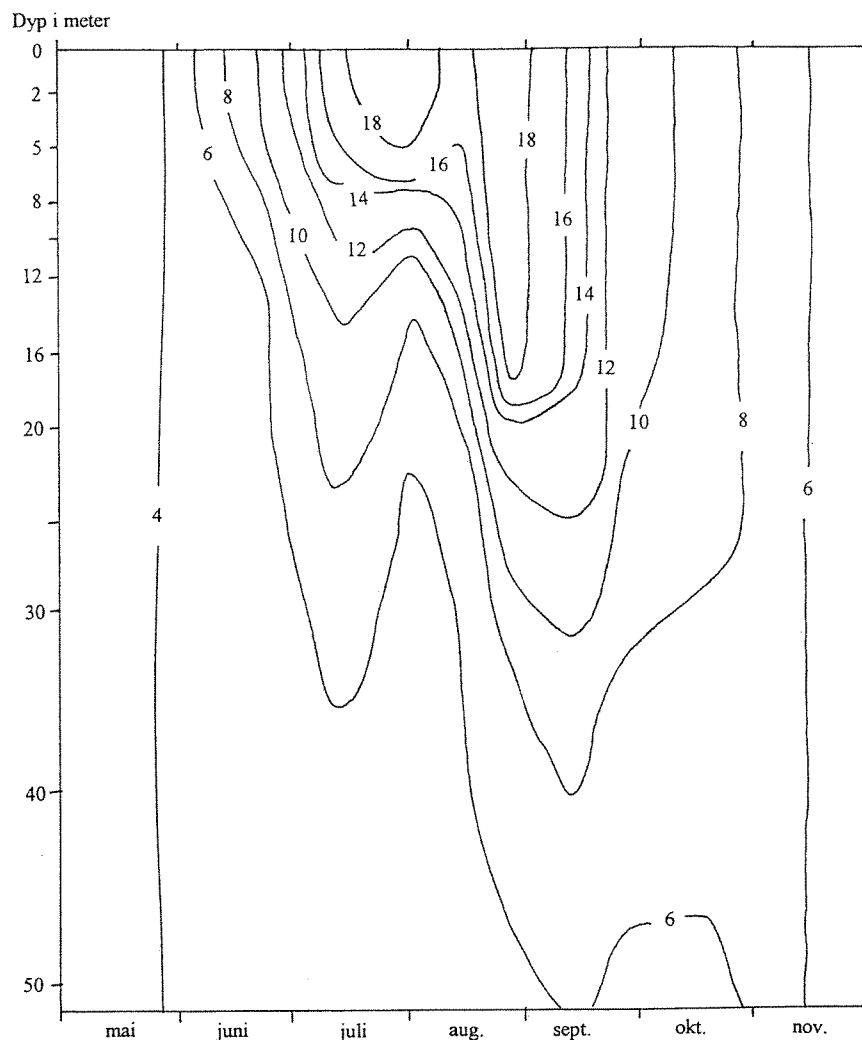
3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Mjøsa

3.1.1 Vanntemperatur

Primærdata for vanntemperaturer ved stasjon Skreia, Brøttum, Kise og Furnesfjorden i 1997 er sammenstilt i tabell II i vedleggsdel Nr.2. Isothermdiagram for st. Skreia er vist i figur 3 i teksten.

I 1996/97 var bare Mjøsas nordre del (nord for Gjøvik) og Furnesfjorden helt islagt. En kald og vindrik forsommer førte til en sein oppvarming av vannmassene i 1997 og overflatetemperaturen oversteg ikke 13 °C i hele juni. I juli og i august var det derimot ekstremt varmt og solrikt, og overflatevann-temperaturen i Mjøsa steg raskt og var i august ofte > 20 °C over store områder. Det ble da også utviklet et markert sprangsjikt i 8 til 12 metersdypet. Vi må helt tilbake til de varme somrene i 1975, 1976 og 1982 før å finne lignende forhold.



Figur 3. Isothermdiagram for Mjøsa (stasjon Skreia) sommeren 1997.

3.1.2 Siktedyp

Primærdata for siktedyp ved de fire stasjonene som ble benyttet i 1997, er sammenstilt i tabell IV i vedleggsdel Nr.2, og resultatene er vist i figur 4. Videre er tidsutviklingen for siktedypet i Mjøsa ved fem lokaliteter i perioden 1972 - 1997 vist i figur 5.

Målsettingen for Mjøsa er som tidligere nevnt at siktedypet i innsjøens hovedvannmasser 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 1997 var det utover planteplanktonforekomsten ytterligere tre forhold som hadde betydning for siktedypet. I begynnelsen mai (særlig 5. - 7.) var det stor uttransport av jordpartikler spesielt i Furnesfjorden og i området utenfor Hamar i forbindelse med store nedbørmengder på vegetasjonsfrie jordarealer. Gausa hadde også i 1997 i likhet med forholdene i 1996 stor partikkeltransport i vårflommen som resultat av storflommen i 1995. Videre var det i perioden juli - september stor tilførsel av partikkelrikt brevann til Mjøsa p.g.a. den varme sommeren. I Mjøsas nordre del (St. Brøttum) var det derfor hele sommeren lavt siktedyp med verdier < 6 meter. Øvrige deler av innsjøen hadde likevel akseptabelt siktedyp med verdier > 6 meter. I august og i første del av september var hele Mjøsa tydelig påvirket av breslam som ga vannet en grønnaktig farge. Det var først i oktober vi fikk større siktedyp i Mjøsas hovedvannmasser med verdier i området 8 til 10 meter.

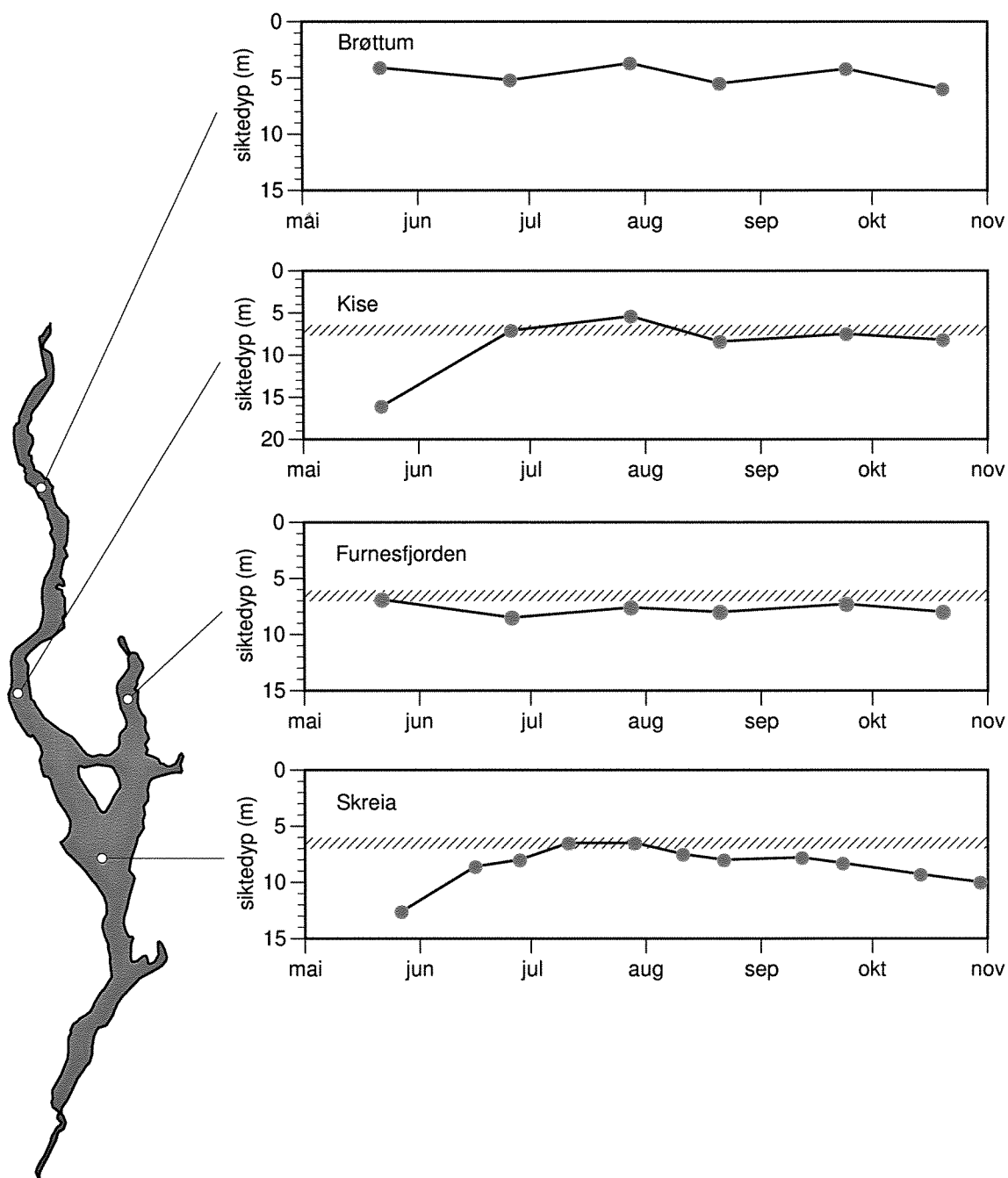
3.1.3 Generell vannkjemi

Primærdata for pH, alkalitet, konduktivitet, farge, innhold av organisk karbon, turbiditet og silisiumkonsentrasjon ved st. Skreia i mai i 1997 er sammenstilt i tabell III i vedleggsdel Nr. 2. Variasjonsmønsteret for pH, alkalitet og silisiumkonsentrasjon er vist i figur 6 i teksten.

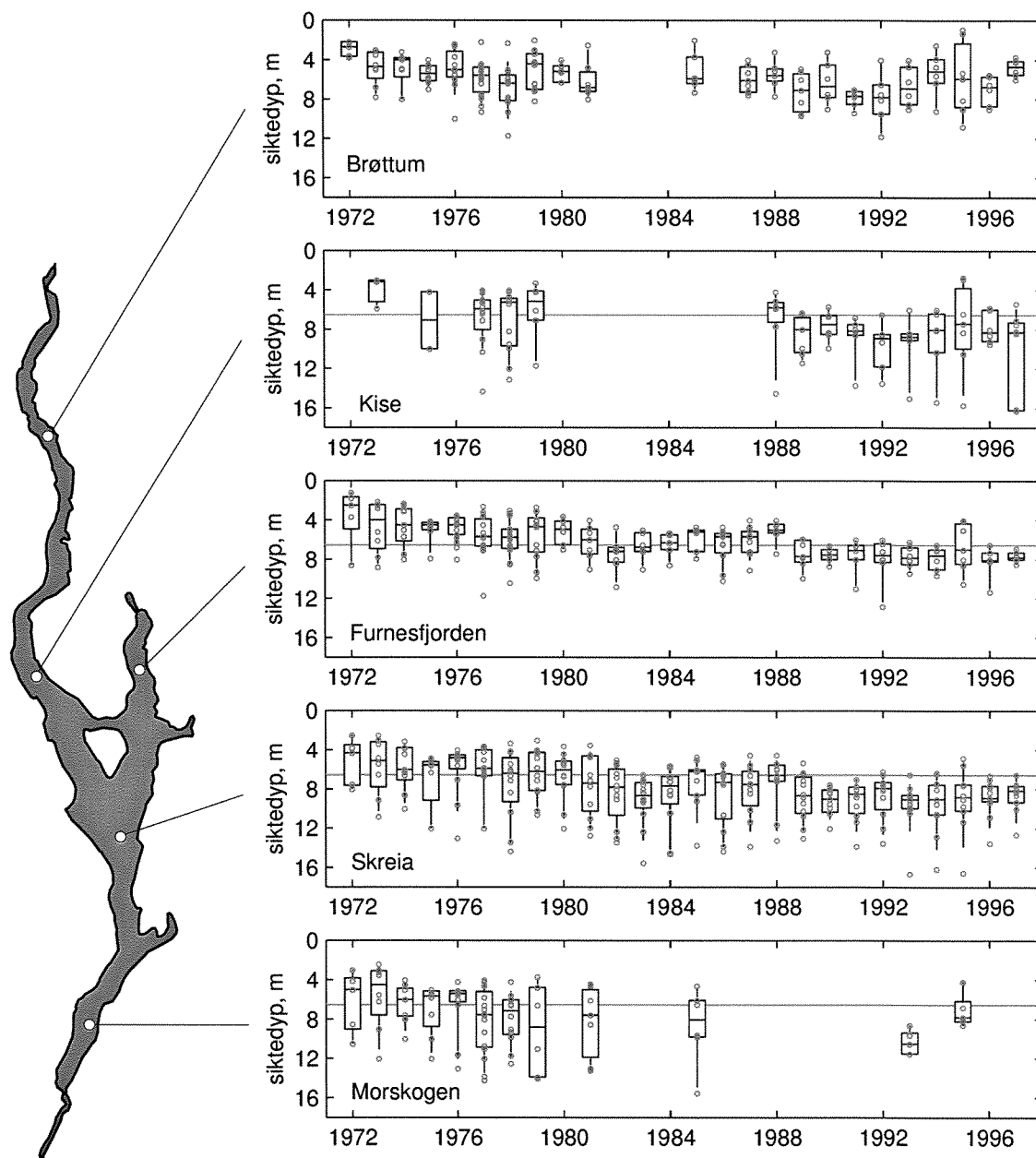
Den generelle vannkjemien i Mjøsas sentrale del (st. Skreia) i vårsirkulasjonen hadde nær de samme konsentrasjoner og sammensetning som i tidligere år. Det var likevel noe høyere innhold av organisk stoff (TOC) og særlig partikulært materiale i 1997 jevnført med forholdene i 1996. Årsaken til dette var sannsynligvis ekstra stor uttransport av erosjonsmateriale fra det lokale nedbørfeltet i begynnelsen av mai. Ledningsevnen varierte i området 4,3- 4,5 mS/m. pH-verdiene lå nær nøytralt punkt (pH = 7). Vannet var klart med fargetall i området 8 - 10 mg Pt/l og hadde relativt sett lavt partikkelinnhold med turbiditetstall i området 0,20 - 0,40 NTU. Innholdet av organisk karbon var også lavt med konsentrasjoner i området 1 - 3 mg TOC/l. Silisiumkonsentrasjonen lå nær 2 mg SiO₂/l. Det har ikke skjedd større endringer i den generelle vannkjemien i Mjøsas sentrale del i den tiden det foreligger registreringer av disse parametrene (1966 - 1997).

Parametere som TOC, fargetall, turbiditet og pH var i samsvar med tilstandsklasse "Meget god" og "God" i SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Markerte pH-svingninger grunnet stor algeproduksjon ble ikke registrert i vekstsesongen 1997. Høyeste registrerte pH var 7,35 (23/9). Alkalitetsverdiene i de øvre vannlag viste også små variasjoner i vekstsesongen med verdier i området 0,150 - 0,190 mekv/l. Silikatkonsentrasjonen i de øvre vannlag avtok noe i forbindelse med økt forekomst av kiselalger f.o.m. august og utover høsten og da den var som lavest ble det registrert silisiumkonsentrasjoner på 1,4 mg SiO₂/l.

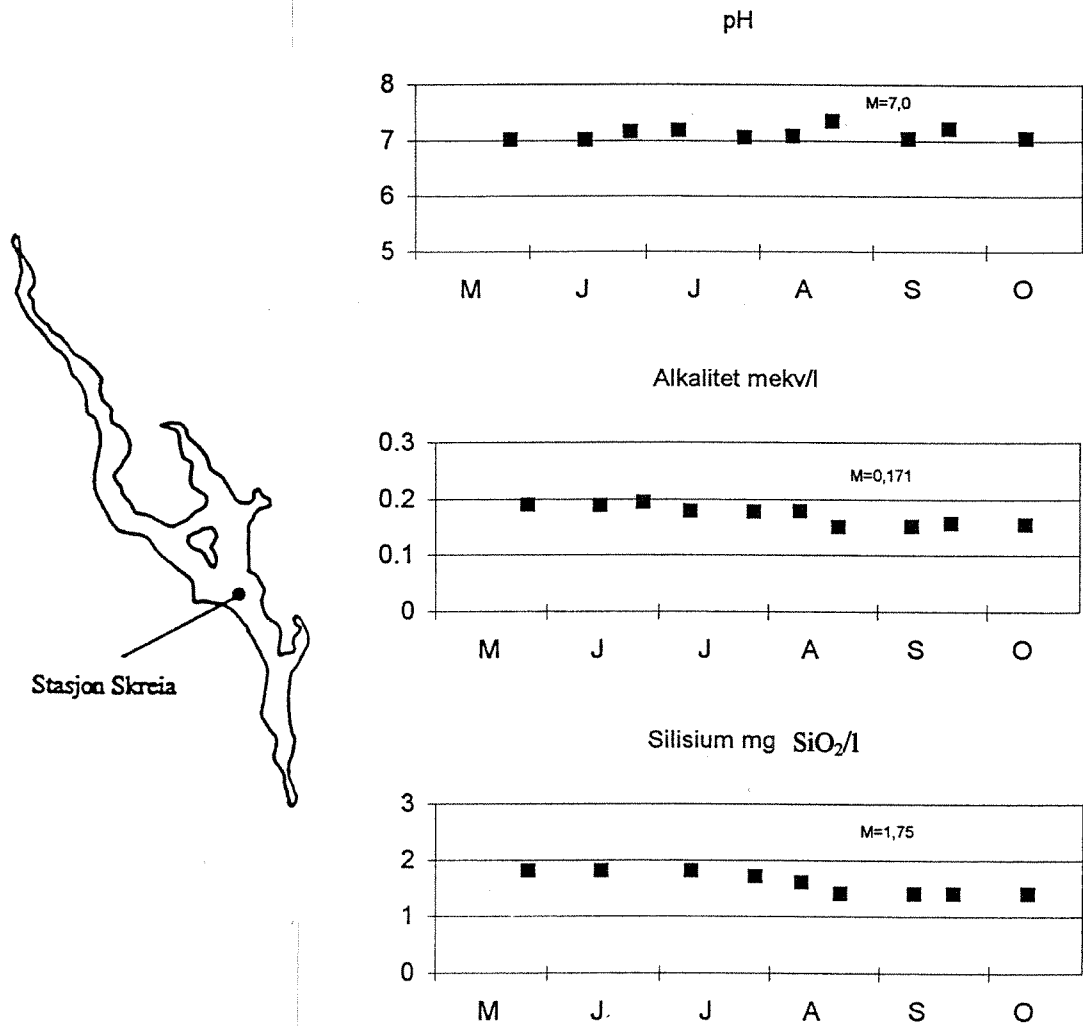


Figur 4. Siktedypsregistreringer ved fire lokaliteter i Mjøsa i 1997. Skravert markering angir miljø/kvalitetsmål for Mjøsa, d.v.s. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) ikke bør være mindre enn 6-7 m.



Figur 5. Tidstrend for siktedyb ved fem lokaliteter i Mjøsa i tidsperioden 1972-1997. Blå markering angir miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa d.v.s. at siktedypet i Mjøsas midtre (Kise, Furnesfjorden og Skreia) og søndre del (Morskogen) ikke bør være mindre enn 6-7 meter.

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



Figur 6. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for pH, alkalitet og silisium (SiO₂) ved hovedstasjonen (Skreia) i 1997. M = aritmetisk middelværdi.

3.1.4 Fosfor

Primærdata for fosforanalyser i 1997 er sammenstilt i tabell III og IV i vedleggsdel Nr.2. Resultatene fra fire stasjoner i 1997 er vist i figur 7 og 8 i teksten. Figur 7 viser også tidsutviklingen for "basiskonsentrasjonen" og her har vi også tatt med st. Morskogen. Videre er tidsutviklingen ved fem lokaliteter i Mjøsa vist i figur 9 i teksten. Tidsutviklingen gitt som arealveid middelkonsentrasjon i de øvre vannlag er vist i figur 10 i teksten.

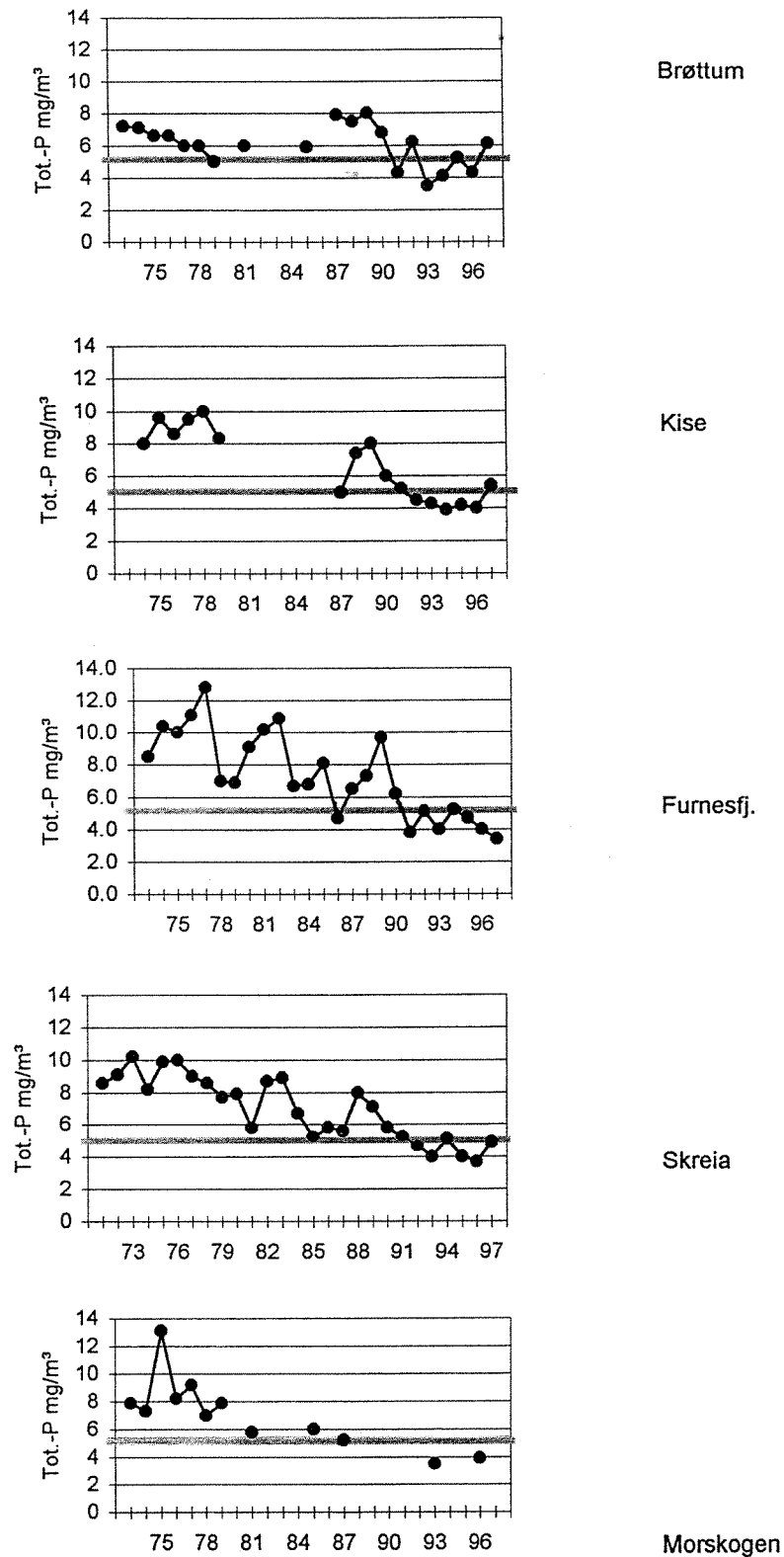
Målinger av fosforkonsentrasjonen på senvinteren (mars-april) den s.k. "basisfosforkonsentrasjonen" gir muligheter til å mer nøyte følge tidsutviklingen i Mjøsas næringssaltstatus. På senvinteren er det relativt stabile forhold i Mjøsa år fra år og innsjøen er lite påvirket av flom og arealavrenning. Det er viktig at konsentrasjonen på senvinteren er lav og mest mulig i samsvar med forventet naturtilstand og ikke viser en økende trend over tid. På bakgrunn av dagens kunnskap om Mjøsa, samt erfaringer fra andre store dype innsjøer, har NIVA vurdert en fosforkonsentrasjon på ≤ 5 mg Tot-P/m³ (veid middelveidie fra en vertikalserie fra yten til bunn) som et akseptabelt og nær naturgitt nivå for Mjøsas sentrale og søndre områder (Holtan 1977). Seinere års datamateriale styrker riktigheten av denne vurdering. Naturgitt "basisfosforkonsentrasjon" eller s.k. forindustriell konsentrasjonsnivå har sansynligvis ligget i området 3 - 4 mg Tot-P/m³.

I 1997 varierte "basiskonsentrasjonen" av fosfor ved Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia mellom 3 - 7 mg Tot-P/m³. Høyeste konsentrasjon ble registrert ved st. Kise. De fosforkonsentrasjoner som ble registrert i 1997 var stort sett i samsvar med de konsentrasjonsnivåer som ble registrert i perioden 1991-96. Våren 1992 var den første gangen det ble observert en konsentrasjon lavere enn 5 mg Tot-P/m³ ved hovedstasjonen (fig. 7). 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.

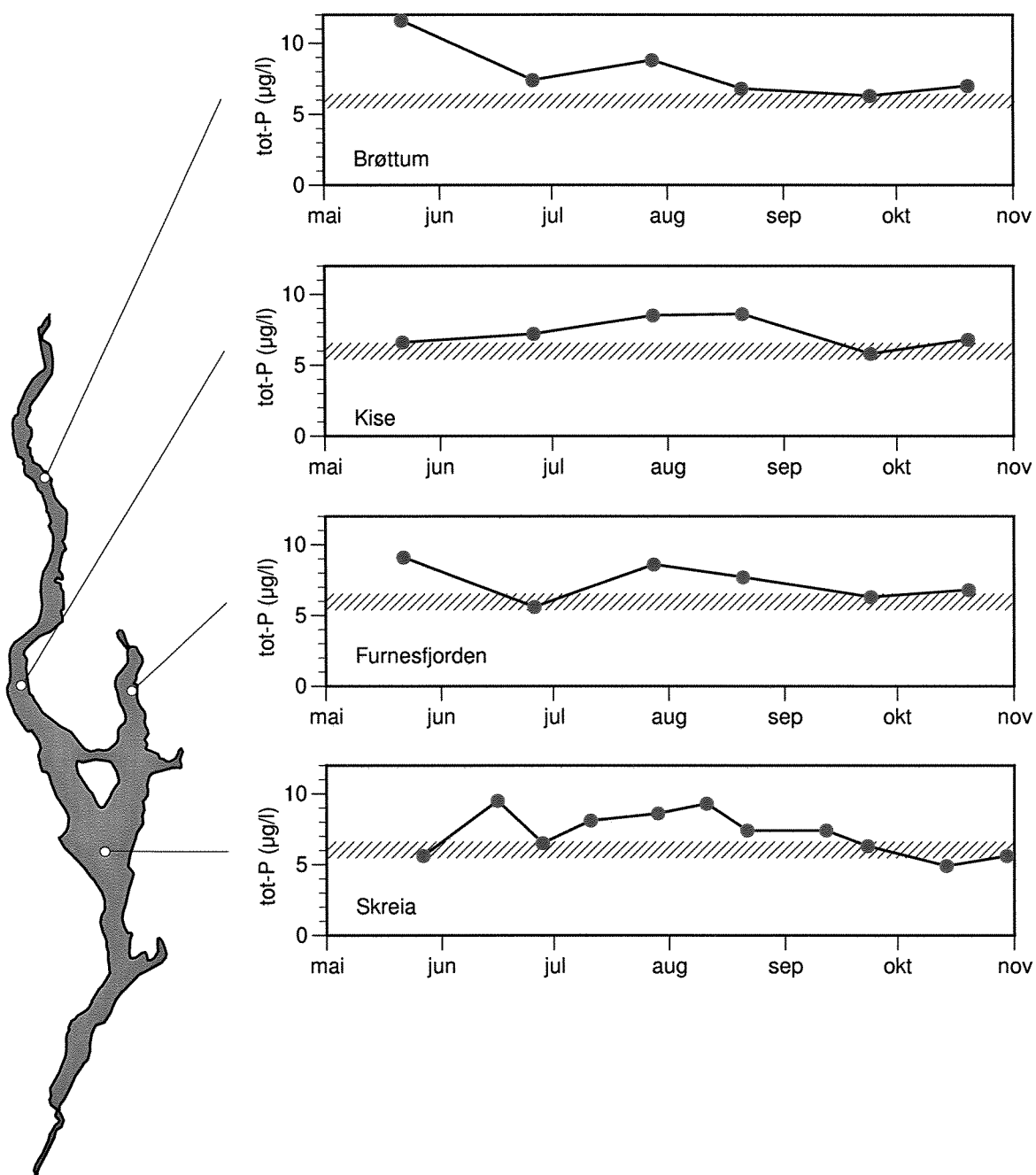
Middelkonsentrasjonene i vårsirkulasjonen i mai, den s.k. "utgangskonsentrasjonen" av fosfor, varierte i området 6-13 mg Tot-P/m³ ved de fire stasjoner i 1997. Høyeste konsentrasjon av fosfor (12,6 mg Tot-P/m³) ble registrert i Mjøsas nordre del (Brøttum), mens øvrige lokaliteter tilnærmet hadde lik konsentrasjon med verdier omkring 5-8 mg Tot-P/m³. "Utgangskonsentrasjonen" av fosfor var således nær dobbelt så høy som basisfosforhalten på de samme lokaliteter. Konsentrasjonen hadde økt mest i Mjøsas nordre del (Brøttum og Kise). Årsaken til dette er sannsynligvis at det blitt utvasket fosforholdig erosjonsmateriale i forbindelse med store nedbørmengder i begynnelsen av mai. Videre var det i 1997 fortsatt stor partikkeltransport i Gausa i forbindelse med vårflommen. Dette som resultat av storflommen i 1995. Unntatt den nordre del av Mjøsa har vi i som regel registrert nær de samme fosforkonsentrasjoner på senvinteren som ved vårsirkulasjonen.

Fosforkonsentrasjonen i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen i 1997 varierte i området 5 - 9 mg Tot-P/m³ ved de fire stasjonene (fig. 8). Fosforkonsentrasjonene var stort sett like ved de fire stasjonene. Tids- og arealveid middelkonsentrasjon for hele Mjøsa i vegetasjonsperioden i 1997 er beregnet til 7.07 mg Tot-P/m³ (se figur 10). Konsentrasjonsnivåene i 1997 var noe høyere jevnført med forholdene i perioden 1991 - 1996. Fosforkonsentrasjonen i Mjøsa har økt noe i de siste fire år og er nå noe høyere en den konsentrasjonsnivå som er satt som miljømål.

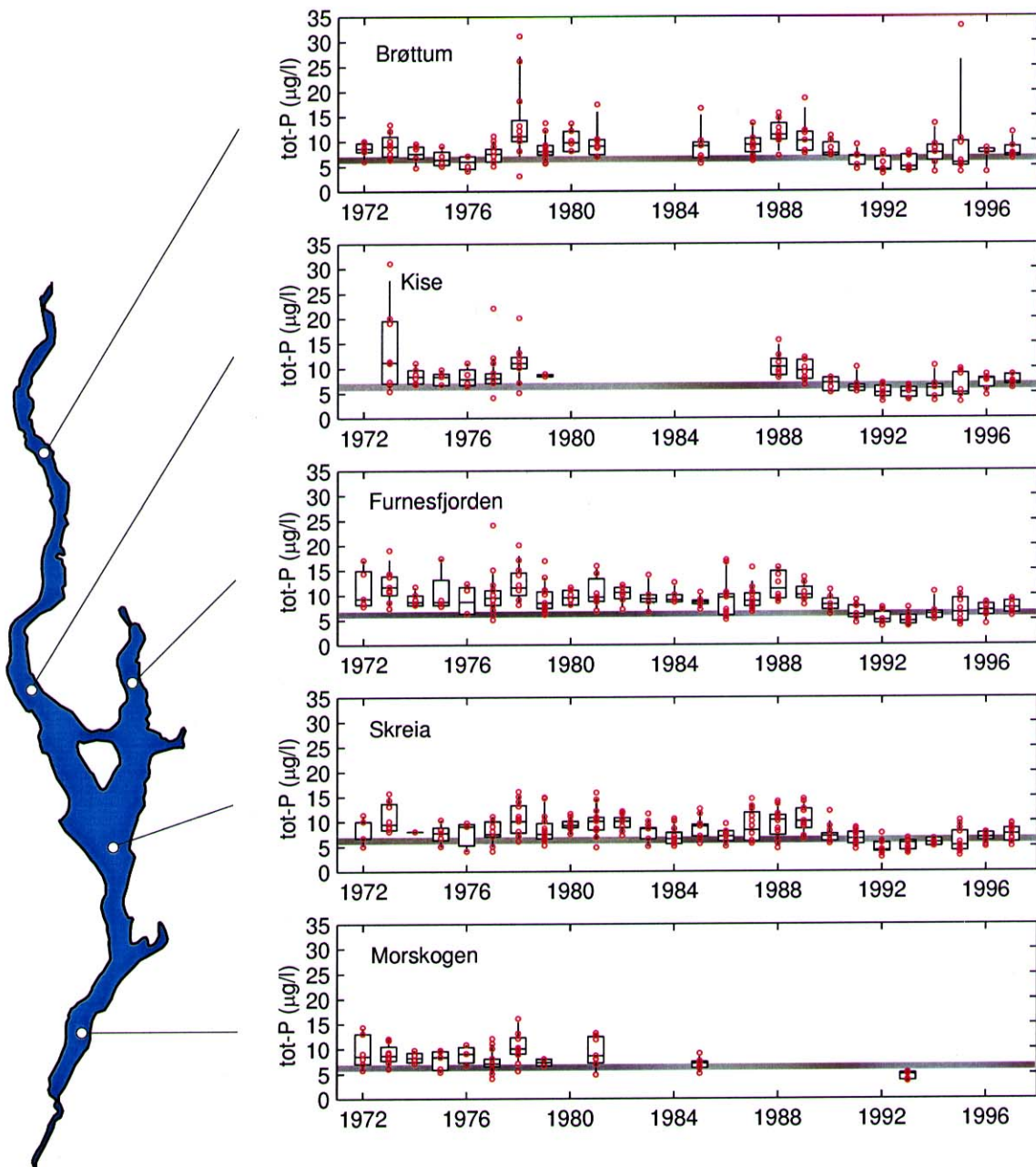
De registrerte fosforkonsentrasjoner i 1997 tilsvarte tilstandsklasse "Meget God" til "Mindre god" i SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.



Figur 7. Middelverdier (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 1971-97. Grå markering angir miljø-/kvalitetsmål for fosfor dvs. at "basiskonsentrasjonen" av fosfor ikke bør overstige 5 mg Tot-P/m³ i Mjøsas sentrale og søndre del.

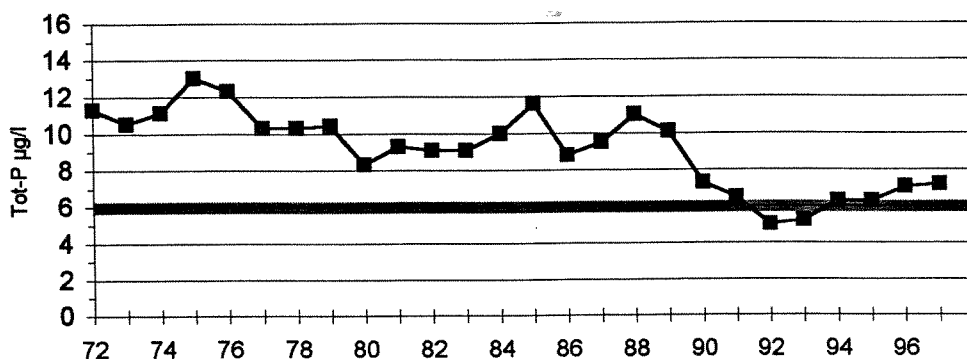


Figur 8. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for fosfor i perioden mai-oktober i 1997 ved fire stasjoner i Mjøsa. Skravert markering angir miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa d.v.s. at fosforkonsentrasjonen ikke bør overstige 5,5-6,5 µg tot-P/l.



Figur 9. Tidstrend for fosforkonsentrasjonen i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i Mjøsa fra 1972 til 1997. Grå markering angir miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa d.v.s. 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. Tids- og arealveid middelkonsentrasjon for fosfor i vegetasjonsperioden i de øvre vannlag (i sjiktet 0-10 m) for Mjøsa i perioden 1972-1997. Utifra dagens kunnskap er det ønskelig at middelkonsentrasjonen ikke overstiger 5,5-6,5 mg 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. 1993 synes konsentrasjonen å ha økt noe.

3.1.5 Nitrogen

Primærdata for nitrogenanalyser foretatt i 1997 er sammenstilt i tabell III og IV i vedleggsdel Nr.2. Resultatene fra fire stasjoner i 1997 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 resultater fra st. Morskogen. Videre er tidstrenden for Tot-N- og NO₃-konsentrasjonen i de øvre vannlag vist i figurene 15 og 16 i teksten.

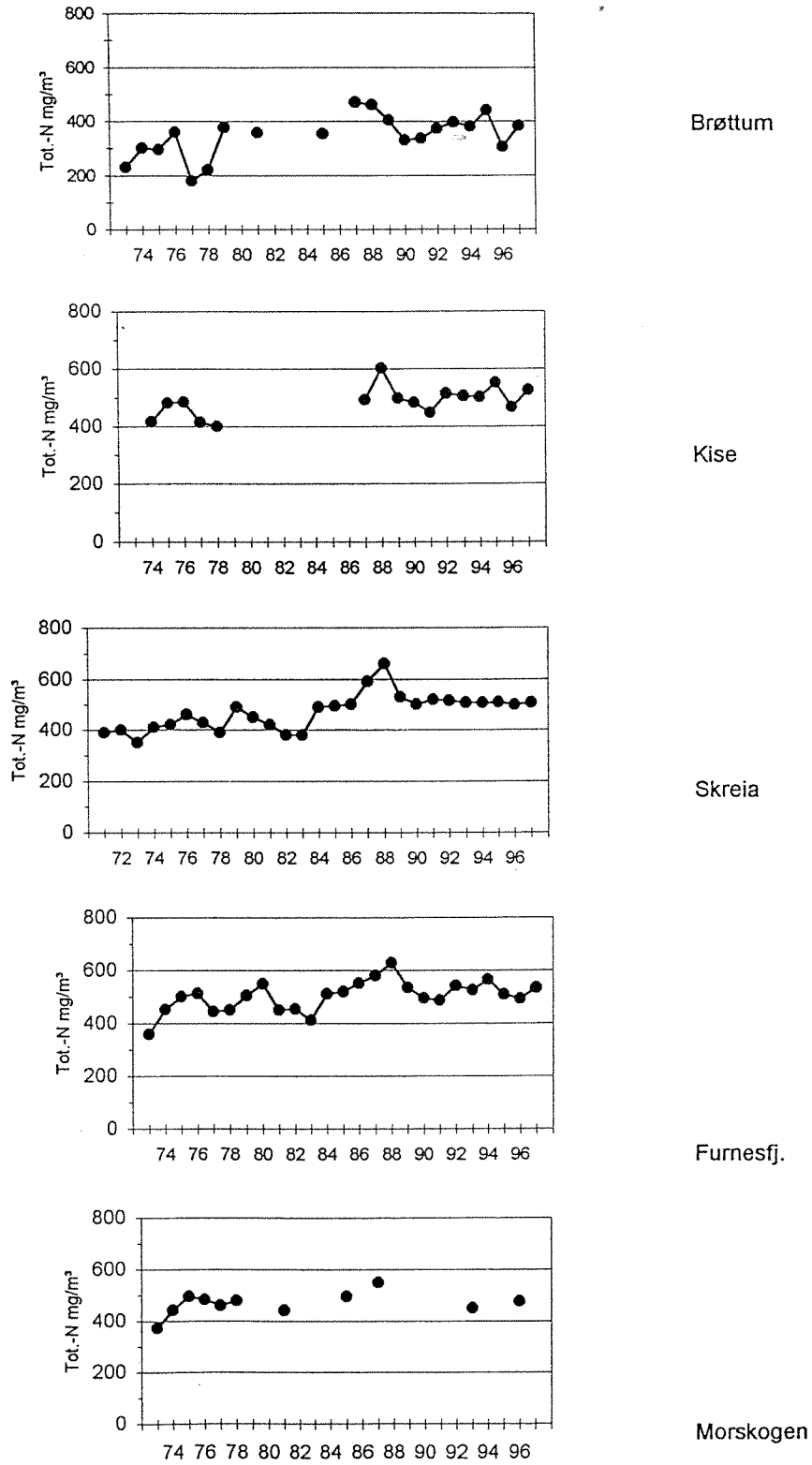
"Basiskonsentrasjonen" av nitrogen varierte i 1997 i området 300-550 mg Tot-N/m³ med de laveste konsentrasjoner ved Brøttum og de høyeste i Furnesfjorden. Nitrogenkonsentrasjonen i 1997 var noe høyere jevnført med forholdene i 1992-96, men viste samme regionale mønster.

Middelkonsentrasjonene på de ulike stasjonene i vårsirkulasjonen i mai, den s.k.

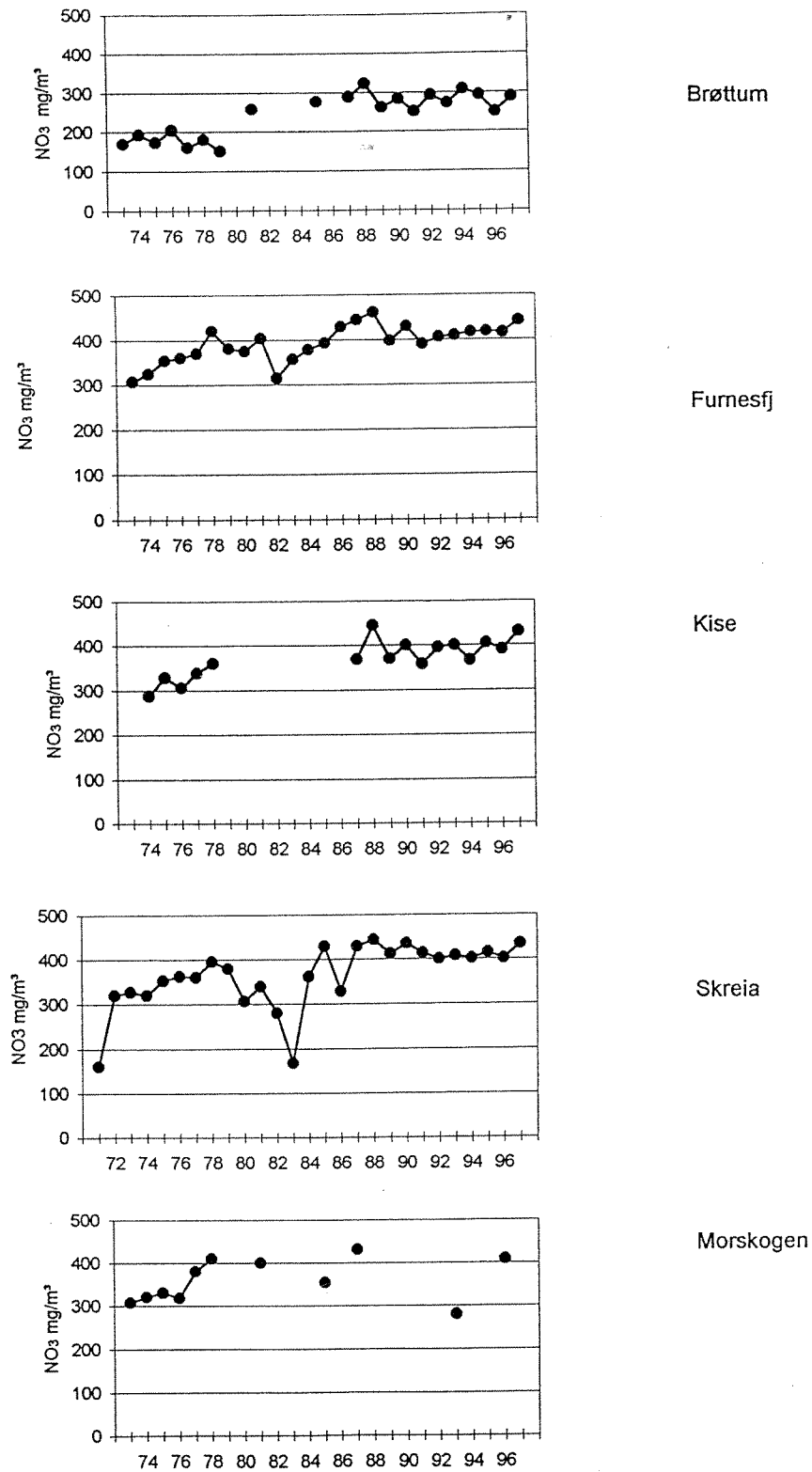
"utgangskonsentrasjonen" varierte i området 420-630 mg Tot-N/m³ ved de fire stasjoner i 1997. Også dette er noe høyere konsentrasjoner jevnført med foregående år. Lavest nitrogenkonsentrasjon ble målt ved Brøttum i Mjøsas nordende og høyeste i Furnesfjorden. Dette er i samsvar med tidligere registreringer.

Nitrogenkonsentrasjonene i de øvre vannlag (0-10 m) i vekstsesongen i 1997 varierte i området 170-630 mg Tot-N/m³. Dette var stort sett likt situasjonen i de fem foregående år. Tilførsel av nitrogenfattig smeltevann fra fjellområdene (Lågen) reduserte i likhet med tidligere år nitrogenkonsentrasjonen vesentlig i Mjøsas nordre del i sommerhalvåret. Laveste nitrogenkonsentrasjoner ble målt ved Brøttum i Mjøsas nordende og de høyest i Furnesfjorden. Dette er i samsvar med tidligere registreringer.

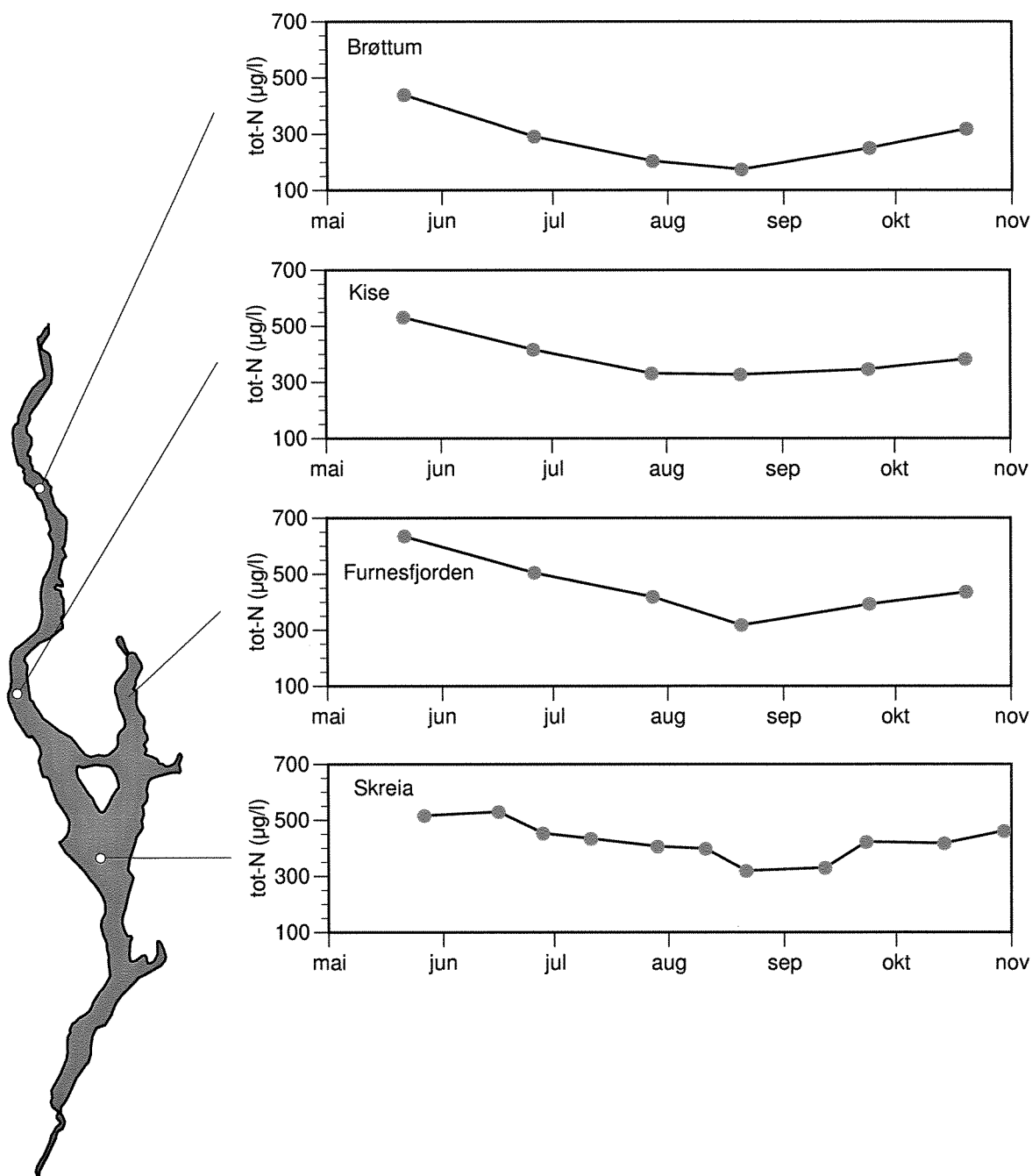
De registrerte nitrogenkonsentrasjoner i 1997 tilsvarte tilstandsklasse "Meget God" til "Dårlig" i SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.



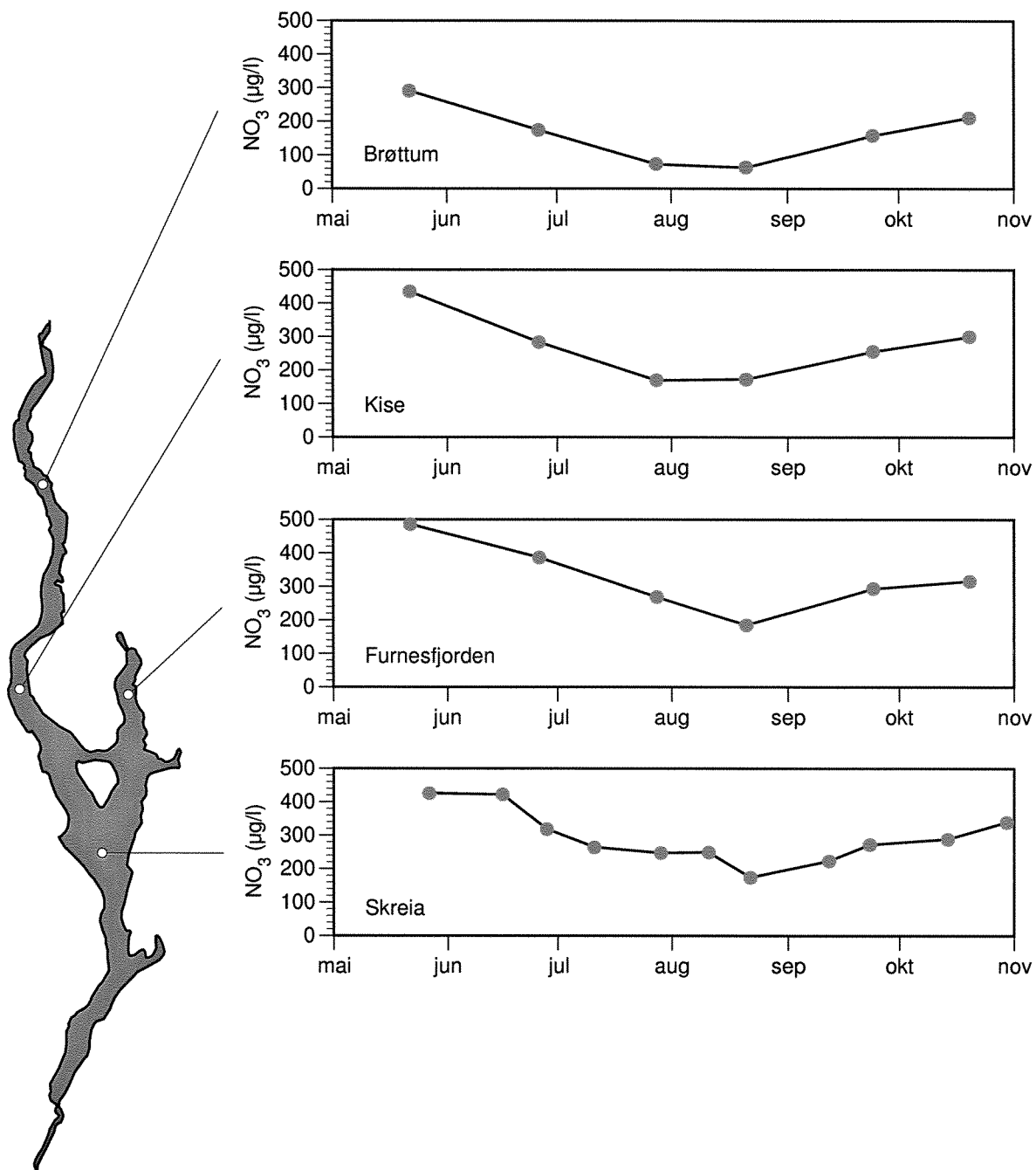
Figur 11. Middelerverdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for totalnitrogen fra observasjoner på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-97.



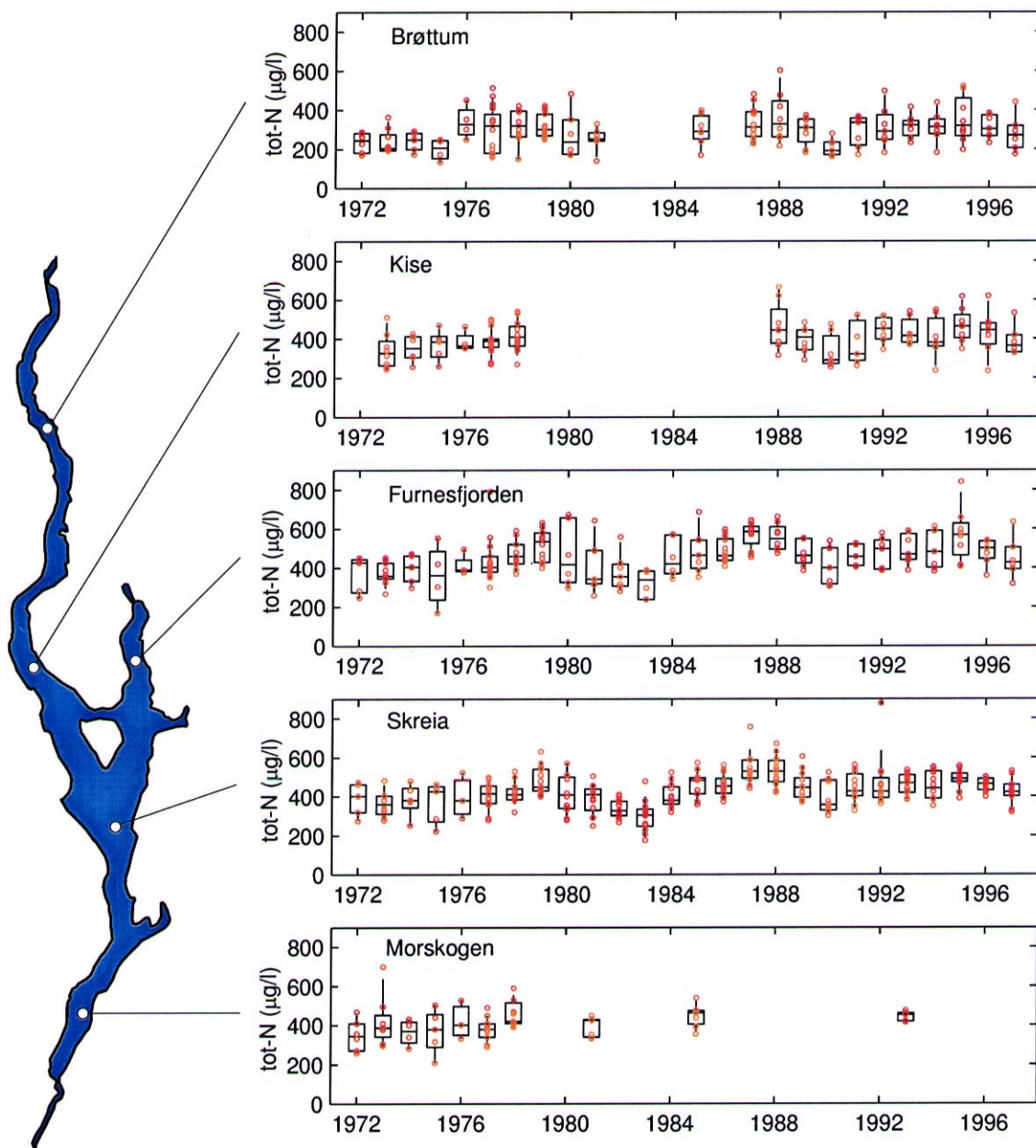
Figur 12. Middelverdier (fra en vertikalserie fra overflaten til bunn) for nitrat fra observasjoner på senvinteren ved hovedstasjonen (Skreia) og fire supplementstasjoner (Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Morskogen) i tidsperioden 1971-97.



Figur 13. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for totalnitrogen i perioden mai-oktober i 1997 ved fire stasjoner i Mjøsa.

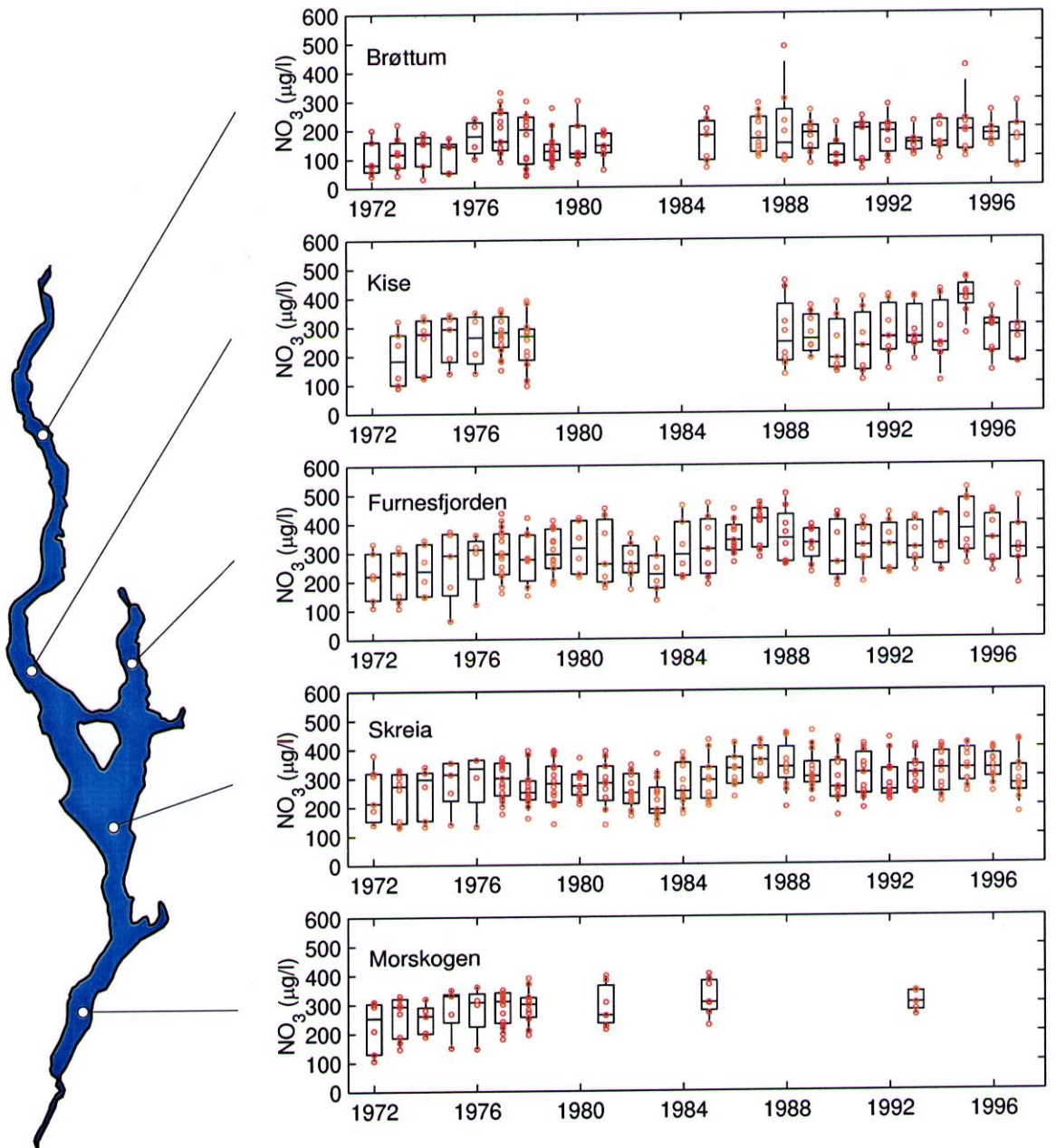


Figur 14. Variasjonsmønsteret i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for nitrat i perioden mai-oktober i 1997 ved fire stasjoner i Mjøsa.



Figur 15. Tidstrend for totalnitrogenkonsentrasjonen i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1972-1997.

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 fra 1972 til 1997.

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

Primærdata over forekomsten av planteplankton i vegetasjonsperioden i 1997 ved stasjon Brøttum, Kise, Furnesfjorden og Skreia er sammenstilt i tabellene V-IX i vedleggsdel Nr 2, 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 - 1997 vist. Primærdata for klorofyll *a* er gitt i tabell IV i vedleggsdel Nr.2. Resultatene fra 1997 er vist i figur 20. Figur 21 viser tidstrenden for klorofyll i perioden 1976 - 1997 ved fem lokaliteter i Mjøsa.

Mjøsa hadde i vekstsesongen (mai - oktober) 1997 lave planteplanktonmengder med maksimale algebiomasser som ikke oversteg 0,7 gram våtvekt/ferskvekt per m³ og med middelbiomasser < 0,4 gram våtvekt/ferskvekt per m³. Klorofyllkonsentrasjonene var også relativt lave med maksimale konsentrasjoner lavere eller nær 4,0 mg Tot- klor. *a* / m³. Dette er i samsvar med klart næringsfattige (oligotrofe) forhold (se tabell 1) og også i samsvar med de miljømål som er satt. Klorofyllkonsentrasjonen var i nivå med tilstandsklasse "God" ifølge SFT's klassifisering av tilstand i ferskvann. Middelkonsentrasjonen ved st. Kise, Furnesfjorden og Skreia var likevel fortsatt noe høy, og oversteg satte miljømål (< 1,8 mg/m³).

Tabell 1. Maksimum- og middelveier for algemengden ved fire stasjoner i Mjøsa sommeren 1997. Algemengden er uttrykt som gram våtvekt/ferskvekt pr. m³ i sjiktet 0-10m. Oligotrof tilstand er vurdert etter norm gitt av Brettum (1989).

Stasjon	Middelveier (juni - okt.)	Maksimumsverdier
Brøttum	0,17	0,28
Kise	0,28	0,32
Furnesfjorden	0,34	0,42
Skreia	0,27	0,37
Oligotrof tilstand	≤ 0,40	≤ 0,70

Oppblomstringen av den storvokste og stavformete kiselalgen *Tabellaria fenestrata* i slutten av vegetasjonsperioden bidro ikke som i 1996 til noen markert "algetopp" eller "klorofylltopp" i de øvre vannlag. Årsaken til dette var at oppblomstringen kom sent og i en tidsperiode da sprangsjiktet ble senket. Dette bidro til at suksessivt fordele algene i en alt større vannmasse utover høsten. I slutten av oktober var likevel forekomsten av *T. fenestrata* lik de forhold som ble registrert ved samme tidspunkt i 1996 (Kjellberg 1997). Planteplanktonets biomasseutvikling de to år bedømmes derfor som svært lik. I 1997 var det likevel jevnt over lavere algebiomasse i de øvre vannlag (i sjiktet 0-10m) jevnført med forholdene i 1996.

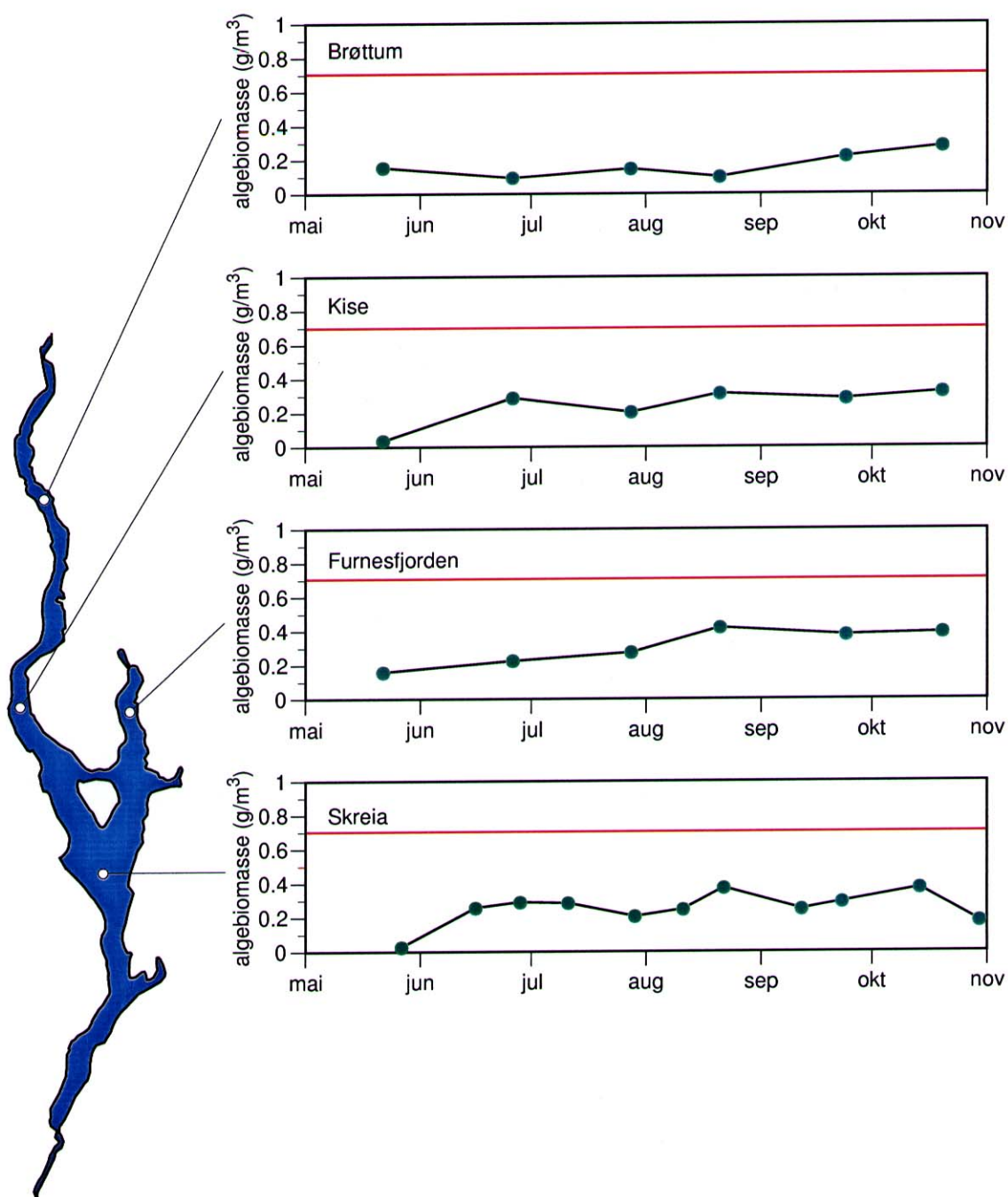
Lavest planteplanktonforekomst med algebiomasser i området 0,04 - 0,3 gram våtvekt/ferskvekt per m³ og med klorofyllkonsentrasjoner i området 0,2 - 3,0 mg Tot- klor. *a* /m³ ble registrert i Mjøsas nordre del ved stasjonene Brøttum og Kise. Her ble det registrert størst algebiomasse og klorofyllkonsentrasjon i oktober i forbindelse med oppblomstringen av kiselalgen *T. fenestrata*.

I Mjøsas sentrale del (stasjon Skreia) varierte algebiomassen i området 0,03 - 0,4 gram våtvekt/ferskvekt per m³ med største registrerte algebiomasse i slutten av august og i midten av oktober. Klorofyll-konsentrasjonen varierte også her i området 0,2 - 3,0 mg/m³. Størst klorofyllkonsentrasjon ble registrert i oktober i forbindelse med stor forekomst av kiselalgen *T. fenestrata*.

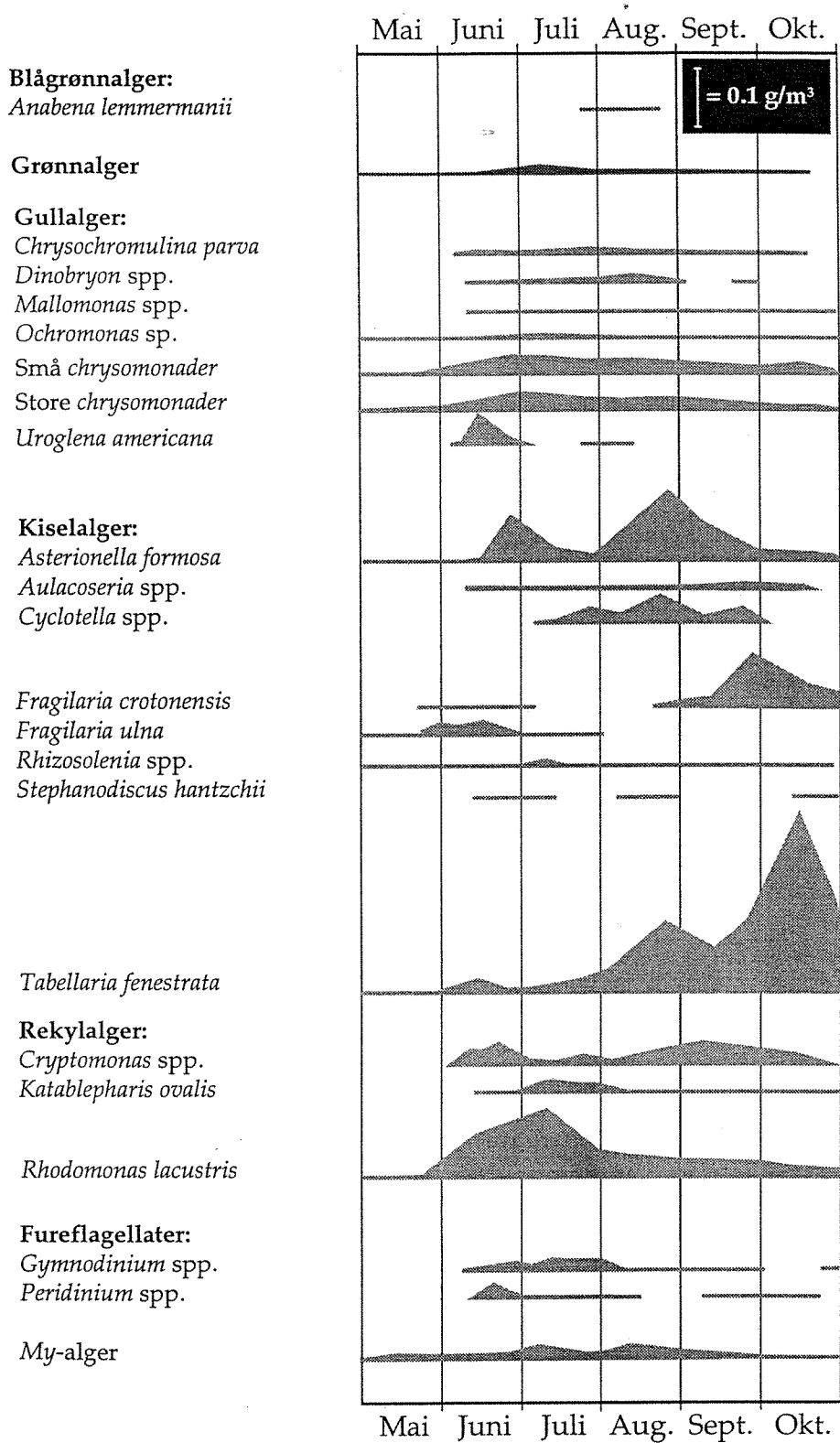
Størst planteplanktonforekomst ble i 1997 registrert i Furnesfjorden der algebiomassen varierte i området 0,2 - 0,4 gram våtvekt/ferskvekt per m³. Høyest biomasse ble her registrert fra slutten av august og ut i oktober da planteplanktonsamfunnet var helt dominert av kiselalgen *T. fenestrata*. Denne algen utgjorde da ca 80 % av de totale algebiomassen. Klorofyllkonsentrasjonen lå i området 1,0 - 4,0 mg/m³ og størst klorofyllinnhold ble registrert i oktober.

Utviklingen av planteplanktonsamfunnet var i 1997 som nevnt svært lik de forhold som ble registrert i 1996 med en artssammensetting og artsdominans i samsvar med oligo- til mesotrofe forhold med til tider markert innslag og dominans av storvokste og stavformete kiselalger som *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* og særlig *T. fenestrata*. I oktober skapte *T. fenestrata* problemer for bl.a. garnfisket da de festet seg på garn og tauverk. Ser vi bort ifra den til tider uønsket store andelen av storvokste kiselalger hadde hele Mjøsa i vegetasjonsperioden i 1997 en akseptabel planteplankton-sammensetting med dominans av arter som er vanligst forekommende i næringsfattig (oligotrof) miljø. Dvs. at planteplanktonsamfunn var dominert av s.k. "monader" tilhørende gruppene gullalger, rekylalger og My-alger. Det var ingen større forekomst av blågrønnalger og grønnalger i Mjøsas frie vannmasser i 1997. Større ansamlinger av blågrønnalgen *Anabaena lemmermanii* langs enkelte strandområder var likevel til tider til sjenanse for de badende i slutten av juli og i august.

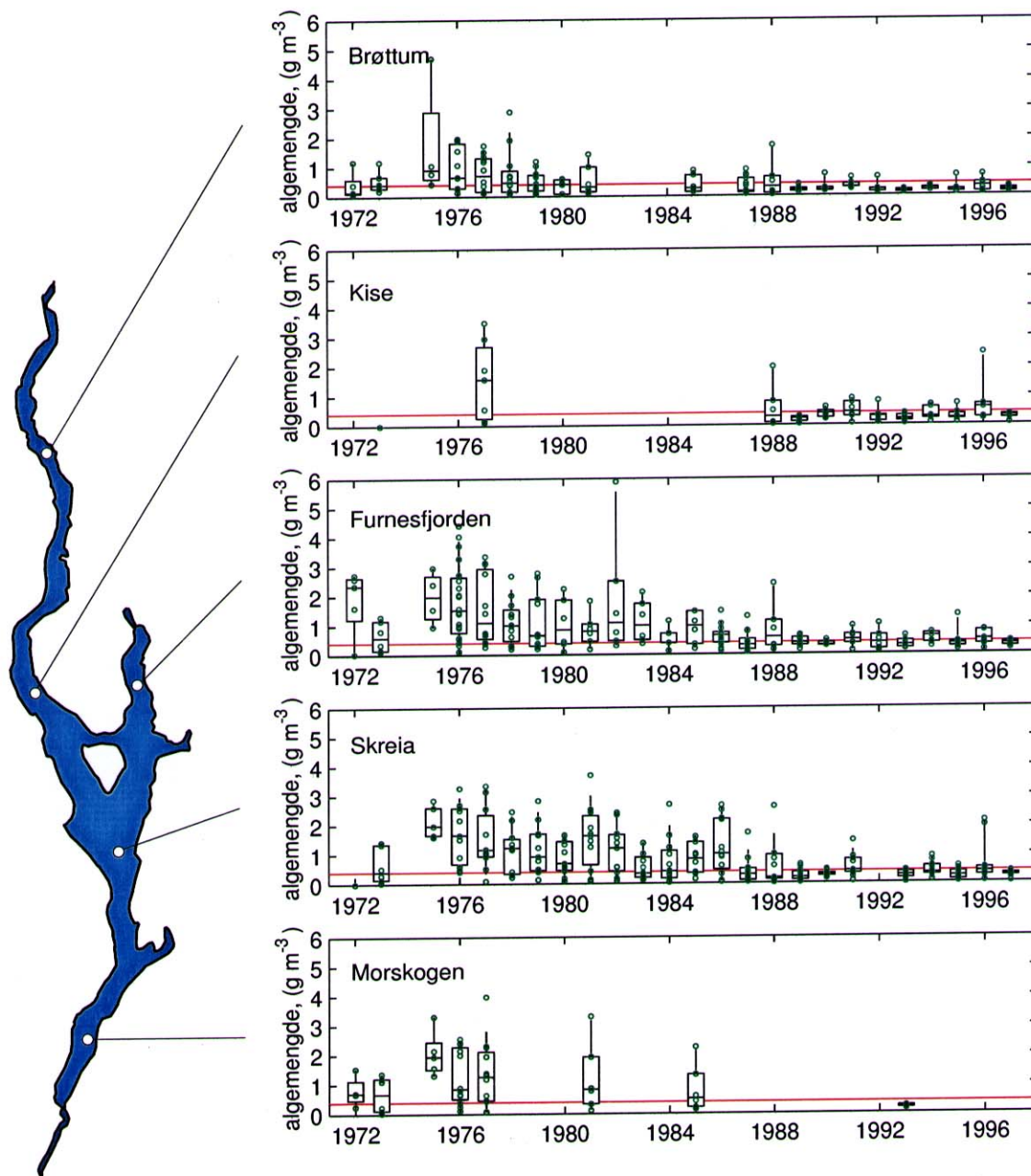
Hovedkonklusjonen blir at Mjøsa i 1997 hadde akseptable forhold på våren og sommeren med hensyn til planteplanktonmengde og planteplankton-sammensetting. Innsjøen hadde da et klart oligotroft preg i samsvar med de nasjonale miljømål som er satt. Utover høsten økte innslaget og mengden av storvokste stavformete kiselalger og Mjøsa fikk da et mer næringssaltrikt preg med klart større forekomst av disse alger en ønskelig. De storvokste kiselalgene har lang generasjonstid og lav spesifikk produksjon og det er økologisk sett ikke ønskelig at de helt dominerer algesamfunnet (Malone 1980). Skal forholdene bli fullt akseptable og miljø-/kvalitetsmålene nås, dvs. at oppblomstringene av storvokste stavformete kiselalger og forekomsten av blågrønnalgen *Anabaena spp.* blir mindre markerte, er det påkrevet med ytterligere reduksjon av først og fremst fosfortilførselen (se kap. Tilrådninger side 7).



Figur 17. Variasjonsmønster i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) for total algebiomasse i perioden mai-oktober i 1997 ved fire stasjoner i Mjøsa. Miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa er at maks. algebiomasse ikke bør overstige 0,7 gram våtvekt pr. m³ (markert med rød linje i figuren). Det er likevel ønskelig at maks. algebiomasse på sikt ikke overstiger 0,4 gram våtvekt pr. m³, dvs. i nært samsvar med de forhold som ble registrert i 1997.

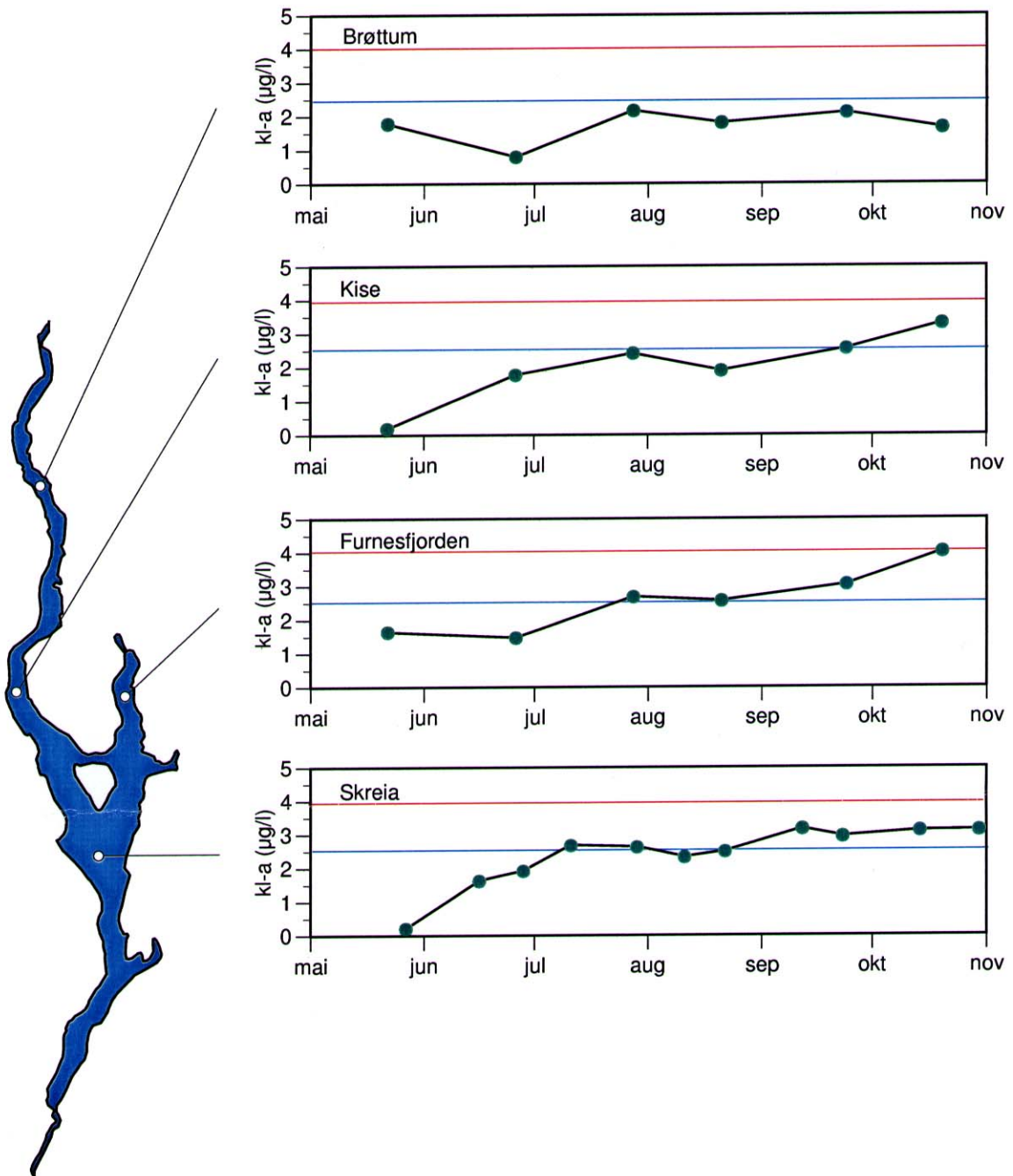


Figur 18. Forekomst av planteplanktonarter/slekter/grupper som hadde mengdemessig betydning for algebiomassen i de frie vannmasser i vegetasjonsperioden i 1997 ved hovedstasjonen (Skreia).

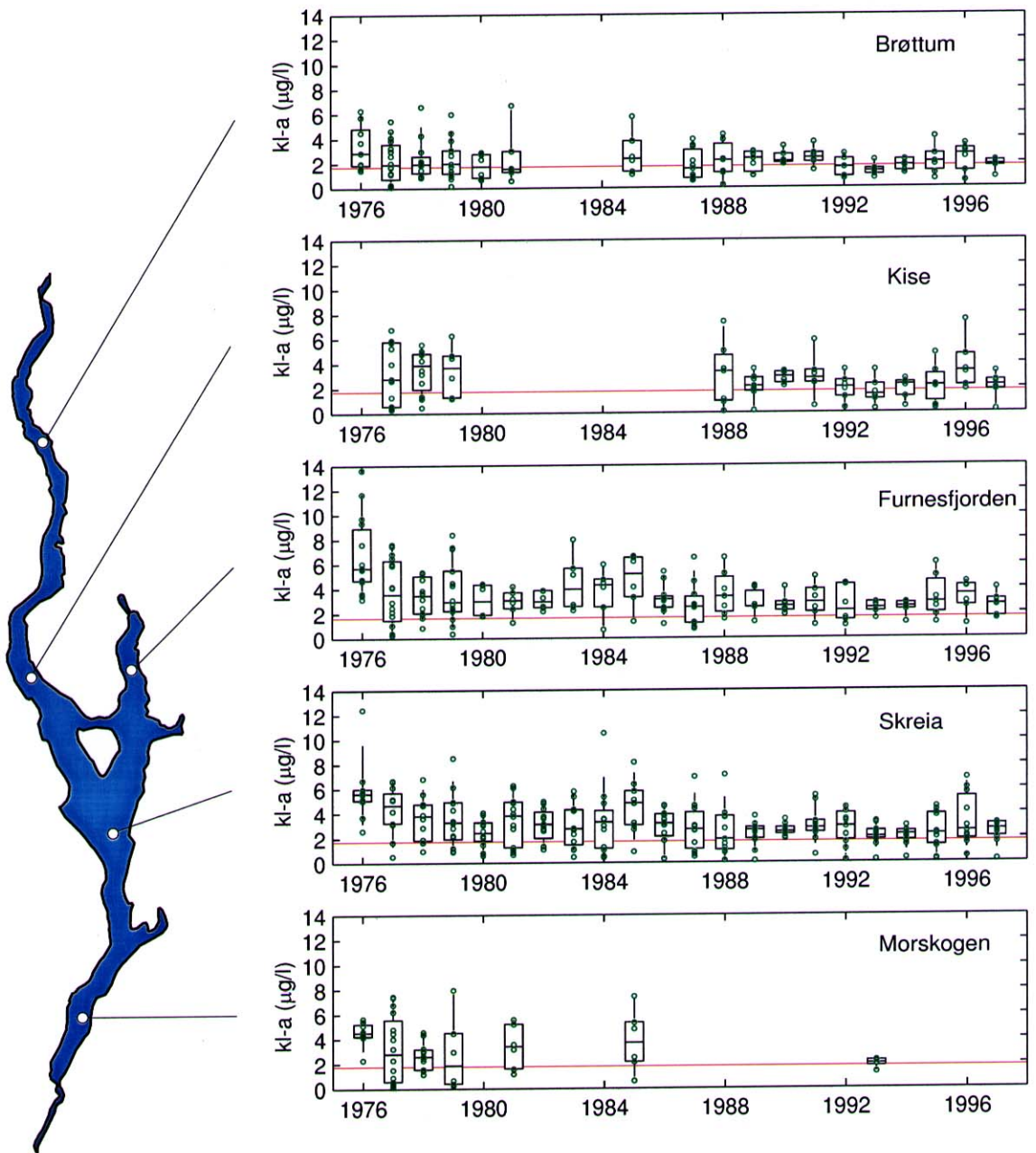


Figur 19. Tidstrend for total algebiomasse i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i Mjøsa fra 1972 til 1997. Midlere algebiomasse $< 0,4 - 0,5$ gram våtvekt pr. m^3 er typisk i oligotrofe innsjøer (Brettum 1989, Heinonen 1980). Miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa er at 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 1997 ved fire stasjoner i Mjøsa. Rød linje viser de satte miljø-/kvalitetsmål, dvs. at konsentrasjonen ikke bør overstige 4,0 mg tot.klorofyll a pr. m³. Det er likevel ønskelig at maks. klorofyll-konsentrasjon på sikt ikke overstiger 2,5 mg/m³ (blå linje).



Figur 21. Tidstrend for total klorofyll *a*-konsentrasjonen i overflatevannet (i sjiktet 0-10m) i perioden mai-oktober ved fem stasjoner i Mjøsa fra 1976 til 1997. Linjen angir miljø-/kvalitetsmål for Mjøsa dvs. at årlig middelklorofyllkonsentrasjon (juni-oktober) ikke bør overstige $1,8 \text{ mg/m}^3$. 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.

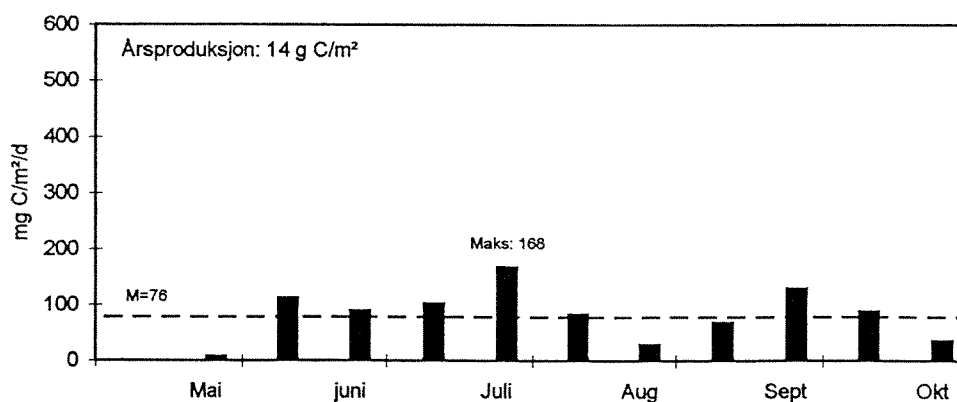
3.1.7 Primærproduksjon

Primærdata fra primærproduksjonsmålingene i 1997 er gitt i tabell IX i vedleggsdel Nr.2. Resultatene fra 1997 er vist i figur 22. Videre er tidsutviklingen ved fem lokaliteter i perioden 1973/74 - 1997 vist i figur 23 og 24.

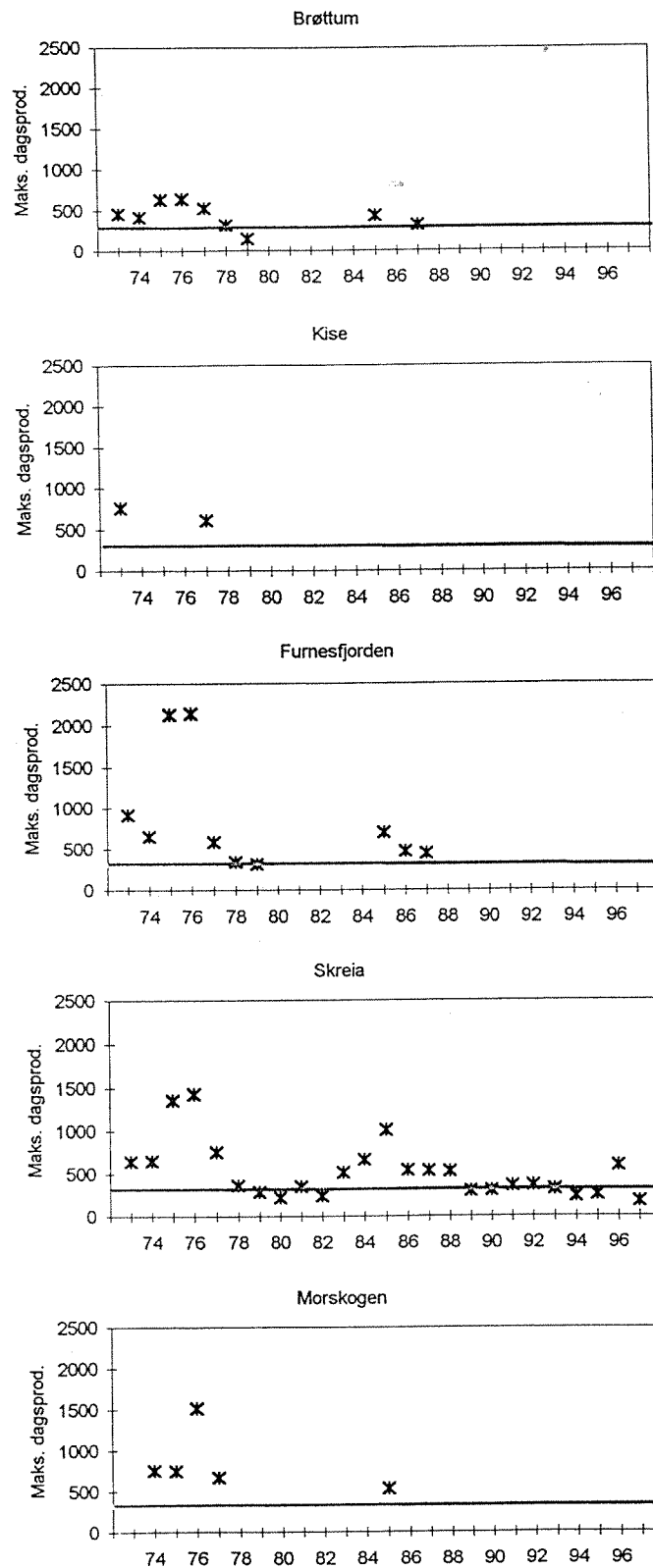
Primærproduksjonen i 1997 var godt under akseptabel nivå. Ved Skreia ble årsproduksjonen beregnet til 14 g C/m² og maks. døgnsproduksjon var 168 mg C/m² (fig.22). Dette var klart lavere produksjonstall jevnført med verdiene for de fem foregående årene og er den lavest registrerte ved stasjon Skreia i perioden 1973 - 1997. Størst dagsproduksjon ble målt i slutten av juli og slutten av september med en døgnsproduksjon på 168 resp. 130 mg C/m². 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.A i vedleggsdel Nr.2). Spesielt lav primærproduksjon var det i august og begynnelsen på september da Mjøsa var som mest breslampåvirket.

Et "miljømål" for Mjøsa er for tiden at døgnsproduksjonen i Mjøsas sentrale parti ikke bør overstige 300 mg C/m² og at årsproduksjonen ikke overstiger 30 -35 g C/m². Dette er basert på erfaringsmateriale fra Mjøsa og andre norske innsjøer der en har benyttet C₁₄-metodikken (se fig.B i vedleggsdel Nr.2). I en innsjøtype som Mjøsa får vi som regel uønsket stor og markert kiselalgeforekomst da døgnsproduksjonen overstiger her nevnte nivå dvs at vi går fra oligotrofe til mer mesotrofe forhold. Dette er også i samsvar med de resultater som foreligger for Mjøsa. Så høy primærproduksjon som mulig innenfor ønsket økologisk tilstand er likevel ønskelig og bør også være en målsetting.

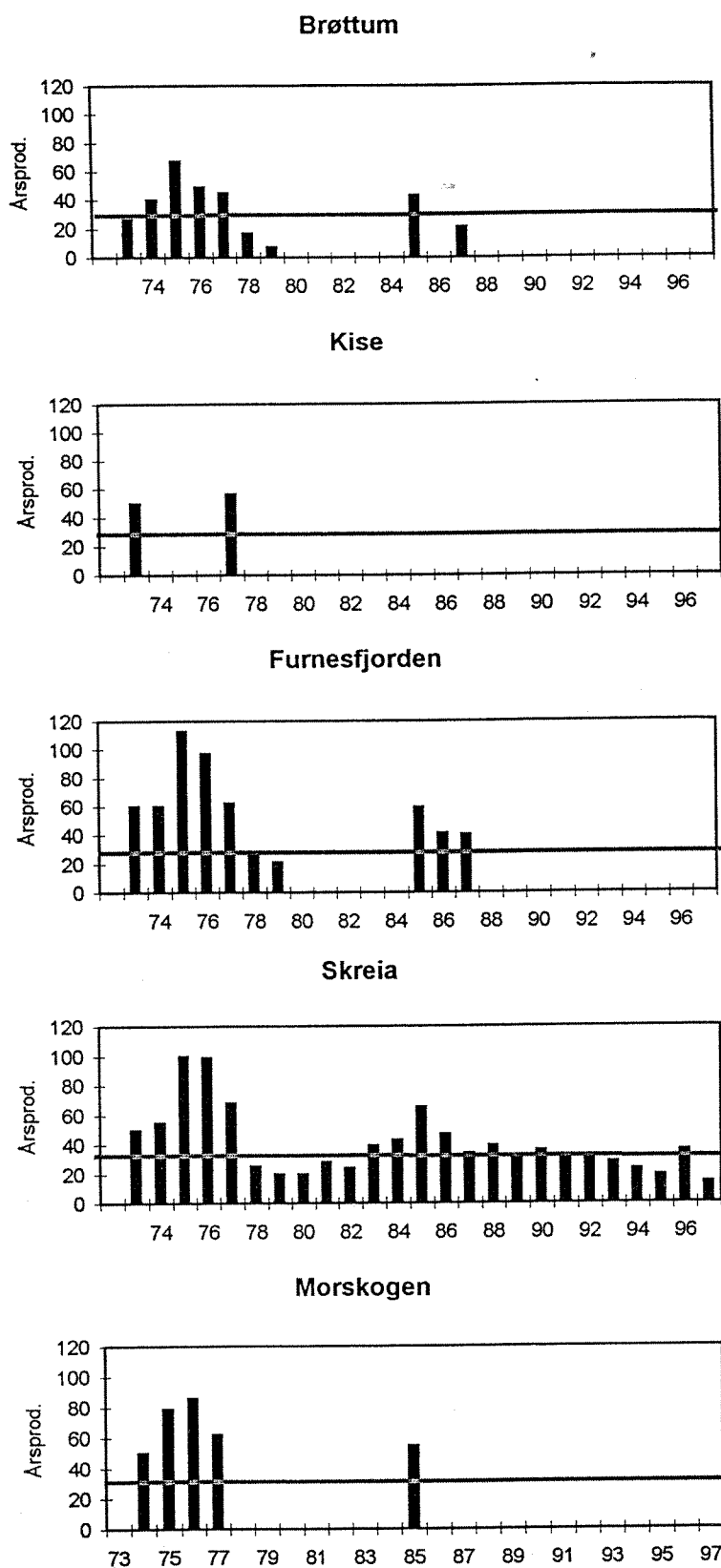
En stor del av primærproduksjonen ble fortsatt utgjort av storvokste kiselalger. Det hadde vært ønskelig med en mer "monade"-dominert primærproduksjon slik at en økologisk balanse kan utvikles som er mer i samsvar med de naturgitte forhold. dvs. at innslaget av storvokste s.k. stavformete (pennate) kiselalger som særlig *Asterionella*, *Fragilaria* og *Tabellaria* reduseres.



Figur 22. Primærproduksjon (beregnet utifra C₁₄-metodikken) uttrykt som døgnsproduksjon ved hovedstasjonen (Skreia) i 1997. Beregnet årsproduksjon, maks. døgnsproduksjon og middels døgnsproduksjon er også angitt.



Figur 23. Maks. døgnproduksjon uttrykt som mg C/m² ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-97. Kontinuerlige målinger utføres bare ved st. Skreia. Faglig/empirisk sett bør ikke maks. døgnproduksjon (beregnet utifra C₁₄-metodikken) i Mjøsa overstige 300 mg C/m² . døgn (markert med linje i figuren).



Figur 24. Årsproduksjon av alger uttrykt som gram C/m² ved fem stasjoner i Mjøsa i perioden 1973-97. Kontinuerlige målinger utføres bare ved st. Skreia. Faglig/empirisk sett bør ikke årsproduksjonen (beregnet utifra C₁₄-metodikken) i Mjøsa overstige 30-35 gram C/m² (markert med linje i figuren).

3.1.8 Krepsdyrplankton

Primærdata for krepsdyrplanktonforekomst (sjiktet 0 - 50 meter) og forekomst av istidsemigranter som pungreke (*Mysis relicta*), *Gammaracanthus loricatus* og *Pallasea quadrispinosa* (sjiktet 0 - 120 meter) ved st. Skreia i 1996 er gitt i tabell X i vedleggsdel Nr.2. 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.

Krepsdyrplanktonet ved hovedstasjonen (st. Skreia) var i 1997 dominert av følgende arter: hoppekrepsene *Eudiaptomus gracilis* og *Thermocyclops oithonoides*, samt vannloppene *Bosmina longispina* og *Daphnia galeata* (fig.25). Ved siden av ovennevnte arter var følgende arter også vanlig forekommende: hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Cyclops lacustris* og *Limnocalanus macrurus*, vannloppene, *Daphnia cristata* og *Holopedium gibberum* samt den rovlevende vannloppen *Leptodora kindtii*. Hoppekrepsen *Acanthocyclops sp.* samt vannloppene *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus*, *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma brachyurum* og *Chydorus sp.* ble også registrert men i mindre antall. Krepsdyrplanktonets sammensetting (biodiversiteten) var stort sett i samsvar med observasjoner fra de seneste 13 år. Sammenlignes dagens forhold med de forhold som ble registrert i 1990-91 så er det små forandringer. De samme arter dominerer og eneste større forskjell er at hoppekrepsen *Mesocyclops leuckarti* og vannloppen *D. cristata*. nå er vanlig forekommende i de fri vannmasser.

Det var middels rik forekomst av krepsdyrplankton i Mjøsa i 1997. Midlere individantall er beregnet til 326600 individ per m² og biomassen til ca 1,1 gram tørrvekt (D.W.) (tilsvarende ca 11 gram våt-/ferskvekt (W.W.)) per m². Dette er i samsvar med de forhold som blitt registrert i de seineste 6 årene (1991 - 1996) og også i nært samsvar med registreringene fra 1900-01. Det ser ut som om særlig krepsdyrebiomassen blitt noe redusert sammenlignet med de forhold som ble registrert i perioden 1972-1991. Reduksjonen kan anslås til ca. 25 %. Bedømt utifra biomassen kan krepsdyrforekomsten i Mjøsa nå betegnes som middels høy (se tabell 2).

Tabell 2. Vurderingsgrunnlag for krepsdyrplanktonbiomasse. Vurderingen er basert på beregnet middelbiomasse (gram tørrvekt /m²) i vegetasjonsperioden (mai/juni - oktober) og bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i østlandsområdet (se vedlegg Nr. 2). Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våt-/ferskvekten.

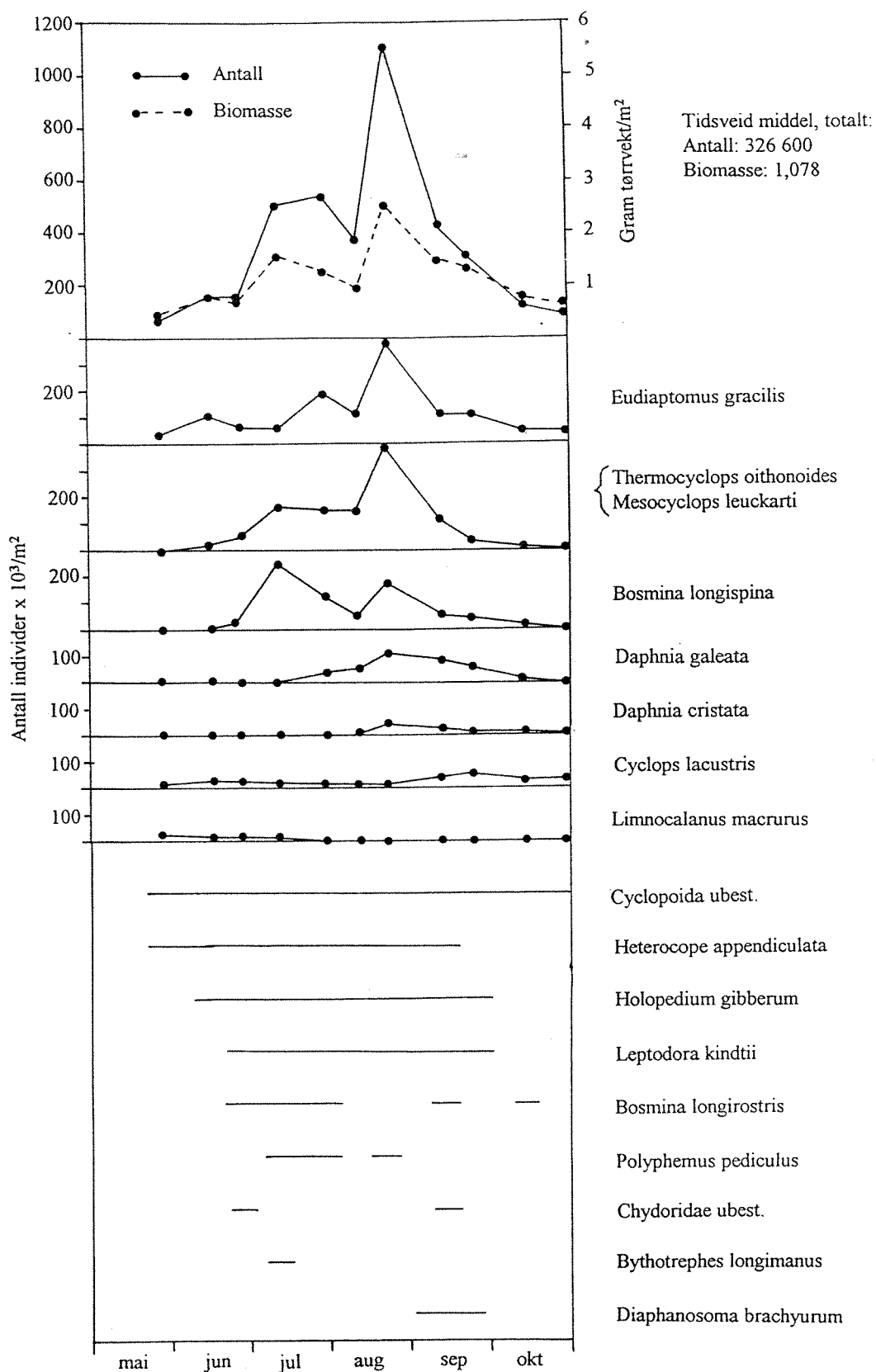
Høy	> 1,2	gram tørrvekt/m ²	> 12	gram våtvekt/m ²
Middels	0,6 - 1,2	gram tørrvekt/m ²	6 - 12	gram våtvekt/m ²
Lav	0,3 - 0,6	gram tørrvekt/m ²	3 - 6	gram våtvekt/m ²
Svært lav	< 0,3	gram tørrvekt/m ²	< 3	gram våtvekt/m ²

Pungreken *Mysis relicta* hadde i 1997 en rik bestand (se tabell 3) med et individantall som varierte i området 40 - 280 ind./m² tilsvarende biomasser i området 0,03 - 0,50 mg tørrvekt (D.W.)/m² ved hovedstasjonen (St. Skreia). Midlere individantall er beregnet til 215 ind./m² og midlere biomasse til 0,33 gram tørrvekt (D.W.)/m². Mysisbestanden hadde økt noe jevnført med forholdene i 1996 da forekomsten var middels rik. I 1900-01 ble det registrert noe mindre *Mysis* (middels rik forekomst) men generelt sett så synes det ikke å ha skjedd store forandringer. Det ble ikke observert noen individ av arten *Gammaracanthus loricatus* i håvdrekkene i 1996 men et eksemplar av arten *Pallasea quadrispinosa*.

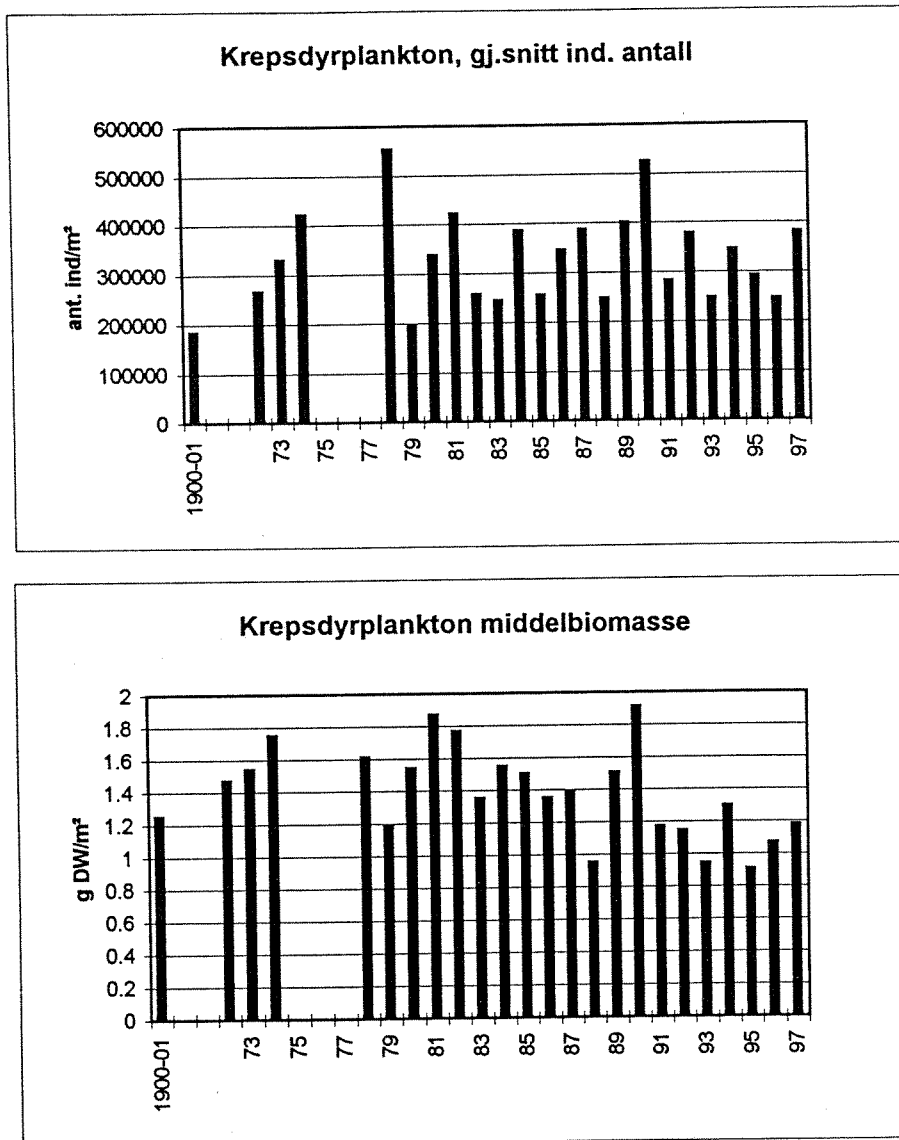
Tabell 3. Vurderingsgrunnlag for forekomst av *Mysis relicta* (pungreke) basert på erfaringer fra undersøkelser i Skandinavia og Nord-Amerika. Vurderingsgrunnlaget for forekomst av *Gammaracanthus loricatus* er utarbeidet på bakgrunn av egne erfaringer fra Mjøsa. Vurderingene er basert på middel antall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

Art	<i>Mysis relicta</i>	<i>Gammaracanthus loricatus</i>
Rik forekomst	> 200 individ pr. m ²	> 1 individ pr. m ²
Middels rik forekomst	50 - 200 individ pr. m ²	0,3-0,9 individ pr. m ²
Lav forekomst	< 50 individ pr. m ²	< 0,3 individ pr. m ²

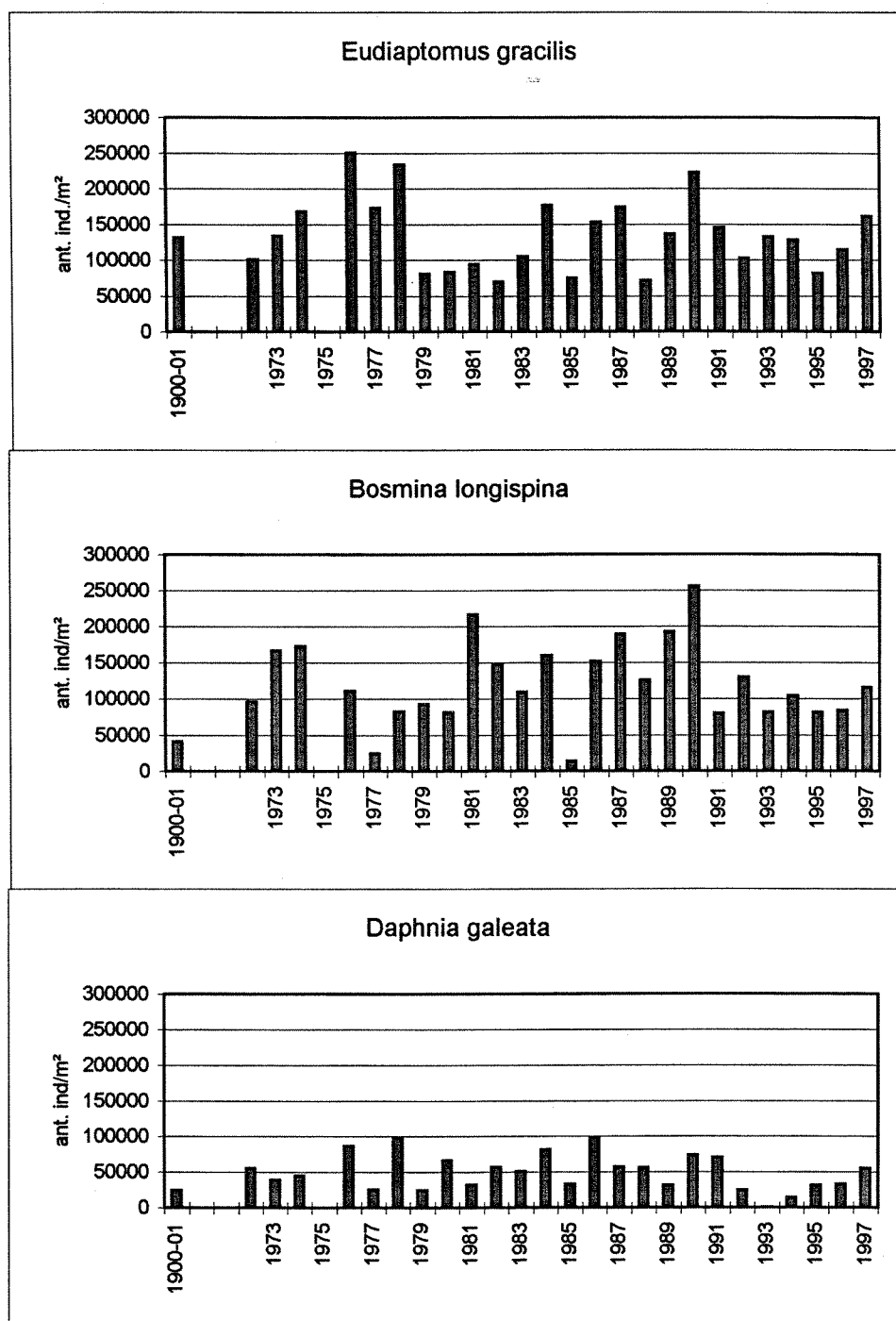
Predasjonspresset fra fisk er vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Løvik (in prep.). Dette system tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggbærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* Økt predasjonspress gir minnet middellengde og overgang mot dominanse av mer småvokste arter. Krepserplanktonet bedømmes i 1997 som markert til sterkt påvirket av fiskepredasjon tilsvarende predasjonsklasse III-IV i Løviks klassifikasjonssystem. I den periode Mjøsundersøkelsene har pågått (1966 - 1997) har fiskepredasjonen variert i området sterk (klasse IV) med *D. cristata* som dominerende "dafnia"-art i enkelte år til som regel markert (klasse III) med middels store *D. galeata* som dominant "dafnia"-art. Spesielt sterk fiskepredasjon har vi hatt de år det har vært stor forekomst av lågåsild. Eksempel på dette i seinere tid er årene 1989, 1992, 1993 og 1994. I 1992 kom det en meget tallrik årklasse av lågåsild som bidro til ekstremt stort beitepress sommeren 1993.



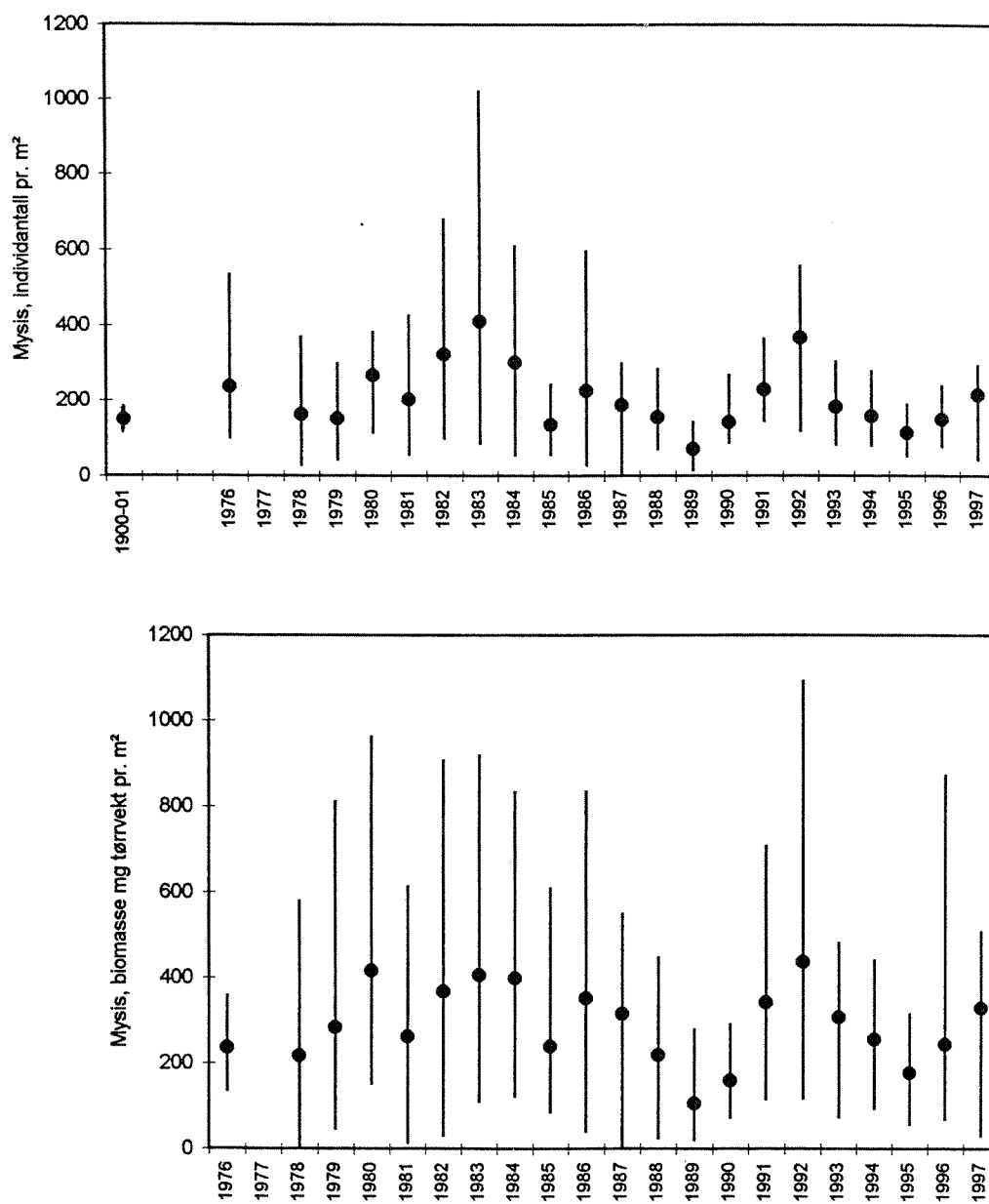
Figur 25. Mengde og biomasse av krepsdyrplankton i sjiktet 0-50 meter ved hovedstasjonen (Skreia) i 1997.



Figur 26. 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 - 97. Registreringer fra 1900-1901 er også tatt med.



Figur 27. Tidsutvikling av forekomst av *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longispina* og *Daphnia galeata* uttrykt som middel antall i juli - september ved st. Skreia i tidsperioden 1972 - 97. Disse arter er de viktigste fødeobjekt for den planktonspisende fisken i Mjøsa. Registreringer fra 1900-1901 er også tatt med.



Figur 28. Tidsutvikling av forekomst av pungreke (*Mysis relicta*) i sjiktet 0 - 120 meter uttrykt som individantall og biomasse i mai - oktober ved st. Skreia i tidsperioden 1976 - 97. Resultatene fra de ulike år er gitt som middelverdier og variasjonsbredde. Individantall fra registreringer i 1900-1901 er også tatt med.

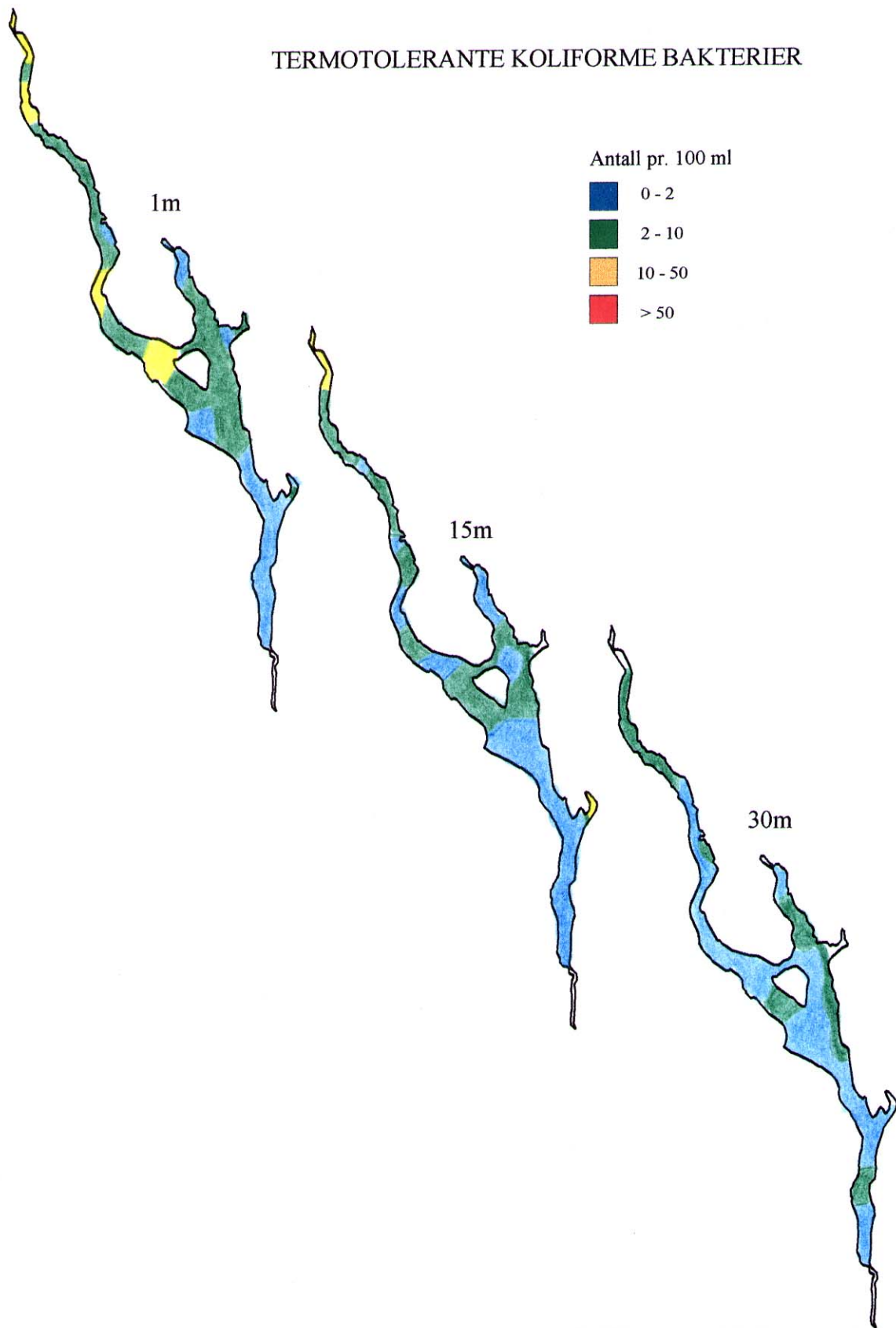
3.1.9 Hygienisk/bakteriologiske forhold

I samarbeid med byveterinærene i de tre Mjøsbyene ble det den 11. september i 1997 foretatt en hygienisk-bakteriologisk undersøkelse i Mjøsas øvre vannlag (sjiktet 0 - 30 meter). Stasjonsnett er vist i figur 2 og primærdata er gitt i tabell XI i vedleggsdel Nr.2. Prøvetakingssteder og analyseparametre er de samme som ved de hygienisk-bakteriologiske undersøkelsene som tidligere er utført i Mjøsas fri vannmasser (se Kjellberg et al. 1989). Resultatene over forekomst av termotolerante koliforme bakterier, koliforme bakterier (s.k. fekale indikatorbakterier) og totalantallet bakterier (kintall) ved tre ulike dyp (1, 15 og 30 m) er vist i figur 29, 30, 31 og 32 i teksten. Figur 32 viser forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas øvre vannlag vurdert på bakgrunn av prøveresultater fra de 3 ulike dyp.

Ved prøvetakingen den 11 september i 1997 var store deler av Mjøsas øverste vannlag (sjiktet 0-15 m) berørt av fersk fekal forurensning dvs. tarmbakterier. Dypere vannlag (30 m) var mindre berørt. Spesielt stor bakterieforekomst (T.K.B. > 50 bakt./100 ml) ble likevel ikke registrert og innsjøen kan betegnes som moderat påvirket tilsvarende tilstandsklasse "God" ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Mest påvirkede var områdene i nordre del, området ved Gjøvik, et større område nord for Helgøya samt Tangenvika.

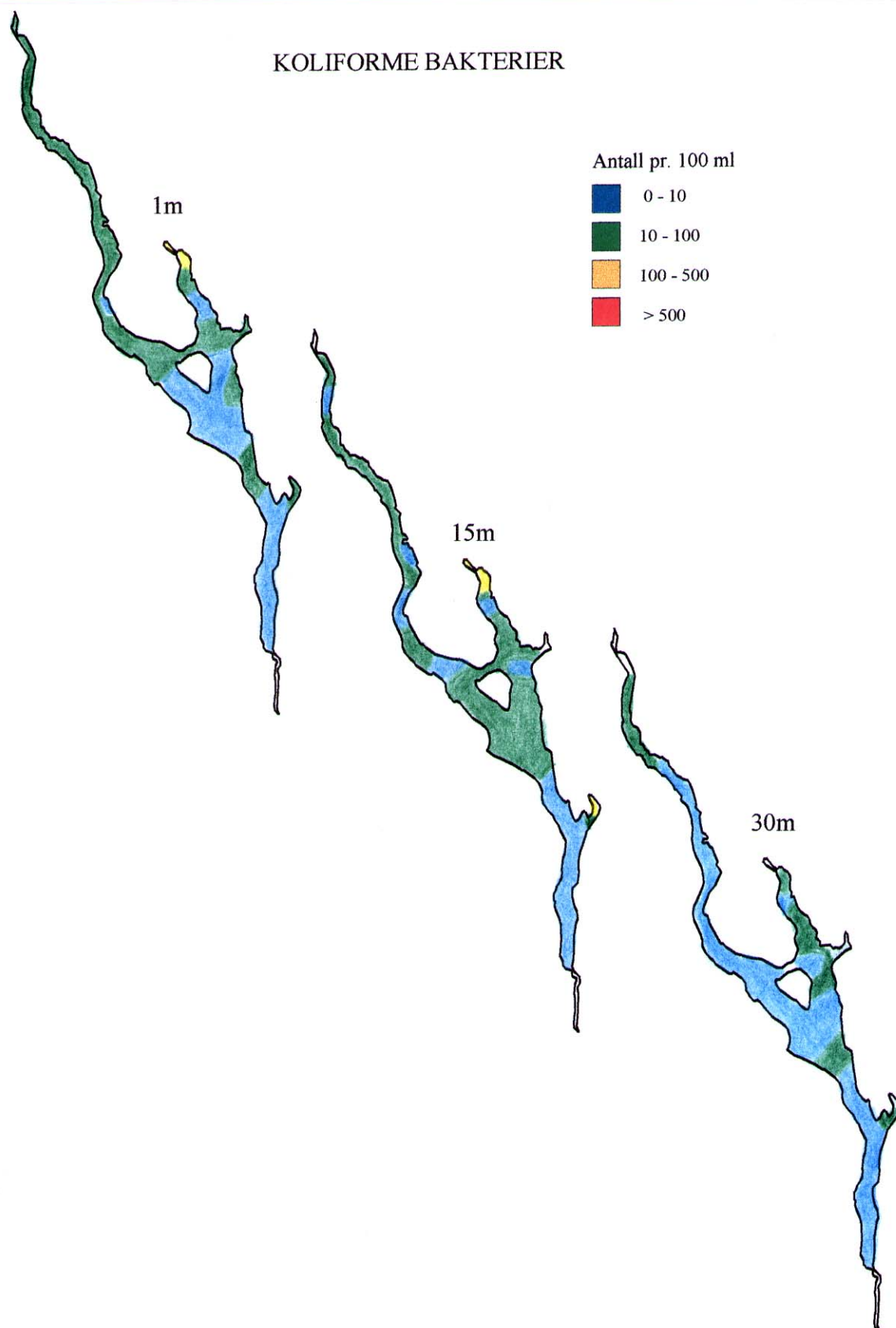
Som også tidligere undersøkelser har vist var det i de områdene i Mjøsa (inkl. Åkersvika) som ligger i direkte tilknytning til større tettsteder, som var belastet med fekal forurensning. Utslippene fra renseanleggene samt kloakktilførsel via lekkasjer og særlig overløpsdrift i de kommunale ledningssystem står her sentralt.

TERMOTOLERANTE KOLIFORME BAKTERIER

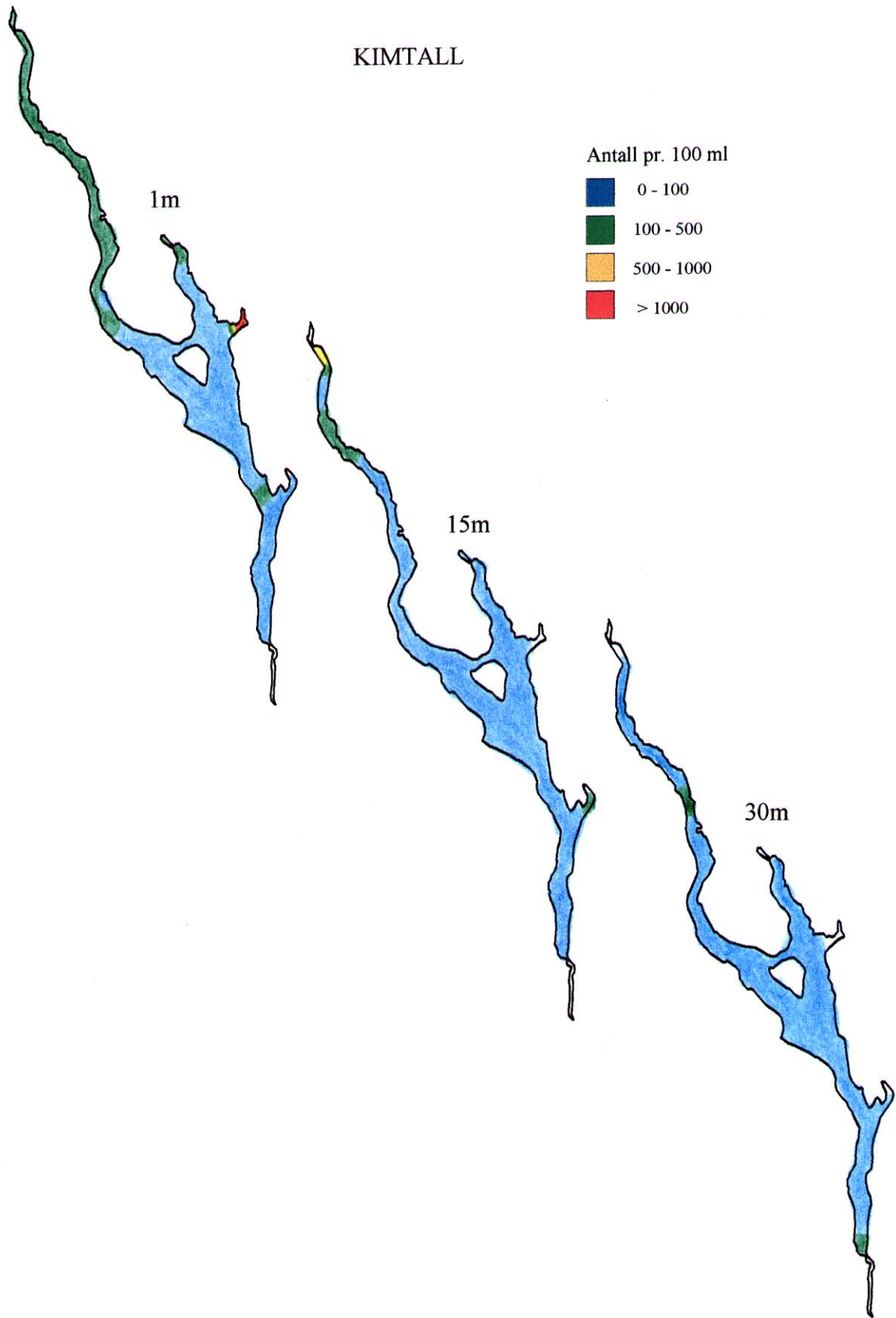


Figur 29. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier (44°C), T.K.B., i Mjøsas øvre vannlag den 11. september 1997.

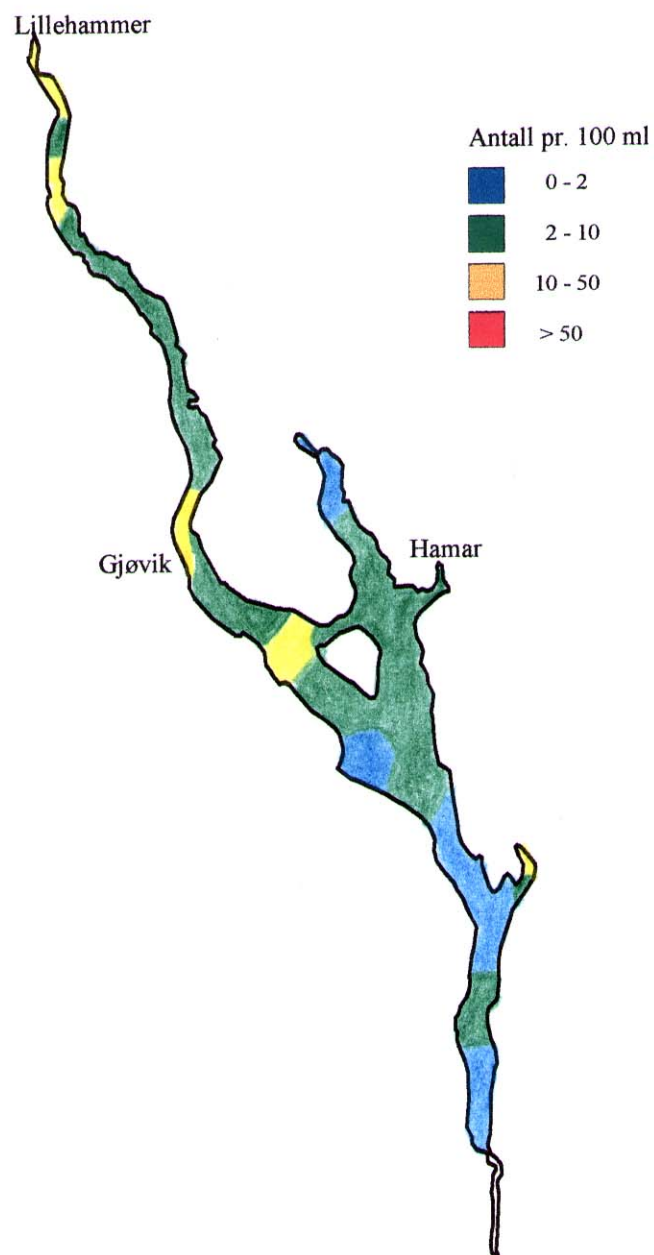
KOLIFORME BAKTERIER



Figur 30. Forekomst av koliforme bakterier (37°C). K.B., i Mjøsas øvre vannlag den 11. september 1997.



Figur 31. Forekomst av kimtall i Mjøsas øvre vannlag den 11. september 1997.

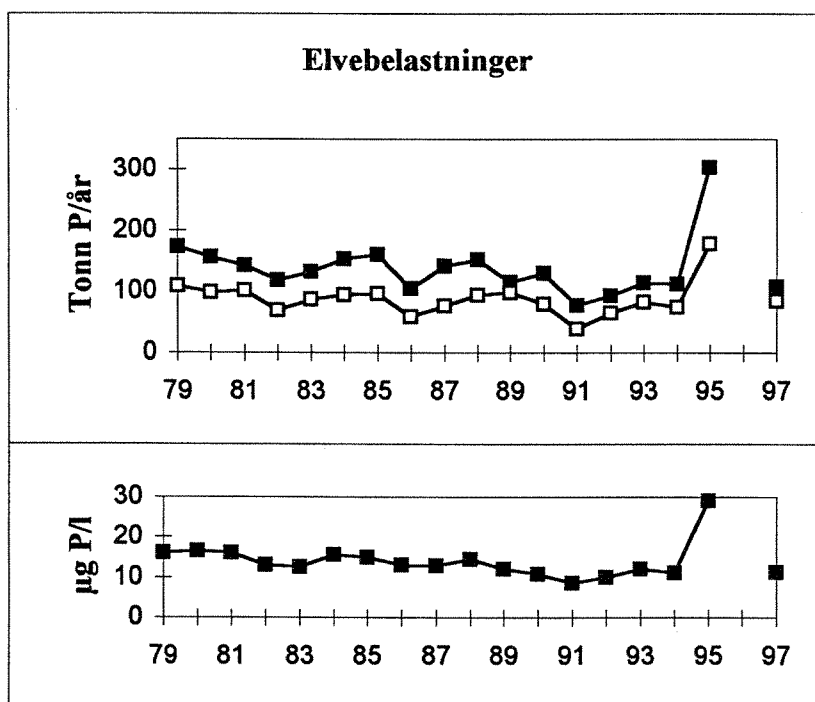


Figur 32. Forekomst av termotolerante koliforme bakterier i Mjøsas øvre vannlag vurdert på bakgrunn av prøveresultater fra tre ulike dyp (0,5, 15 og 30 meter) den 11. september 1997.

3.2 Tilløpselver

3.2.1 Næringssaltkonsentrasjon og fosfortransport

Primærdata over målte konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i 1997, samt vannføringsdata er sammenstilt i tabeller for hver elv i vedleggsdel Nr.3. Beregnet stofftransport og volumveide middelverdier pr. måned er også gitt for hver elv i tabellene. Resultatene er framstilt i figurene 33-35 sammen med resultatene fra tidligere år.



Figur 33. Samlet årlig elvetransport av fosfor til Mjøsa 1979-97.

- Årlig transport av fosfor i Lågen og alle tilløpselvene (6 målt, 8 estimert). Verdiene fra perioden 1980-85 er estimert (Rognerud 1988).
- Årlig middelkonsentrasjon av fosfor på bakgrunn av samlet elvetransport.

Samlet årlig elvetransport av fosfor og nitrogen til Mjøsa i 1997 er beregnet til 110 tonn respektive 3146 tonn. Fosfortilførselen i 1997 var i samsvar med forholdene som ble registrert i 1993 og 1994. I 1995 var det flommår og fra 1996 savner vi data. Fosfortransporten i Lågen utgjorde ca. 80% av den samlede elvebelastning. Konsentrasjonen av fosfor i Lågen vannet var til tider lavere enn konsentrasjonen i Mjøsa. I tillegg var Lågen sterkt påvirket av breslam i en stor del av vekstsesongen. Fosfor bundet til breparkler er lite biologisk tilgjengelig (Berge & Källqvist 1988), og laboratorieforsøk med breslamrikt

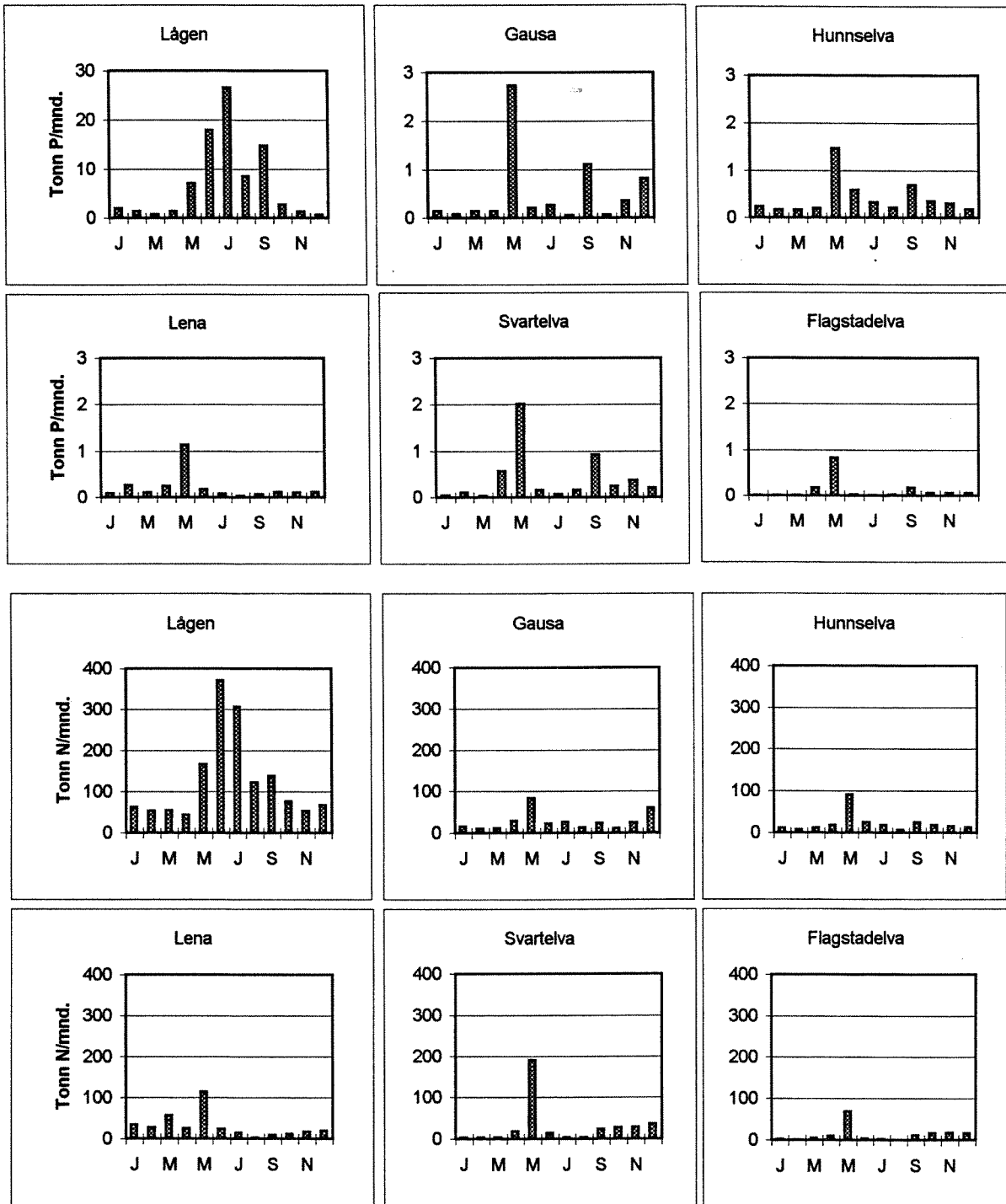
vann fra Lågen har vist at dette gir reduserende effekt på algeveksten (Holtan et al. 1975). Alle disse forhold gjorde at Lågen hadde en gunstig virkning på vannkvaliteten i Mjøsa. Den senket til tider fosforkonsentrasjonen i innsjøen og breslammet adsorberte fosfor (gjør det lite biotilgjengelig) slik at effekten ble ekstra gunstig med hensyn til å hindre uønsket algevekst.

De lokale elvene hadde lav fosfortransport i vegetasjonsperioden først og fremst som følge av lav vannføring i tørkeperioden i juli - august. Størst fosfortransport var det i forbindelse med våravsmeltingen og i perioder med økt vannføring fra slutten av august og utover høsten. Årlig fosfortransport i Lågen, Gausa og Hunnselva var i samsvar med forholdene i 1993 og 1994 mens det var lavere transport i Lena, Svartelva og Flakstadelva jevnført med den samme periode. I Lena har det skjedd en suksessiv nedgang av årstransporten f.o.m. 1993, mens det var mindre forandringer i de øvrige elver. Vi ser da bort ifra flommåret 1995.

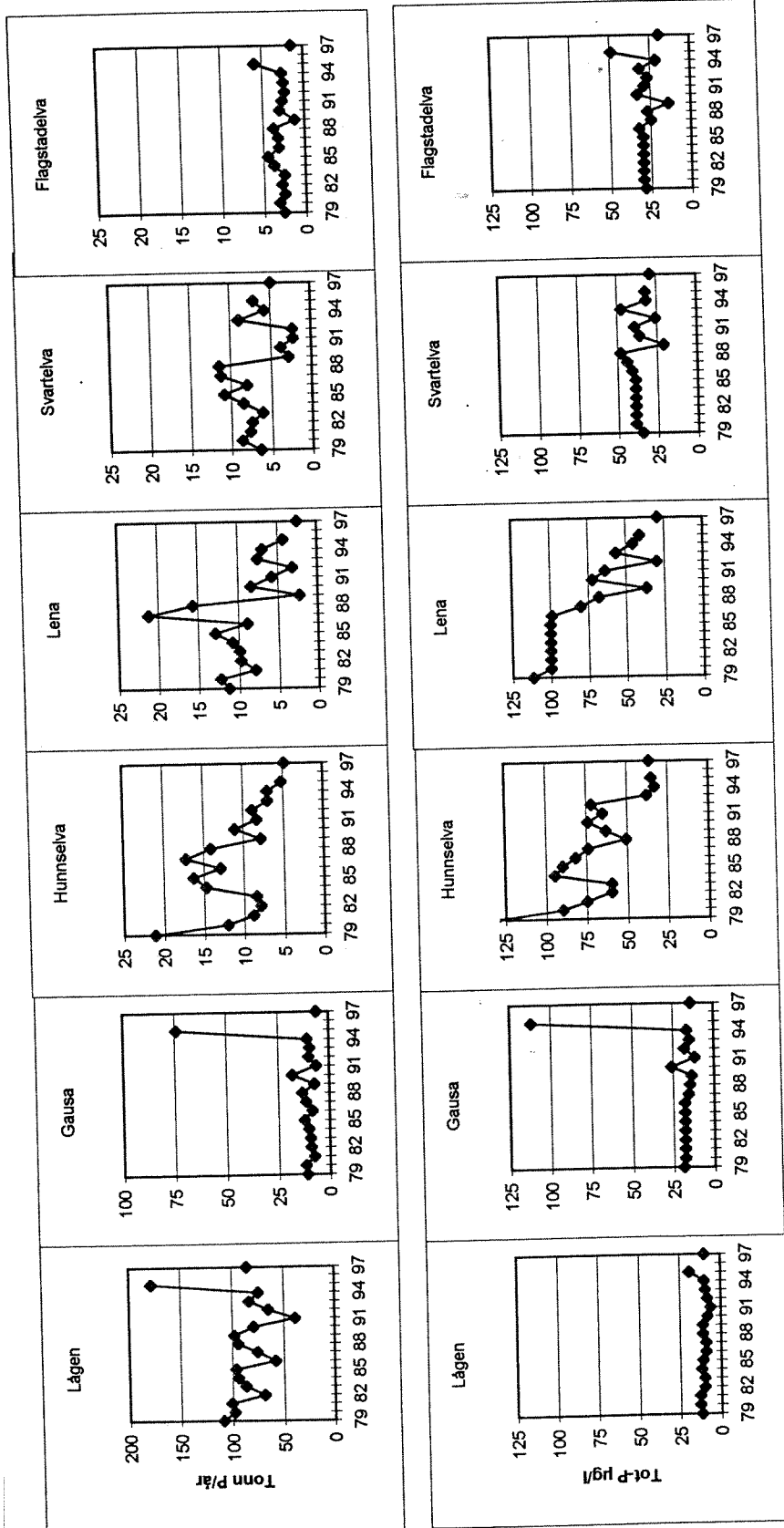
Middelkonsentrasjonen av fosfor i samlet elvetilførsel er i 1997 beregnet til ca 11 mg tot.P/m³ hvilket er nær verdien i 1993 og 1994, men noe høyere enn i 1990, 1991 og 1992.

Transporten av fosfor og nitrogen varierer først og fremst i takt med vannføringen, men årstiden har også en viss betydning. Arealavrenningen er størst når jordene ligger bare vår og høst. Den største transporten av fosfor i Lågen skjedde i perioden mai-september da også vannføringen var størst og det bl.a. var stor breavsmelting. Mest fosfor kom i juli. Nitrogentransporten var også størst i denne tidsperioden. Lavest nærings salttransport var det på vinteren. De øvrige elvene hadde størst transport av fosfor og nitrogen i våravsmeltingen og i perioder med økt vannføring utover høsten.

Hunnselva, Lena og Svartelva var mest forurenset av fosforforbindelser med volumveide årsmiddelverdier av fosfor på henholdsvis 36,4, 29,5 og 25,7 mg tot.P/m³. Flakstadelva kan betegnes som moderat forurenset (19,1 mg tot.P/m³), Gausa som lite til moderat (14,2 mg tot.P/m³) og Lågen som lite forurenset (9,9 mg tot.P/m³). Høyeste nitrogenkonsentrasjon ble registrert i Lena, Flakstadelva, Hunnselva og Svartelva med årsmiddelverdier på henholdsvis 4139, 2100, 1918 og 1805 mg tot.N/m³. Gausa hadde også relativt høy konsentrasjon (774 mg tot.N/m³) mens konsentrasjonen i Lågen var lav med en verdi på 176 mg tot.N/m³.



Figur 34. Månedstransport i tonn av total fosfor og total nitrogen i Mjøsas 6 største tilløpselver i 1997.



Figur 35. Årlig transport av fosfor samt volumveid midlere årskonsentrasjon av total fosfor i de 6 største tilløpselver til Mjøsa i 1979-97.

3.2.2 Biologisk befaringsundersøkelse i Vikselva

Forurensningssituasjonen i begynnelsen av juli 1997 er vist i figur 36. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter er ikke angitt på figuren.

Vikselva avvanner skogområder og områder med dyrket mark med spredt bosetting. Videre avvanner elva Gata tettsted og deler av Tangen tettsted. Potensielle forurensningskilder er boligkloakk fra kommunale avløpsanlegg samt kloakk og gråvann fra spredt bebyggelse, lekkasje av oljeprodukter fra bensinstasjon, utsig fra silo, melkerom og gjødselkjellere samt avrenning (næringssalter, husdyrgjødsel, sprøytemiddelrester og jordpartikler) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter og næringsrikke jordpartikler (overgjødning), lettredbrytbart organisk stoff (saprobiering), tarmbakterier (fekal forurensning) og tilslamming er derfor viktige.

Fosselve inkl. Harasjøen, Store og Vesle Yksen, Øyetjernet, Startjernet, Mælumstjernet og tilrennende bekker (bl.a. Yksenåa, Rådelbekken og Sundåa) var lite påvirket av forurensninger som økt næringssalttilførsel og tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff. Vassdraget hadde her nærmest rentvannsforhold (Forurensningsklasse I til I-II) med en flora og fauna i samsvar med forventet naturtilstand.

Starelva med tilrennende bekker (bl.a. Skjærbekken, Tomterbekken, Kolobekken og Åa) som avvanner den nordvestre delen av nedbørfeltet var på enkelte lokaliteter klart forurenset (Forurensningsklasse II-III) dvs. markert påvirket av økt tilførsel av særlig næringssalter men også av tilførsel av lettredbrytbart organisk stoff. Mest påvirket var øvre delen av elva og strekningen nedenfor Gata. Øvrige deler kan betegnes som lite påvirket til moderat påvirket (Forurensningsklasse I til II). Videre var det stor jerntilførsel fra Skjærbekken som også skapte forurensningsproblem i form av okerutfellinger. I selve Starelva (hovedvassdraget) var det kraftig utviklet høyere vegetasjon, og elva var nesten helt igjenvokst på enkelte strekninger. Her var det også igjennslammingsproblemer.

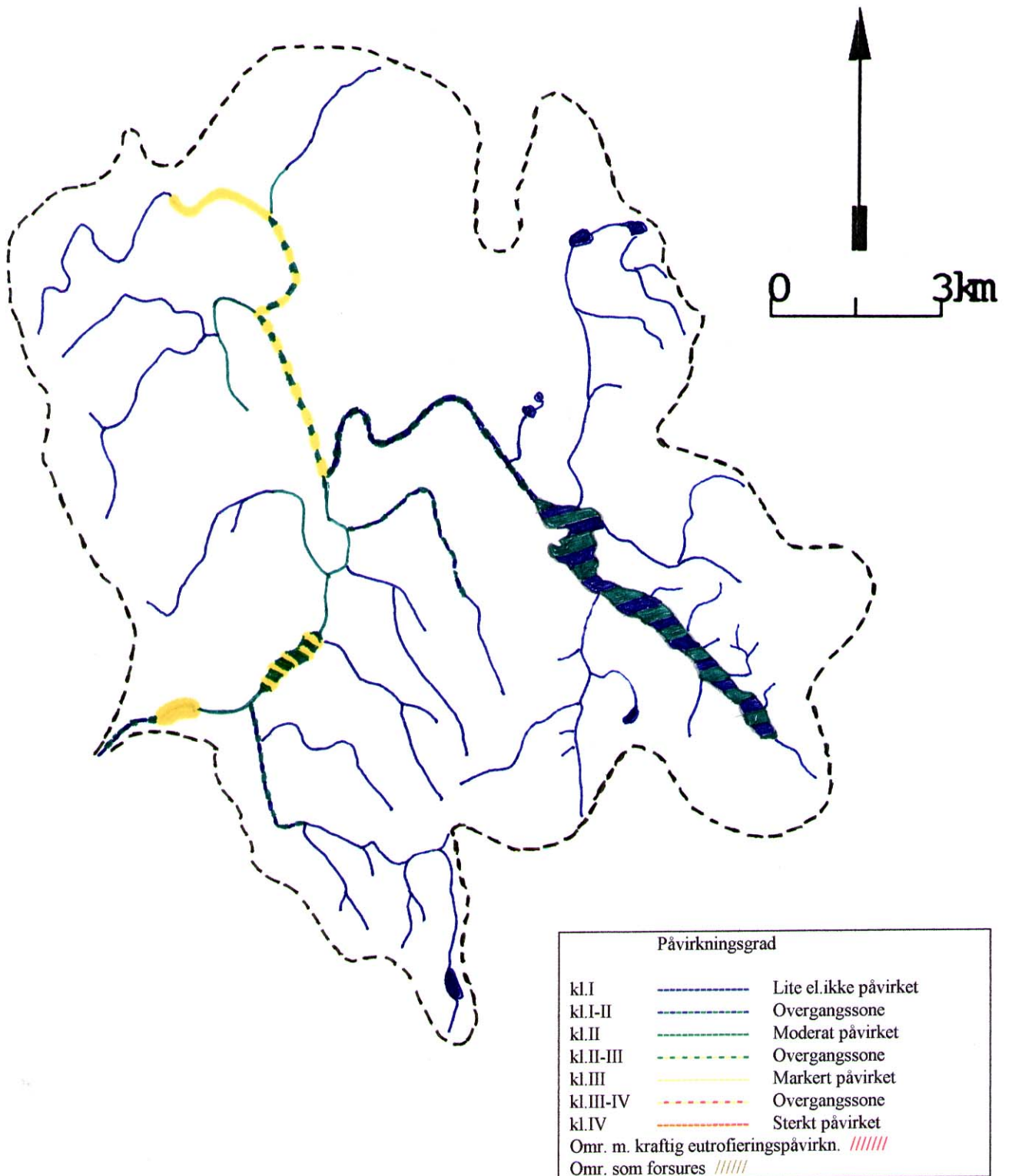
Selve Vikselva dvs. hovedvassdraget etter samløp Fosselve og Starelva ved Åklyfta var også klart påvirket av forurensninger og særlig av økt tilførsel av næringssalter og jordpartikler. Forurensningsgraden bedømmes her som moderat til markert (Forurensningsklasse II til III). I likhet med forholdene langs Starelva hadde Vikselva her stor forekomst av høyere vegetasjon. Dette gjalt særlig Linderudsjøen og Saxruddammen. Den nederste delen av elva nedstrøms Saxruddammen var likevel lite påvirket og hadde nær rentvannsforhold (Forurensningsklasse I-II).

Vikselva er tidligere undersøkt i 1973 og 1992. Både i 1973, 1992 og i 1997 ble de biologiske befaringsundersøkelsene utført ved lav vannføring på forsommeren. Dette gjør at resultatene fra de tre årene kan direkte sammenlignes. Resultatene viser at, til tross for at deler av vassdraget fortsatt er markert forurenset, har det skjedd klare forbedringer av vannkvaliteten i denne periode.

Vikselvas resipientkapasitet/tålegrense overskrides likevel fortsatt langs enkelte strekninger og det er derfor påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensningstilførselen, særlig med hensyn til fosfor, tarmbakterier og erosjonsmateriale fra dyrket mark. De største forurensningskildene synes å være kloakkutsig fra det kommunale kloakkanlegget i Gata og fra spredt bebyggelse. Punktutslipp fra landbruket (silo, melkerom og gjødselkjellere) representerer ikke noe større problem, men enkelte grøftesystemer tilfører vassdraget næringssalter og jernforbindelser. Videre tilføres særlig Starelva, men også nedre del av vassdraget næringsrikke erosjonsmateriale fra omkringliggende jorder i forbindelse med snøsmelting og i regnværperioder. Uttak av vann til jordbruksvanning i lavvannføringsperioder bidrar til å redusere vassdragets selvrensningsevne/tålegrense.

Tiltak som kan begrense lekkasje og overløpsdrift i det kommunale ledningssystemet og redusere forurensningene fra spredt bosetting er påkrevet. Økt tilkobling til hovedkloakkledningen til HIAS og bedre separatanlegg står derfor sentralt. Jordbruket må også stadig gjennomføre vedlikeholds- og forbedringstiltak for at utslipp og særlig arealavrenning av næringssalter og jordpartikler ikke skal øke, men om mulig ytterligere kunne reduseres. Videre bør en opprettholde tilstrekkelig minstevassføring og begrense vannuttaket i lavvannføringsperiodene. Stange kommune har utarbeidet en vannbruksplan for Vikselva (Christiansen 1993) der det foreligger konkrete forslag til tiltak for å bedre vannkvaliteten i vassdraget. Vannbruksplanen gir videre en samlet oversikt over bruk og vern av vassdraget.

VIKSELVA 1997.



Figur 36. Forurensningssituasjonen i Vikselva i begynnelsen av juli 1997 basert på de biologiske forhold.

3.2.3 Biologisk befaringsundersøkelse i Hunnselva

Forurensningssituasjonen i begynnelsen av juli 1997 er vist i figur 37. Påvirkninger som var av sterkt begrenset lokal karakter er ikke angitt på figuren.

Hunnselva avvanner skogområder og store områder med dyrket mark med spredt bosetting. Videre avvanner elva tettstedene Eina, Reinsvoll, Raufoss og Hunndalen samt deler av Gjøvik by. Potensielle forurensningskilder er boligkloakk fra kommunale avløpsanlegg samt kloakk og gråvann fra spredt bebyggelse, lekkasje av oljeprodukter fra bensinstasjoner og verksteder, giftutslipp fra metallurgisk industri, utslipp av organisk stoff fra treforedlingsindustri, utsig fra silo, melkerom og gjødselkjellere samt avrenning (næringssalter, husdyrgjødsel, sprøytemiddelrester og jordpartikler) fra dyrket mark. Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødsling), lettredbrytbart organisk stoff (saprobiering), tarmbakterier (fekal forurensning), giftige stoffer og jordpartikler (tilslamming) er derfor viktige. Vassdraget er utbygget med i alt 6 elvekraftverk som langs enkelte strekninger (totalt 6,5 km) helt eller nesten helt tørrelegger elva. Sammen med et betydelig antall vanningsanlegg til jordvanning gjør dette at vannføringen i tørkeperioder i sommerhalvåret er sterkt redusert og resipientkapasiteten/tålegrensen blir lav.

Den sydlige del av nedbørfeltet dvs. Einavann og Skjelbreia med tilrennende bekker var generelt sett lite påvirket av forurensninger i begynnelsen av juli (Forurensningsklasse I til II). Begge innsjøene kan karakteriseres som oligotrofe, men nordre del av Einavann var noe påvirket av økt næringssalttilførsel. I denne sammenheng må vi særlig nevne problemer med økt forekomst av vasspest i området ved Eina tettsted. Enkelte bekkestrekninger var også noe påvirket av økt næringssalttilførsel, men direkte forurensningsproblemer (stor forekomst av høyere vegetasjon og/eller begroingsalger) ble ikke påvist.

Selve Hunnselva fra utløp Einavann til Reinsvoll var også lite berørt av forurensninger og hadde nærmest rentvannskaraktter (Forurensningsklasse I-II). En viss effekt av økt tilførsel av næringssalter kunne likevel spores ved økt forekomst av høyere vegetasjon og/eller begroingsalger på enkelte lokaliteter. Sivesinbekken var moderat påvirket (Forurensningsklasse II) av i første rekke økt tilførsel av næringssalter.

Hunnselva på strekningen Reinsvoll til Breiskallen var mer belastet og økt tilførsel av næringssalter bidrog til stor forekomst av høyere vegetasjon langs de mer stilleflytende partier og markert algebegroing i strykpartiene (Forurensningsklasse II). Her kan vi nevne at det var spesielt stor forekomst av vasspest i Reinsvolddammen og til dels også i dammen i Raufoss. Lokalt like nedstrøms Reinsvoll var det også markert forekomst av visuelt fremtredende heterotrof begroing (Forurensningsklasse III). Dette var spesielt fremtredende ved befaringen i august og årsaken var utsig av forrester og fiskefekalier fra fiskeoppdrettet på Reinsvoll. Tilrennende større bekker til denne elvestrekning var lite forurensningspåvirkede (Forurensningsklasse I til I-II) med unntak av nedre del av Korta som var moderat påvirket av i første rekke økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse II).

Skumsjøen med tilrennende bekker inkl. utløpsbekken (inkl. Eikstadtjernet) var ved befaringen i juli lite påvirket av forurensninger og hadde nærmest rentvannskaraktter. En viss påvirkning av økt tilførsel av næringssalter kunne likevel spores i utløpsbakkens nedre del men effekten var liten og direkte forurensningsproblemer (stor forekomst av høyere vegetasjon og/eller begroingsalger) ble ikke påvist.

På strekningen like nedstrøms Breiskallen var Hunnselva moderat til markert påvirket (Forurensningsklasse II til III) av økt tilførsel av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff. Dette var mest fremtredende langs den elvestrekning som har minstevassføring (Beritknappen dam - Åmot kraftverk). Det var i første rekke utslippet fra Breiskallen renseanlegg som bidrog til dette og størst påvirkningsgrad ble registrert ved befaringen i august. Nedstrøms kraftverket var påvirkningen mindre og i Hunndalen ned til utslippene fra Hunton Fiber A/S var elva moderat påvirket av økt tilførsel av næringssalter (Forurensningsklasse II). Her var det liten påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff.

Byelva/Vesleelva var i juli lite til moderat påvirket (Forurensningsklasse I, I-II og II) av i første rekke økt tilførsel av næringssalter, men også på enkelte steder av lettnedbrytbart organisk stoff og jordpartikler (igjennslamming). Visuelt fremtredende heterotrof begroing dvs. klar forurensning (Forurensningsklasse III) ble ikke registrert.

Hunnselva på strekningen nedstrøms Hunton Fiber A/S til utløpet i Mjøsa var ved befaringen i juli markert påvirket av lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse III) som bidrog til visuelt fremtredende heterotrof begroing. Det var da også en episode med fiskedød langs denne strekning som resultat av et større utslipp av lettnedbrytbart organisk stoff fra Hunton Fiber A/S. Ved befaringen i august var det masseforekomst av heterotrof begroing (fremst av bakterien *Spherotilus natans*) og elva ble da vurdert som markert til sterkt påvirket av lettnedbrytbart organisk stoff (Forurensningsklasse III - IV). Det er fiberutslipp fra Hunton Fiber A/S som er den største forurensningskilden, men det kommer også ut noe boligkloakk langs denne elvestrekning.

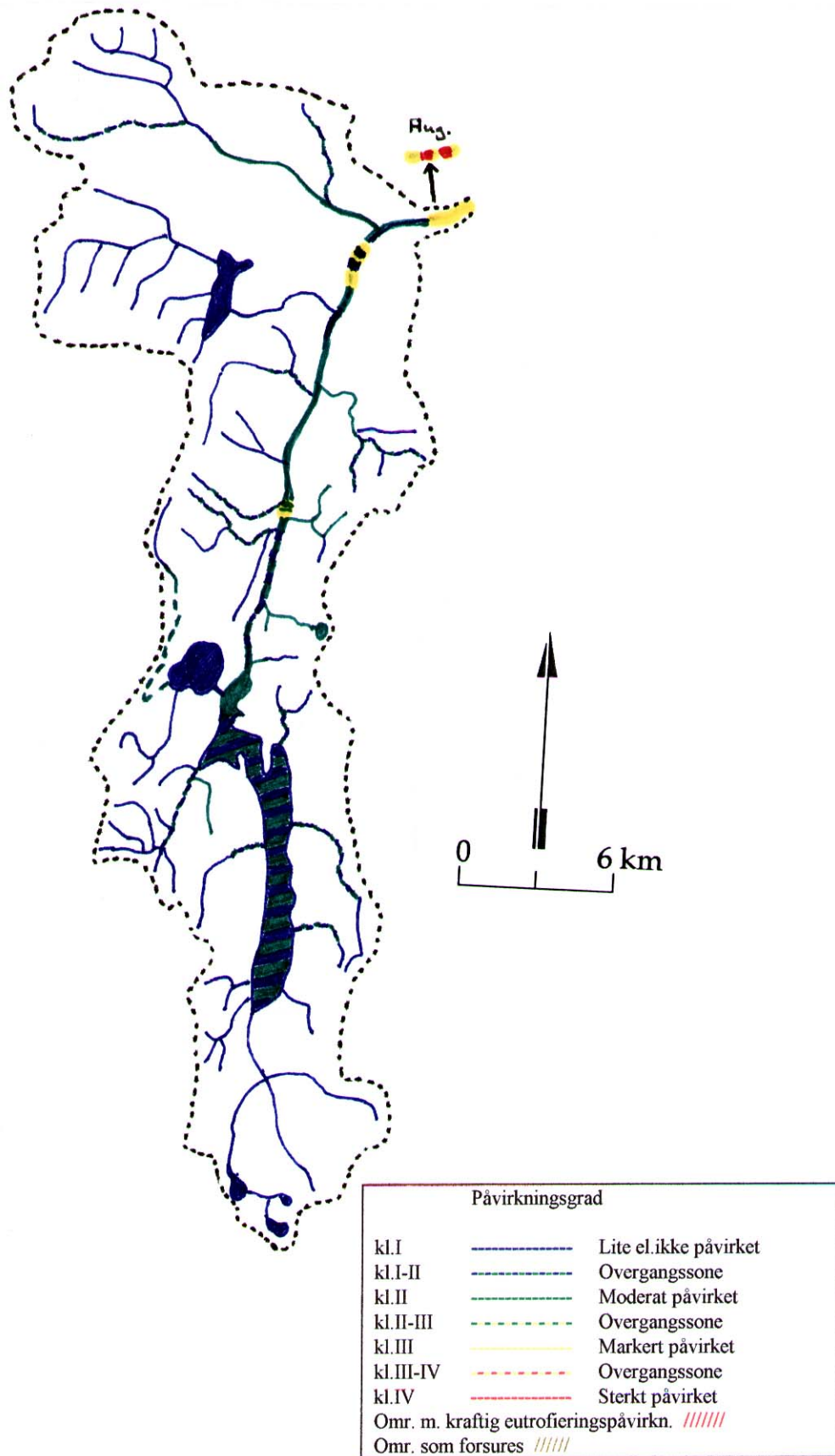
Befaringene i 1997 viste at Hunnselva-vassdraget har relativt bra vannkvalitet. Resipientkapasiteten overskrides imidlertid raskt på enkelte strekninger i perioder med lavvannføring slik som i 1997. Hovedvassdraget var mest berørt og da på en kortere strekning ved Reinsvoll, samt langs strekningen nedstrøms Breiskallen til utløpet i Mjøsa. Forekomsten av vasspest øker og vi finner etablerte bestander ned til Beritknappen dam. Vi antar derfor at fragmenter av planten til tider føres ut i Mjøsa.

Den førrige biologisk undersøkelse i Hunnselva ble utført i 1993 (Kjellberg 1994). Siden den gang har det ikke skjedd noen store forandringer m.h.t. tilførsel av næringssalter og lettnedbrytbart organisk stoff, men gifteeffektene p.g.a. metallutslipp fra den metallurgisk industrien på Raufoss og i Hunndalen synes nå å være borte på strekningen Raufoss - Mjøsa.

Vestre Toten og Gjøvik kommuner har i 1991 utarbeidet en felles vannbruksplan for Hunnselva. Vannbruksplanen gir en samlet oversikt over bruk og vern av vassdraget. Dersom oppsatte og ønskede miljømål skal nås er det påkrevet med ytterligere forbedringstiltak for å begrense forurensnings-tilførselen, særlig med hensyn til lettnedbrytbart organisk stoff, fosfor og tarmbakterier. De største forurensningskilder synes å være fiberutslippene og utslippene av løst organisk stoff fra Hunton Fiber A/S, kloakkutslipp fra det kommunale kloakkanleggene og utslippene av organisk stoff fra settefiskanlegget (A.L. Settefisk) på Reinsvoll. Punktutslipp fra landbruket (silo, gjødselkjellere og melkerum) utgjør ikke noe større problem i dag, men vassdraget tilføres næringssaltrikt erosjonsmateriale fra omkringliggende jorder ved snøsmelting og i perioder med mye regn. Uttak av vann til jordbruksvanning i lavvannføringsperioder reduserer vassdragets selvrensningsevne/tålegrense i betydelig grad.

Følgende tiltak trengs dersom vannkvaliteten i hele Hunnselva skal bli akseptabel slik at tålegrensen for den naturgitte flora og fauna ikke overskrides, og foreliggende brukerinteresser ikke skal bli skadelidende:

- Reduksjon av kloakktilførselen:
Antagelig kommer mesteparten av kloakken fra overløp/lekkasje i de kommunale ledningssystemene. Det er viktig at renseanleggene drives optimalt og at kloakkvannet når frem til anleggene. Økt tilknytning av avløpsvann til de kommunale renseanleggene samt forbedring av kloakkledninger/pumpestasjoner er nødvendige. Overløpsdrift må overvåkes og varsles så overløpsdrift p.g.a. teknisk svikt raskt kan stoppes. Avløpsanleggene i spredt bebyggelse må også jevnlig kontrolleres og forbedres.
- Reduksjon av fiberutslipp og utslipp av løst organisk stoff fra Hunton Fiber A/S:
Årsaken til at forurensningssituasjonen til tider er så påtagelig nedstrøms utslippet fra Hunton Fiber A/S er at konsesjonspålagt utslipp er for stort i forhold til elvas resipientkapasitet og dette gjelder spesielt i perioder med lavvannføring. Den beste og trolig eneste løsningen for nederste delen av Hunselva er derfor at elva helt avlastes fra utslippene fra Hunton Fiber A/S. Dvs. at utslippene ledes direkte ut i Mjøsa etter forsvarlig rensing.
- Reduksjon av utslippene av organisk stoff fra A.L.Settefisk på Reinsvoll:
Forurensningsproblemene oppstår når anlegget på sommeren har vært fullbelagt og det i lengre perioder har vært lav vannføring i elva. Problemene kan her løses/reduseres ved å øke minstevannføringen og/eller at også avløpsvannet fra uteanlegget blir rensset.
- Jordbruket må stadig gjennomføre vedlikeholds- og forbedringstiltak:
Dette vil redusere utslipp og arealavrenning.
- Industrien må redusere faren for utslipp ved driftsuhell:
Internkontrollsystem er her et viktig redskap.
- Tilstrekkelig minstevassføring:
Dette innebærer at en antagelig må begrense vannuttaket til jordvanning fra elva i lavvannføringsperiodene eller at en øker minstevannføringen. Minstevannføring i tørkeperioden sommeren 1997 (ca 1 m³/s) var ikke tilstrekkelig til å opprettholde en nødvendig selvrenseeffekt og elvas tålegrense ble klart overskredet.
- Det er ønskelig at Reinsvolldammen blir opprensket:
Reinsvolldammen er i dag i det nærmeste helt igjennvokst med bl.a. vasspest. Videre er den i ferd med å bli igjennslammet. Brukerinteresser som bad og rekreasjon, fiske og vannintak til AL Settefisk stiller krav til bedre forhold.



Figur 37. Forurensningssituasjonen i Hunnselva i begynnelsen av juli (aug.) 1997 basert på biologiske forhold.

3.2.4 Kreosotutslipp i Svartelva

I månedsskiftet oktober/november i 1997 ble Svartelva tilført kreosot- og metallholdig grunnvann fra ImpregNor på Ilseng i forbindelse med gravearbeider på industriområdet. Kreosot inneholder fenoler og PAH-forbindelser. Særlig fenol og flyktige PAH-forbindelser slik som naftalener og fenantren er meget giftig overfor fisk (Hynes 1963). Dette førte til omfattende akutt fiskedød i elva nedstrøms utslippspunktet samt i deler av Åkersvika Naturreservat. De første døde og døende fisker ble observert torsdag ettermiddag den 30/10. Økt konsentrasjon av særlig resistente PAH-forbindelser i sedimentene i Åkersvika kan videre gi langsiktige miljøeffekter. Det er også mulig at grunnvannsutslippet tilførte Svartelva og Åkersvika metaller som arsen, kobber og krom.

NIVA's Østlandsavdeling har på oppdrag fra SFT foretatt en registrering av fiskedøden. Registreringen ble utført den 1 november 1997. Det ble da også innsamlet fisk for eventuelt seinere analyse. En enklere undersøkelse av bunndyrforekomsten i noen av de berørte strykpartiene i Svartelva ble også utført.

Fiskedøden var omfattende men sansynligvis ikke total. Det ble observert død og døende fisk langs hele den ca. 5 km lange elvestrekningen mellom Ilseng og utløpet i Åkersvika. Videre ble det observert død og døende fisk i hele Åkersvika øst for E6 samt i østre del av "hovedvika". Det ble ikke observert døde eller døende kreps.

Det ble bare funnet mindre fisk dvs. fisk < 30 cm. Følgende arter ble registrert (døde og/eller døende): Ørret, harr, gjedde, hork, abbor, ørekyt, laue, karrus, lake og ferskvannsulke. Det er bemerkelsesverdig at det ikke ble funnet død eller døende mort. I Svartelva, der det først og fremst var i de åpne strykpartiene en kunne foreta registreringer, var det flest funn av ferskvannsulke. I Åkersvika var det særlig smågjedder som ble funnet.

I strykpartiet like nedstrøms utslippspunktet var bunndyrene sterkt påvirket og på det nærmeste helt slått ut. Også lengre nedstrøms var bunndyrsamfunnet påvirket, mens det ikke ble registrert noen direkte skadeeffekt i elvas nederste del før utløp i Åkersvika.

Den berørte delen av Svartelva er et viktig reproduksjonsområde for flertallet av mjøsfisker. Videre pågår det et prosjekt for å få strekningen krepseførende. Det vil i 1998 bli foretatt oppfølgingsundersøkelser for å kunne registrere og vurdere eventuelle mer langsiktige biologiske skadeeffekter på fisk, bunndyr og begroingsorganismer samt reetableringshastighet for fisk og bunndyr. Sedimenter og bunndyr i Åkersvika vil også bli undersøkt.

4. Litteratur

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 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.
- Christiansen, P.B. 1993. Vannbruksplan for Viksel-vassdraget. Stange kommune. 38 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37, 1-91.
- Holtan, H. et al. 1975. Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer. 1974-1975. Del A. NIVA-rapport O-151/73. 389s.
- Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.
- 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 Trysil-elva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. et al. 1989. Hygienisk/bakteriologiske undersøkelser av Mjøsa og tilrennende vassdrag i oktober 1988. NOTAT. 17 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåkning 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 overvåkning 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 overvåkning 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 overvåkning av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1996. NIVA-rapp., løpenr. 3667-97. 99 s.
- Lid, J. et al. 1946. Hartvig Huitfeldt-Kaas: The plankton in Mjøsa. *Nytt Magasin for Naturvidenskapene*. Bind 85. 160-221.
- Lindstrøm, E.-A. et al. 1973. Observations on Planktonic Diatoms in the Lake-River System Lake Mjøsa - Lake Øyeren - River Glåma, Norway. *Norwegian Journal of Botany*. Vol. 20 Nos. 2-3. 183-195.
- Malone, T.C. 1980. Alge size. - In: Morris, I. (Ed.) *The physiological ecology of phytoplankton*. Blackwell, Oxford, pp. 433-463.
- Rognerud, S. et al. 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsen i perioden 1975-79. NIVA 0-70112.
- Rognerud, S. 1988. Fosfortransport til Mjøsa i perioden 1973-87. Statlig program for forurensningsovervåkning (SFT). Rapp.nr. 336/88. NIVA 0-86053.
- Rognerud, S. og G. Kjellberg. 1990. Long-term dynamics of zooplankton community in Lake Mjøsa, the largest lake in Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 580-585.
- Skullberg, O. 1971. Eutrofiering og biologiske forandringer i noen østnorske vannforekomster. Forurensning og biologisk miljøvern, Universitetsforlaget, 219-235.
- Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk. Lund 1978. 78 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN91-620-1115-4. 280 s.
- Østrem, G., N. Flagstad og J.M. Santha. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Meddelelse nr. 48 fra Hydrologisk avdeling. 128 s.
- "Tiltakspakke for Mjøsa" 1990. Mjøsa kan bli ren. Avsluttende forslag til tiltak som vil føre til en mer tilfredsstillende vannkvalitet for alle bruksformer. Avsluttende fagrappport fra et samarbeidsprosjekt mellom Fylkesmennene og Fylkesland-brukskontorene i Hedmark og Oppland, kommunene i Mjøsa's nedbørfelt og Statens forurensningstilsyn. Desember 1989. 53 s.

5. Vedlegg

VEDLEGG NR. 1.

- 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	11459	100	233	2	3198	28	246	2	7372	64	461	4	-	-
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		

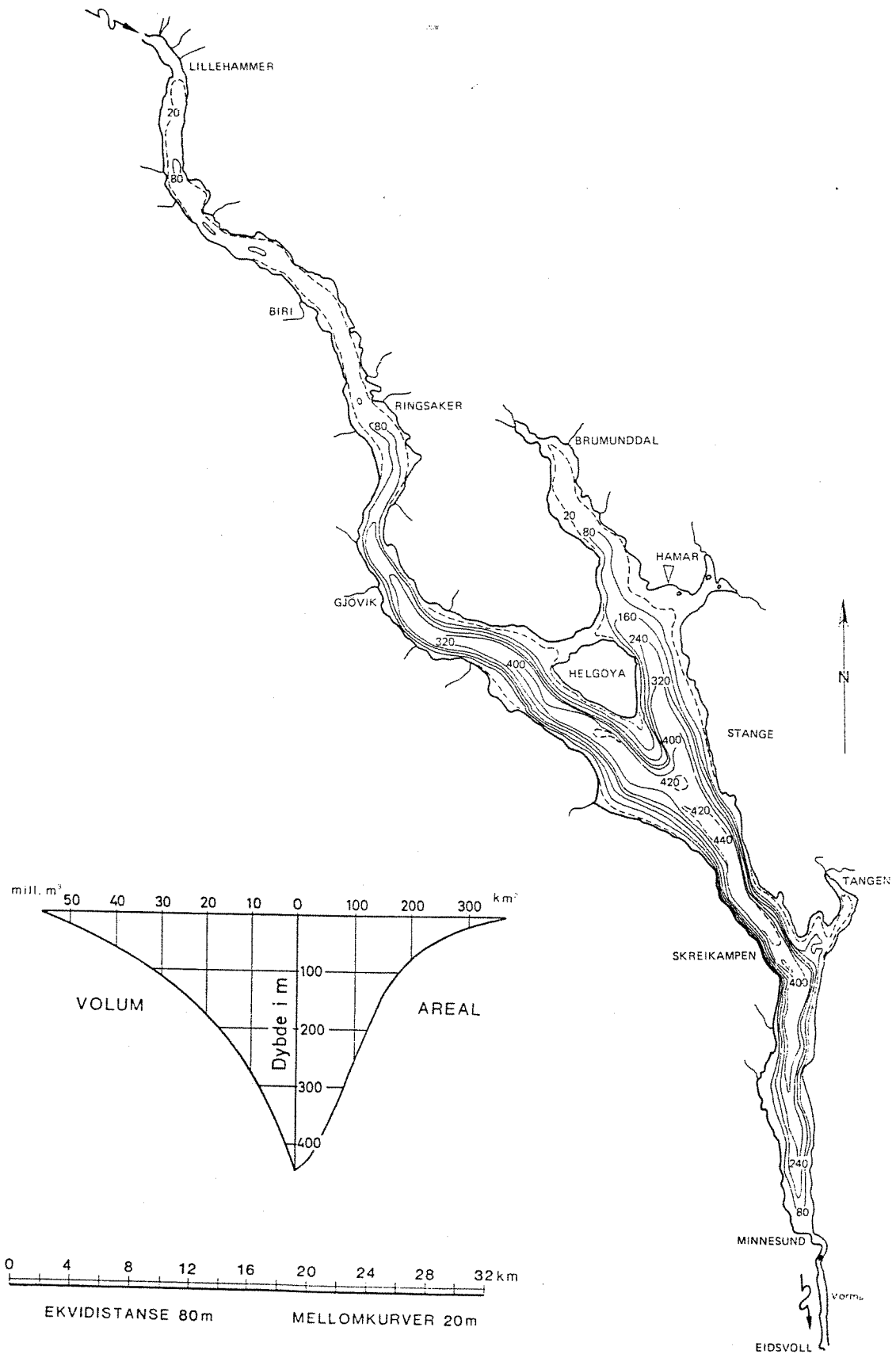
I alt bor ca. 200 000 personer i Mjøsas nedbørfelt, hvorav 150.000 i innsjøens umiddelbare nærhet. Ca. 120.000 personer er tilknyttet off. kloakksystem og i alt er det bygget 84 høygradige avløpsrensaneanlegg i nedbørfeltet. Ca. 80.000 personer bor i spredt bebyggelse og det er anslått at minst 75% av 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. I alt 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 storørret i Mjøsa og tilløpselvene. Målet er en årlig avkastning på opp mot ca. 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 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. Korndyrking er den dominerende driftsform og det er stort, økende uttak av vann til jordbruksvanning fra de tilrennende elver og bekker noe som skaper konflikter med øvrige brukerinteresser. I ekstreme tørkeperioder tørregges 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 mo.h.



VEDLEGG NR. 2.
- Primærdata for Mjøsa i 1997 -

Anmerkninger:

Siktedyp er oppgitt i meter og det er brukt vannkikkert.

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

Ledn. evne i mS/m.

Turbiditet i NTU.

Farge i mg Pt/l.

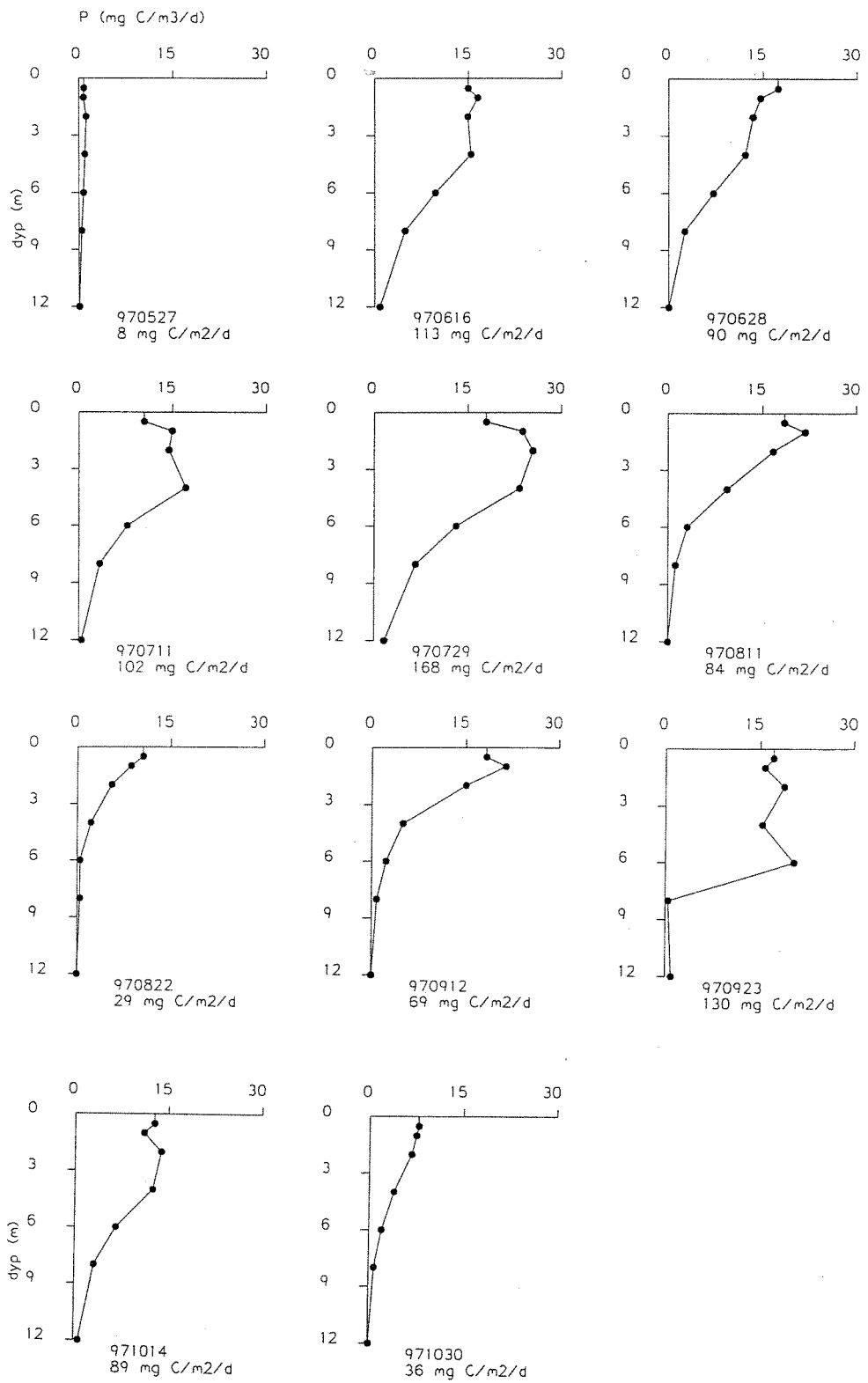
Alkalitet i mekv./l.

TOC i mgC/l.

Silisium i mg SiO_2 /l.

Primærproduksjon Mjosa 1997

Stasjon Skreia



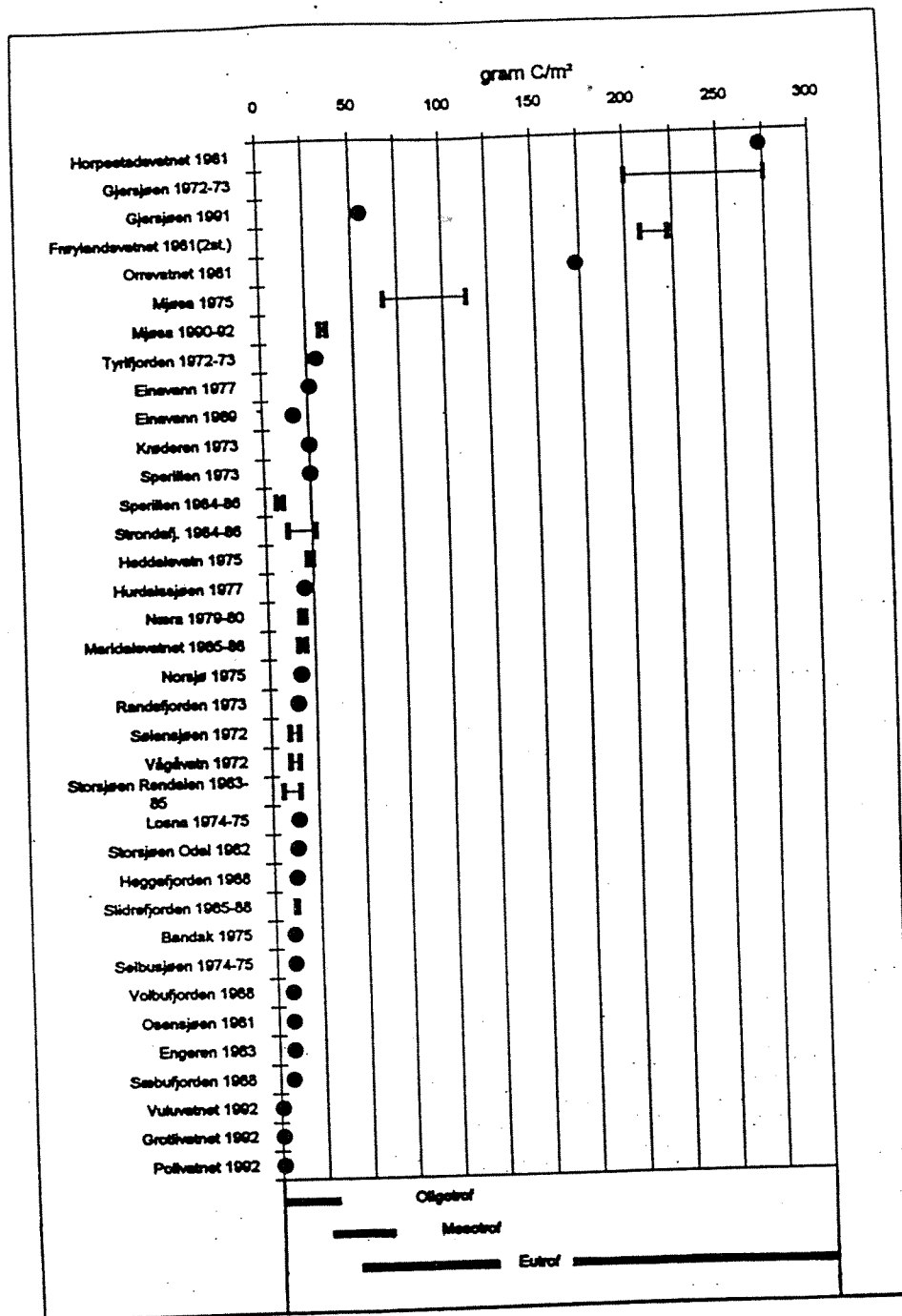


Fig.B. Algeproduksjon, målt som årlig nettoproduksjon, fra 32 norske innsjøer sett i relasjon til trofinivå.

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	0,9 - 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

Tabell I. Meteorologiske observasjoner ved Kise i 1997.
 N= Normalen (1931-60) N₁= Normalen (1961-1990)

Måned	Middel temp °C			Nedbør mm			Soltimer		
	1997	N	N ₁	1997	N	N ₁	1997	N	N ₁
Januar	- 6,2	- 6,5	- 7,4	13	35	36	64	31	31
Februar	- 2,1	- 6,8	- 8,1	28	24	29	85	70	70
Mars	1,9	- 3,5	- 3,1	7	19	27	224	147	130
April	4,1	2,8	2,2	2	31	34	232	180	171
Mai	8,0	8,6	8,5	106	38	44	195	217	216
Juni	14,7	13,2	13,6	61	63	59	220	265	250
Juli	18,6	15,9	15,2	50	82	66	280	235	242
August	19,1	14,6	14,0	41	70	76	241	208	199
September	11,4	10,1	9,6	49	64	64	161	139	139
Oktober	3,5	5,0	5,1	38	50	63	115	83	85
November	0,2	0,2	- 0,8	47	47	50	21	42	48
Desember	- 3,2	- 3,1	- 5,3	56	40	37	5	21	20
Årsmiddel	5,8	4,2	3,6	-	-	-	-	-	-
Årsum	-	-	-	498	563	585	1843	1638	1601

Tabell II. Temperaturobservasjoner (°C) ved fire stasjoner i Mjøsa, 1997.

Stasjon, Brøttum

Dato	22.5	26.6	28.7	21.8	24.9	20.10
Dyp						
0,5	5,8	9,0	16,8	20,0	11,4	7,5
2	5,8	8,9	16,8	19,4	11,4	7,5
5	5,6	8,7	16,8	19,0	11,4	7,5
8	4,9	8,4	15,8	17,3	11,4	7,5
12	4,6	7,6	13,9	12,3	10,8	7,5
16	4,6	6,7	10,0	9,9	10,2	7,5
20	4,5	5,8	8,3	7,1	8,4	7,5
30	4,4	5,4	5,7	6,2	6,3	7,5
50	4,1	4,8	4,8	5,1	5,4	6,1

Stasjon, Kise

Dato	22.5	26.6	28.7	21.8	24.9	20.10
Dyp						
0,5	3,9	10,5	16,8	21,2	11,5	8,3
2	3,9	10,3	16,8	21,0	11,5	8,3
5	3,9	10,2	16,8	20,5	11,5	8,3
8	3,9	9,4	15,8	16,8	11,5	8,3
12	3,9	8,8	13,9	13,4	11,2	8,3
16	3,9	7,3	10,0	10,6	11,2	8,3
20	3,9	6,7	8,3	9,0	10,9	7,8
30	3,9	5,2	5,7	6,2	7,8	7,3
50	3,9	4,4	4,8	4,8	6,1	5,8

Stasjon, Furnesfjorden

Dato	22.5	26.6	28.7	21.8	24.9	20.10
Dyp						
0,5	6,0	11,3	21,0	21,3	11,3	8,4
2	5,9	10,8	20,5	20,6	11,3	8,4
5	5,6	10,0	20,5	20,5	11,3	8,4
8	5,2	9,0	12,7	18,5	10,8	8,4
12	4,6	7,2	9,8	14,7	10,3	8,4
16	4,6	6,5	7,7	11,9	9,9	8,4
20	4,6	5,7	6,5	9,3	9,5	8,0
30	4,4	5,1	5,4	5,8	7,9	5,2
50	4,2	4,8	4,7	4,7	6,0	4,5

Stasjon, Skreia

Dato	27.5	16.6	28.6	11.7	29.7	11.8	22.8	12.9	23.9	14.10	30.10
Dyp											
0,5	4,0	8,5	12,5	17,7	18,5	16,4	19,7	14,3	11,5	9,5	6,9
2	4,0	8,5	12,3	17,3	18,4	16,4	19,7	14,3	11,5	9,5	6,9
5	4,0	8,3	11,5	16,0	18,0	16,0	19,7	14,3	11,5	9,5	6,9
8	4,0	7,6	10,2	13,4	13,6	14,0	19,7	14,3	11,5	9,5	6,9
12	4,0	4,7	8,6	10,7	9,4	12,2	18,8	14,3	11,5	9,5	6,9
16	4,0	4,7	7,7	9,1	7,3	9,4	18,2	14,2	11,3	9,5	6,9
20	4,0	4,4	6,7	8,4	6,4	7,4	13,5	13,8	10,2	9,3	6,9
30	4,0	4,3	5,4	6,3	5,1	5,5	8,0	10,1	8,2	7,9	6,9
50	4,0	4,2	4,5	4,7	4,4	4,5	4,9	6,4	5,6	5,7	6,7

Tabell III Kjemedata fra dybdeprofiler ved fire stasjoner i Mjøsa, 1997.

Stasjon: Brøttum 13/3-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	6,1	345	197
10m	5,5	306	202
20m	6,4	385	310
30m	5,9	393	320
60m	6,6	486	406
Middel	6,1	383,0	287,0
Dyp.mid.	6,1	398,9	313,7

Stasjon: Brøttum 22/5-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	12,6	443	275
10m	10,2	446	314
20m	9,8	424	323
30m	9,8	438	326
60m	10,6	419	322
Middel	10,6	434,0	312,0
Dyp.mid.	10,3	432,3	319,1

Stasjon: Kise 7/4-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	4,1	521	432
20m	4,6	554	429
50m	7,0	515	432
100m	7,0	512	432
180m	4,3	526	432
Middel	5,4	525,6	431,4
Dyp.mid.	5,9	521,9	431,6

Stasjon: Kise 22/5-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	6,8	515	432
20m	7,7	524	433
50m	8,0	542	429
100m	6,8	526	433
180m	5,9	517	434
Middel	7,0	524,8	432,2
Dyp.mid.	7,0	526,7	432,3

Tabell III fort.

Stasjon: Furnesfjorden 21/3-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	3,2	531	442
10m	3,5	549	443
20m	3,5	533	443
30m	3,5	524	443
60m	3,2	535	437
Middel	3,4	534,4	441,6
Dyp.mid.	3,4	532,8	441,4

Stasjon: Furnesfjorden 22/5-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
2m	9,3	633	497
10m	7,9	597	465
20m	7,5	608	463
30m	8,4	571	463
60m	8,2	597	468
Middel	8,3	601,2	471,2
Dyp.mid.	8,2	592,4	466,9

Stasjon: Skreia 7/4-97

Dyp	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l
0,5 m	4,6	499	434
5 m	4,8	519	434
20 m	5,2	519	436
50 m	3,9	508	433
100 m	5,0	503	434
200 m	4,8	510	434
300 m	5,2	507	434
400 m	4,8	505	436
Middel	4,8	508,8	434,4
Dyp.mid	4,9	507,8	434,3

Stasjon: Skreia 26/5-97

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 NTU
0,5m	7,01	0,189	4,30	8	2,0	5,6	531	433	1,8	0,30
5m	7,01	0,189	4,40	9	2,8	6,3	535	434	1,9	0,25
20m	7,04	0,189	4,47	8	1,8	6,8	544	427	1,8	0,35
50m	7,05	0,188	4,45	9	2,5	6,1	530	428	1,8	0,25
100m	7,02	0,188	4,44	9	2,5	6,3	517	434	1,9	0,20
200m	6,98	0,186	4,42	9	2,5	6,3	529	429	1,8	0,25
300m	7,01	0,188	4,45	9	1,0	7,4	575	432	1,9	0,30
400m	7,02	0,190	4,53	10	1,6	7,4	557	453	1,9	0,40
Middel	7,02	0,188	4,43	8,9	2,1	6,5	539,8	433,8	1,9	0,29
Dyp.mid	7,01	0,188	4,45	9,1	2,0	6,7	542,9	433,6	1,9	0,28

Tabell IV Siktedyp samt kjemidata og tot.klor. a-målinger fra blandprøve 0-10 meter ved fire stasjoner i Mjøsa, 1997.

Stasjon: Brøttum

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
22.5	4,1	11,6	439	291	1,78
26.6	5,2	7,4	291	174	0,80
28.7	3,7	8,8	204	73	2,16
21.8	5,5	6,8	174	63	1,80
24.9	4,2	6,3	250	158	2,10
20.10	6,0	7,0	318	211	1,65
Middel	4,8	8,0	279,3	161,7	1,72
Tid. midd. mai - okt.	4,7	8,2	287,1	167,8	1,70
Tid. midd. juni - okt.	4,8	7,5	257,5	143,8	1,69

Stasjon: Kise

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
22.5	16,1	6,6	531	434	0,19
26.6	7,1	7,2	416	283	1,77
28.7	5,4	8,5	331	169	2,41
21.8	8,4	8,6	327	172	1,90
24.9	7,5	5,8	346	255	2,55
20.10	8,2	6,8	382	299	3,29
Middel	8,8	7,2	388,8	268,7	2,02
Tid. midd. mai - okt.	9,1	7,2	397,2	277,2	1,88
Tid. midd. juni - okt.	7,8	7,2	370,9	246,7	2,21

Stasjon: Furnesfjorden

Dato	Siktedyp m	Tot.P µg/l	Tot.N µg/l	NO ₃ µg/l	Tot.kl.a µg/l
22.5	6,9	9,1	634	486	1,64
26.6	8,5	5,6	504	387	1,47
28.7	7,6	8,6	418	269	2,68
21.8	8,0	7,7	317	185	2,56
24.9	7,3	6,3	392	294	3,04
20.10	8,0	6,8	435	316	4,01
Middel	7,7	7,3	450,0	322,8	2,57
Tid. midd. mai - okt.	7,7	7,4	461,1	333,2	2,45
Tid. midd. juni - okt.	7,8	7,1	427,1	303,0	2,62

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
27.5	12,6	7,01	0,189	5,6	516	426	1,8	0,21
16.6	8,6	7,16	0,188	9,5	530	422	1,8	1,63
28.6	8,0	7,15	0,194	6,5	453	318	3,4	1,92
11.7	6,5	7,18	0,178	8,1	434	264	1,8	2,68
29.7	6,5	7,05	0,177	8,6	406	247	1,7	2,63
11.8	7,5	7,07	0,178	9,3	398	249	1,6	2,33
22.8	8,0	7,35	0,150	7,4	319	174	1,4	2,50
12.9	7,8	7,03	0,151	7,4	330	223	1,4	3,17
23.9	8,3	7,21	0,157	6,3	422	272	1,4	2,95
14.10	9,3	7,04	0,155	4,9	417	288	1,4	3,11
30.10	10,0	7,12	0,164	5,6	461	339	1,5	3,12
Middel	8,5	7,0	0,171	7,2	426,0	292,9	1,75	2,39
Tid.mid. mai-okt.	8,9	7,1	0,172	7,0	434,5	306,3	1,73	2,14
Tid.mid. juni-okt.	8,2	7,1	0,169	7,3	417,8	281,9	1,71	2,53

Tabell V. Kvantitative planteplanktonprøver fra Mjøsa (st. Brøttum, bl.pr. 0-10m).
 Volum mm³/m³ = mg våtvekt/m³.

Kvantitative planteplankton analyser: Mjøsa (st. Brøttum) 1

Dato =>	970522	970626	970728	970821	970924	971020
Gruppe	Volum					
Arter						
Chlorophyceae (grønnalger)						
Bicoeca ainikkae	0.4	.	.	.	0.1	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	0.3	0.3	0.3	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	0.4	.	0.3
Elakathrix gelatinosa (genevensis)	.	0.1
Gonium sociale	0.2	0.6
Gyromitus cordiformis	0.5	0.7	1.7	0.1	.	.
Koliella sp.	.	.	.	0.2	.	.
Monoraphidium dybowskii	0.4	.
Oocystis submarina v. variabilis
Paramastix conifera	0.8	.	0.7	.	.	1.0
Paulschulzia pseudovolvox	0.4
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	0.2	.	.
Teilingia granulata	0.1	0.2	0.1	0.2	.	0.1
Tetraedron minimum v. tetralobulatum
Sum	2.0	1.8	2.7	1.4	0.6	1.9
Chrysophyceae (gullalger)						
Automonas purdyi	.	.	.	0.3	.	.
Bitrichia chodatii	0.1
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	.	0.4	.	.
Chrysidiastrum catenatum	0.7	0.7	0.3	0.1	0.5	0.8
Chrysochromulina parva	0.3	.	.	0.2	.	.
Chrysolynos skjuaei	0.3	1.3	0.5	0.5	0.4	0.4
Craspedomonader	.	0.2	1.3	1.1	0.1	.
Dinobryon bavaricum	.	.	1.0	1.3	.	0.3
Dinobryon borgei	0.3	.	.	1.6	.	.
Dinobryon crenulatum	0.4
Dinobryon cylindricum	1.0
Dinobryon divergens	0.2	.	1.6	.	.	.
Dinobryon korsikovii	.	0.4
Dinobryon sociale v. americanum	.	0.8	.	1.2	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	.	0.2	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	.	0.1	.	.
Kephyrion litorale	0.1	.
Kephyrion spp.	0.4	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	0.9	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	.	.	0.5	3.2	1.1
Mallomonas allorgei	.	0.2
Mallomonas cf. maiorensis	.	.	.	0.9	.	.
Mallomonas crassisquama	0.1	.	0.3	0.3	.	0.3
Mallomonas reginae	0.2	0.2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.4	6.3	6.8	9.3	4.5	4.7
Pseudokephyrion sp.	.	.	.	0.2	.	.
Små chrysomonader (<7)	37.1	14.3	18.3	14.7	7.9	8.4
Spiniferomonas bourellyi	.	.	0.7	.	.	.
Stelexomonas dichotoma	.	0.5	.	.	0.2	0.3
Store chrysomonader (>7)	26.7	8.6	15.5	9.5	5.2	6.0
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	1.7	0.7	0.3	.	0.3	0.6
Ubest.chrysophyceae	.	.	.	0.3	0.1	.
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	0.5	.
Sum	75.2	34.2	47.6	42.4	23.7	23.2
Bacillariophyceae (kiselalger)						
Achnanthes sp. (l=15-25)	2.5	1.2	3.2	4.2	13.2	8.4
Asterionella formosa	.	1.1	1.5	1.4	0.5	.
Aulacoseira alpigena	2.4	0.7
Cyclotella comta v. oligactis	.	.	.	1.4	0.3	0.3
Cyclotella glomerata	.	2.5	.	0.5	.	.
Cyclotella radiosa	0.1	0.3	0.3	.	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	0.6
Cymbella spp.	2.1	2.9
Diatoma tenuis	19.8	12.1
Fragilaria crotonensis	.	.	1.7	.	1.1	2.8
Fragilaria sp. (l=30-40)	0.2	0.1	1.7	.	0.3	0.4
Fragilaria sp. (l=40-70)	0.4	0.3	1.3	0.3	0.3	1.6
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")	1.2	.	.	1.0	0.8	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	0.4	0.3	0.4
Rhizosolenia longiseta	0.3	0.9
Stephanodiscus hantzschii	3.0	0.6	.	2.8	89.6	182.6
Tabellaria fenestrata	2.2	.	1.2	.	.	.
Tabellaria flocculosa
Sum	12.2	22.7	9.2	11.9	128.6	210.2
Cryptophyceae						
Cryptaulax vulgaris	0.3	.	8.4	2.7	4.8	0.5
Cryptomonas erosa	.	.	7.5	2.4	6.2	1.9
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	0.8	1.7	2.2	0.5	2.6	2.4
Cryptomonas marssonii	0.7	0.3	5.3	3.6	7.5	4.8
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0.4	0.8	6.8	2.4	5.6	2.4
Cryptomonas spp. (l=24-28)	1.9	2.9	5.7	1.5	1.0	0.2
Katablepharis ovalis	40.1	13.3	24.7	10.9	21.4	17.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	1.3	0.2	1.9	2.2	2.2	0.9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)
Sum	46.2	26.2	62.4	26.2	51.3	33.5
Dinophyceae (fureflagellater)						
Amphidinium sp.	0.5	.	6.0	2.1	.	2.0
Gymnodinium cf. lacustre	3.2	0.2	2.6	1.9	2.4	0.5
Gymnodinium sp. (l=14-16)	1.0	0.2	.	0.3	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1.2	0.4	1.5	0.5	0.4	.
Ubest.dinoflagellat	1.4	0.9	1.1	1.4	1.4	0.9
Sum	7.3	1.7	11.2	6.3	4.2	3.4
My-alger						
My-alger	12.4	7.3	13.1	10.1	9.5	6.1
Total sum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	155.4	94.0	146.2	98.2	217.9	278.3

Tabell VI. Kvantitative planteplanktonprøver fra Mjøsa (st. Kise, bl.pr. 0-10m).
 Volum mm³/m³ = mg våtvekt/m³.

Kvantitative planteplankton analyser: Mjøsa (st. Kise)						
Dato =>	970522 ^m	970626	970728	970821	970924	971020
	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Gruppe						
Arter						
Cyanophyceae (blågrønnalger)						
Anabaena lemmermannii	.	.	0.4	.	.	.
Chlorophyceae (grønnalger)						
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	0.3	0.2	.	0.1
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	0.3	.	.
Dictyosphaerium pulchellum v.minutum	.	0.1	.	0.5	.	0.2
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	2.4	0.8	.	.
Gloetila pulchra	.	2.4	.	2.8	0.2	0.2
Gyromitus cordiformis	.	1.5	1.2	.	.	.
Koliella sp.	0.1	.	.	.	0.1	.
Monoraphidium contortum	.	.	.	0.5	.	0.1
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	0.2	.	.
Oocystis marssonii	.	.	.	0.3	.	.
Oocystis submarina v.variabilis
Parasastix conifera	.	0.9	.	.	0.4	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)
Scourfieldia complanata	.	0.1
Selenastrum capricornutum	.	.	0.2	4.4	.	.
Sphaerocystis Schroeteri	1.3	.
Staurastrum gracile	0.8
Staurodesmus dejectus
Sum	0.1	5.0	4.0	10.0	2.0	1.4
Chrysophyceae (gullalger)						
Bitrichia chodatii	.	.	.	1.0	0.2	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	0.1	0.1	.	.
Chrysochromulina parva	.	3.9	0.8	1.5	0.5	1.0
Chrysolynos planctonicus	.	.	.	0.1	.	.
Chrysolynos skujai	.	0.3
Craspedomonader	0.3	0.8	.	4.6	0.4	0.6
Cyster av chrysophyceer	0.1	.
Dinobryon bavaricum	.	0.6	.	0.9	0.1	.
Dinobryon borgei	.	3.1	0.5	0.3	0.1	.
Dinobryon crenulatum	.	.	.	0.8	.	.
Dinobryon cylindricum	.	1.0
Dinobryon divergens	0.2	0.9	0.9	1.8	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	2.0
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0.2	.	0.2	.	.
Epipyxis polymorpha	.	0.1	.	.	0.1	.
Kephyrion spp.	.	2.1	3.7	8.8	1.3	1.6
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0.2	0.5	.	.	.
Mallomonas allorgei	.	0.3	.	.	.	0.3
Mallomonas crassisquama	.	.	.	0.4	0.2	0.4
Mallomonas reginae	.	.	1.7	3.4	.	.
Mallomonas spp.	.	.	5.5	4.1	2.9	2.4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2.1	6.2	5.5	4.1	2.9	2.4
Pseudokephyrion alaskanum	.	0.2	.	0.1	.	.
Pseudokephyrion sp.	.	.	.	9.3	6.1	5.7
Små chrysomonader (<7)	2.3	25.0	20.3	9.3	6.1	5.7
Spiniferomonas bourellyi	.	0.6	.	1.0	.	0.5
Stelaxomonas dichotoma	0.2	.
Store chrysomonader (>7)	0.9	18.9	8.6	6.9	4.3	3.0
Synura sp. (l=9-11 h=8-9)	.	3.7
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	.	0.1	0.1	1.1
Ubest.chrysophyceer	0.1
Uroglena americana	.	0.8	1.5	.	.	.
Sum	5.7	71.0	44.1	45.7	17.0	16.7
Bacillariophyceae (kiselalger)						
Asterionella formosa	8.0	83.1	4.8	62.9	10.2	1.7
Aulacoseira alpigena	.	.	2.5	1.2	0.7	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	0.2	.	.	1.1	.	0.5
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	1.3	7.4	2.6	0.5
Cyclotella glomerata	.	0.7	0.2	2.9	1.0	.
Cyclotella radiosa	.	0.7	.	0.6	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	1.1
Diatoma tenuis	0.2	1.2	.	1.1	16.5	41.8
Fragilaria crottonensis	.	1.7	.	.	.	1.7
Fragilaria sp. (l=30-40)	0.1	2.2	9.5	2.2	1.1	0.3
Fragilaria sp. (l=40-70)	0.1	2.4
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	0.8	.	.	.	0.5
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	0.4	2.0	1.0	0.4
Rhizosolenia eriensis	0.2	2.3	1.2	0.4	1.7	1.0
Rhizosolenia longisetia	.	.	.	1.7	.	0.6
Stephanodiscus hantzschii	.	.	.	1.7	.	0.6
Tabellaria fenestrata	7.5	16.8	22.8	84.3	179.2	225.6
Tabellaria flocculosa	.	1.2	1.0	2.8	.	0.3
Sum	16.2	114.1	43.7	170.7	213.9	274.9
Cryptophyceae						
Cryptaulax vulgaris	0.4	.	.	.	3.7	0.4
Cryptomonas erosa	.	0.9	1.4	.	3.7	2.6
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	1.8	2.2	4.8	5.0	2.4
Cryptomonas marssonii	.	2.6	1.2	0.7	1.0	1.1
Cryptomonas parapyrenoidifera	.	.	.	0.2	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0.2	6.0	10.1	7.5	7.0	4.1
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.	3.0	2.8	7.6	7.2	4.0
Katablepharis ovalis	0.4	5.7	5.0	2.1	1.2	0.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	4.6	53.8	53.1	41.4	11.6	7.0
Rhodomonas lens	.	1.1	1.1	.	.	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	2.3	8.3	1.3	0.8
Sum	5.6	74.9	81.1	72.6	37.9	22.7
Dinophyceae (fureflagellater)						
Gymnodinium cf.lacustre	.	1.0	5.3	1.1	.	.
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	4.0	2.0	.	.
Gymnodinium helveticum	2.0	4.0	.	.	1.8	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	2.4	1.0	1.2	.	0.5
Peridinium sp. (l=15-17)	.	0.3	4.0	0.7	0.8	0.7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	0.8	3.0	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	1.6	.	1.1	.
Sum	2.0	8.5	18.8	4.9	3.7	1.1
My-alger						
My-alger	6.1	14.1	11.8	9.2	8.6	4.3
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	35.8	287.6	203.9	313.1	283.1	321.1

Tabell VII. Kvantitative planteplanktonprøver fra Mjøsa (st. Furnesfjorden, bl.pr. 0-10m).
 Volum mm³/m³ = mg våtvekt/m³.

Kvantitative planteplankton analyser: Mjøsa (st. Furnesfjorden)

Dato	970522	970626	970728	970821	970924	971020
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter						
Cyanophyceae (blågrønnalger)						
Anabaena lemmermannii	0.8	.	3.0	.	.	.
Planktothrix agardhii
Sum	0.8	.	3.0	.	.	.
Chlorophyceae (grønnalger)						
Botryococcus braunii	0.7	.
Carteria sp. (l=6-7)	.	.	0.3	0.3	0.3	0.4
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	0.3	.	.	.
Coelastrum microporum	.	.	.	0.3	0.9	.
Crucigeniella pulchra	.	.	.	0.4	0.1	0.3
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	4.0	.	.	.
Gloetila pulchra	.	3.6	0.7	0.2	0.3	1.8
Gyromitus cordiformis	0.4	0.7	0.8	0.1	.	0.1
Koliella sp.	.	.	0.2	.	.	0.8
Monoraphidium dybowskii	0.1
Monoraphidium griffithii	0.2	.
Nephrocytium agardhianum	0.2	.
Oocystis marssonii	.	.	0.4	.	0.2	.
Oocystis submarina v. variabilis	.	0.9
Paramastix conifera	2.6	.
Paulschulzia pseudovolvox	.	.	.	0.9	.	.
Scenedesmus eicornis
Scourfieldia complanata	0.1
Sphaerocystis schroeteri	.	.	.	2.6	.	.
Staurastrum paradoxum	.	.	.	0.7	.	.
Staurodesmus triangularis	0.6
Sum	0.5	5.2	6.7	5.5	5.4	4.1
Chrysophyceae (gullalger)						
Bitrichia chodatii	.	.	.	0.7	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	3.5	4.1	0.5	1.9	0.2	0.8
Chrysochromulina parva	.	0.2
Chrysoococcus sp.	.	0.3
Chrysolkykos skjurai
Craspedomonader	0.6	1.3	0.7	5.8	1.9	1.5
Dinobryon bavaricum	0.2	0.2	.	0.7	.	.
Dinobryon borgei	.	3.2	.	0.8	0.1	0.0
Dinobryon crenulatum	.	.	0.4	1.4	.	.
Dinobryon divergens	0.1	3.0	0.9	3.3	.	.
Dinobryon korsikovii	.	.	.	0.4	.	.
Dinobryon sociale	.	.	0.4	0.1	.	.
Dinobryon sociale v. americanum	.	0.5	.	0.3	.	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	.	.	0.2	.	.
Epipyxis polymorpha	.	.	.	0.2	.	.
Kephyrion spp.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1.1	2.1	0.9	2.3	1.4	5.8
Mallomonas elongata	.	.	1.0	1.0	1.0	3.0
Mallomonas reginae	.	.	0.2	5.3	1.9	0.4
Mallomonas spp.	.	0.2	8.6	3.2	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.1	5.3	6.2	6.7	3.4	1.6
Små chrysomonader (<7)	22.3	18.0	14.1	10.2	5.7	4.0
Spiniiferomonas bourellyi	.	1.4	0.3	1.7	.	.
Store chrysomonader (>7)	9.5	6.9	7.8	6.0	5.2	3.0
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0.3	.	.	.	1.5
Ubest.chrysophyceae	.	0.2	0.1	.	0.1	0.1
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	0.5
Uroglena americana	4.0	1.5	6.7	.	.	.
Sum	47.6	48.8	48.8	52.2	21.0	21.7
Bacillariophyceae (kiselalger)						
Asterionella formosa	2.5	40.8	7.6	62.0	19.1	14.4
Aulacoseira alpigena	.	.	0.6	0.2	0.3	0.3
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	.	6.8
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	1.1
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	110.2	19.8	2.3	1.8
Cyclotella glomerata	0.4	0.6	2.0	4.9	0.7	.
Cyclotella radiosa	1.0	0.6	.	2.9	.	.
Diatoma tenuis	0.5	2.7	0.3	.	.	.
Fragilaria crotonensis	.	.	.	1.1	42.9	56.1
Fragilaria sp. (l=30-40)	0.3	2.2	8.9	1.7	0.6	3.3
Fragilaria sp. (l=40-70)	4.9	2.0	0.2	.	0.1	0.6
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	5.0
Rhizosolenia eriensis	.	0.3	.	1.0	1.2	0.6
Rhizosolenia longiseta	2.4	3.6	0.4	0.3	1.0	1.2
Stephanodiscus hantzschii	.	2.6	.	.	.	1.5
Tabellaria fenestrata	13.2	19.8	11.1	198.0	228.5	236.3
Tabellaria flocculosa	0.2
Sum	25.2	87.5	141.3	291.8	296.7	316.2
Cryptophyceae						
Cryptaulax vulgaris	.	3.2	3.8	1.4	5.1	2.9
Cryptomonas erosa	5.5	5.6	1.8	5.5	4.4	1.4
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0.7	1.8	0.7	1.4	1.0	.
Cryptomonas marssonii	0.8
Cryptomonas obovata	5.8
Cryptomonas sp. (l=20-22)	6.7	.	.	12.3	3.6	4.8
Cryptomonas spp. (l=24-28)	4.8	8.0	0.4	2.8	10.4	4.8
Katablepharis ovalis	1.4	4.3	4.4	1.0	1.2	1.0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantctica)	51.0	38.5	44.4	22.5	16.9	16.0
Rhodomonas lens	0.9	1.1	.	1.2	.	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1.7	.	2.1	6.2	1.1	0.8
Sum	72.8	62.4	57.5	54.4	44.3	33.7
Dinophyceae (fureflagellater)						
Gymnodinium cf.lacustre	2.0	.	0.9	1.0	1.1	.
Gymnodinium cf.uberrimum	2.0	.	.	4.8	.	.
Gymnodinium helveticum	.	10.0	2.0	.	.	6.0
Gymnodinium sp. (l=14-16)	2.2	1.7	0.5	.	.	1.6
Peridinium sp. (l=15-17)	.	0.7
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	0.8	.	1.1	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	0.5	0.5	.	.	.
Sum	6.9	12.9	5.0	5.8	1.1	7.6
My-alger						
My-alger	6.6	9.4	11.9	9.5	7.8	7.7
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	160.5	226.1	274.2	419.2	376.2	391.1

Tabell VIII. Kvantitative planteplanktonprøver fra Mjøsa (st. Skreia, bl.pr. 0-10m).
 Volum mm³/m³ = mg våtvekt/m³.

Kvantitative planteplankton analyser: Mjøsa (st. Skreia)											
Dato	970526	970616	970627	970711	970729	970811	970822	970912	970923	971014	971030
Gruppe	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun	Volun
Cyanophyceae (blågrønner)											
Anabaena lemmermii	-	-	-	-	1.6	-	0.5	-	-	-	-
Planktothrix agardhii	-	-	-	-	-	-	-	1.9	-	-	-
Snøella lacustris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-
Sum	-	-	-	-	1.6	-	0.5	1.9	-	0.1	-
Chlorophyceae (grønner)											
Botryococcus braunii	-	-	-	-	-	-	-	0.7	-	-	-
Carteria sp. (L=6-7)	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Chlamydomonas sp. (L=8)	-	-	0.3	0.8	0.3	0.3	0.5	0.3	0.3	-	-
Closterium acutum v. variabile	-	-	-	1.0	-	-	-	-	-	0.1	-
Coelastrum microporum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elaktothrix gelatinosa (genevensis)	-	-	-	-	0.2	-	0.2	0.5	0.3	0.1	-
Gloetilla pulchra	-	-	-	2.4	4.8	2.4	0.5	0.2	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	2.8	-	1.4	-	-	-	-	-	1.2	-
Kötiella sp.	0.3	0.1	0.7	0.4	0.3	-	-	-	0.1	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-	1.1	0.2	0.9	-	-	-	-	-	-
Monoraphidium griffithii	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-	-
Nephrocytium limneticum	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-
Oocystis parva	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-
Oocystis sublinea v. variabilis	-	-	0.2	0.4	1.0	-	-	-	0.3	-	-
Paramestix confera	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-
Paulschulzia pseudovolvox	-	0.5	0.4	-	-	-	-	0.5	0.4	-	-
Pediastrum tetras	-	-	-	-	-	0.1	-	0.1	-	-	-
Selenastrum capricornutum	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-
Tetradon minimum v. tetradobulatum	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	-	-	-	-	-	0.5	-	0.2	-	0.2	-
Ubest.gr.flagellat	0.3	0.9	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	0.3	1.6	4.0	8.5	7.1	5.0	2.2	4.1	1.5	1.5	-
Chrysophyceae (gullalger)											
Bitrichia chodatii	-	-	-	-	0.3	0.4	1.3	-	-	-	-
Chrysolina sp. (Chr.pseudonebulosa?)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysolina catenatum	-	5.6	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysolina parva	-	6.9	1.9	5.8	5.5	2.1	1.1	0.7	0.5	0.5	0.0
Chrysolikos planctonicus	-	-	-	0.1	-	-	0.1	-	-	-	-
Chrysolikos skujai	0.1	0.3	1.2	0.2	-	-	-	-	-	-	-
Craspedonades	1.0	0.3	1.1	0.3	0.2	-	0.3	0.1	0.3	1.3	0.7
Dinobryon beavericum	-	0.1	0.5	-	-	-	0.8	-	-	-	-
Dinobryon borgei	-	0.7	4.8	0.4	-	-	1.2	-	-	-	-
Dinobryon crenulatum	-	0.4	0.4	1.8	-	2.4	2.0	-	-	-	-
Dinobryon divergens	-	0.4	0.2	0.1	0.8	6.0	2.7	-	-	-	-
Dinobryon sertularia	-	-	1.8	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon sociale	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon sociale v. americanum	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-
Dinobryon suecicum v. longispinum	-	0.5	0.2	-	-	0.5	-	-	0.2	-	-
Kephyrion (litorale)	-	0.4	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-
Kephyrion spp.	-	-	0.4	-	-	0.4	0.5	-	-	-	-
Luse cells Dinobryon spp.	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas akrokanos (v. parvula)	-	-	3.2	1.6	2.3	3.2	4.8	-	0.5	1.4	2.1
Mallomonas cf. crassissquama	-	3.1	-	1.9	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas cf. maiorensis	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas elongata	-	-	-	-	-	1.0	-	1.0	0.5	-	-
Mallomonas reginae	-	-	-	-	-	-	-	4.0	0.4	0.4	-
Mallomonas spp.	-	-	-	-	2.0	-	-	1.7	-	-	-
Ochromonas sp. (B3,5-4)	1.8	3.7	7.3	8.2	4.5	5.4	5.7	6.5	3.2	3.6	2.1
Pseudokephyrion alaskarum	-	0.2	0.6	0.3	-	0.2	-	-	-	-	-
Pseudokephyrion entzii	-	-	0.3	0.8	-	-	-	-	-	0.1	-
Salpingoeca frequentissima	-	-	-	-	-	5.1	6.4	-	-	-	-
Sm. chrysanoder (<7)	3.1	17.7	20.8	22.6	15.8	18.1	14.8	11.5	6.7	9.1	3.6
Spiniferonax sp.	-	0.3	2.7	1.7	-	1.0	0.3	-	0.3	-	-
Steleonax dichotoma	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Store chrysanoder (>7)	2.6	8.6	14.6	16.4	10.3	10.3	13.8	11.2	6.0	4.3	3.0
Syncrypta sp.	-	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-
Synura sp. (L=9-11 B=8-9)	-	-	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.chrysanoder (Ochromonas sp.?)	-	-	0.3	-	-	0.3	-	0.3	-	1.2	0.3
Ubest.chrysophyce	-	-	-	2.3	-	-	-	-	-	0.5	0.1
Uroglana americana	-	41.9	1.6	-	2.3	0.7	-	-	-	-	-
Sum	8.6	90.2	65.8	68.1	44.0	57.3	60.2	33.6	18.6	22.1	12.0
Bacillariophyceae (kiselalger)											
Achnanthes sp. (L=15-25)	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asterionella formosa	0.2	3.7	65.6	24.8	6.9	35.8	98.0	38.5	12.5	6.5	6.1
Aulacoseira alipiana	-	-	-	0.2	0.2	1.6	3.8	0.6	0.5	-	-
Aulacoseira islandica (morf.helvetic)	-	2.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira italica v. tenuissima	-	0.4	1.9	-	-	-	-	0.6	5.6	1.3	-
Cyclotella comta v. oligactis	-	-	-	-	8.0	7.8	23.4	0.8	13.3	-	-
Cyclotella glomerata	-	-	-	-	2.0	4.1	4.9	-	1.3	-	-
Cyclotella radiosa	-	-	-	-	-	-	2.2	-	1.0	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	-	-	-	1.1	6.4	-	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	0.4	2.0	0.7	-	-	-	2.2	16.5	70.4	40.7	22.0
Fragilaria sp. (L=30-40)	0.1	1.1	8.3	7.2	16.1	11.1	-	1.1	1.7	2.2	0.6
Fragilaria sp. (L=40-70)	-	1.1	-	-	0.2	-	-	-	0.4	0.2	0.5
Fragilaria ulna (morfofytulna ¹)	2.2	18.5	2.2	0.2	0.5	-	-	-	-	-	-
Fragilaria ulna (morfofytulna ²)	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia eriensis	-	0.3	0.8	2.8	-	-	1.6	0.8	1.2	0.8	0.2
Rhizosolenia longiseta	0.3	3.2	6.8	6.8	0.3	4.4	0.8	1.2	2.8	0.9	1.0
Stechanodiscus hantzschii	-	7.0	2.6	0.7	-	3.5	0.5	-	-	1.9	2.7
Tabellaria fenestrata	1.5	17.1	2.1	9.3	21.9	50.3	104.4	64.8	105.6	259.2	111.6
Sum	4.8	58.8	91.0	53.0	63.3	118.8	241.8	124.9	216.2	313.7	144.6
Cryptophyceae											
Cryptaulax vulgaris	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	0.5
Cryptomonas erosa	-	-	15.9	2.7	5.4	3.2	6.8	3.8	8.8	2.9	2.6
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	-	4.9	3.9	4.4	2.9	2.0	9.9	8.1	2.9	2.3	1.9
Cryptomonas marssonii	-	3.7	0.4	1.2	0.4	-	-	1.6	-	0.7	0.4
Cryptomonas parapyrenoidifera	-	2.1	2.7	-	-	-	-	-	-	-	-
Cryptomonas sp. (L=20-22)	-	-	-	-	1.4	1.1	-	10.6	5.3	7.0	0.5
Cryptomonas spp. (L=24-28)	-	6.8	4.4	1.2	1.2	0.8	2.0	8.8	3.6	4.8	0.8
Katabapharis ovalis	-	1.9	5.1	16.9	11.9	0.5	1.4	1.7	0.2	0.5	0.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	5.0	48.4	69.8	91.7	37.5	29.3	23.9	20.1	20.4	10.4	5.8
Rhodomonas lens	0.5	-	1.9	0.8	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.cryptonade (Chroomonas sp.?)	-	1.7	-	0.7	1.5	2.3	7.4	11.9	2.1	1.2	-
Ubest.cryptonade (L=6-8) Chro.acuta?	-	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-	-
Sum	5.9	69.5	104.0	121.5	62.5	39.2	51.3	66.6	43.3	30.0	13.0
Dinophyceae (fureflagellater)											
Gymnodinium cf. lacustre	-	0.9	4.0	8.0	6.0	2.0	1.0	3.2	-	-	0.1
Gymnodinium cf. uberrimum	-	1.8	-	-	-	-	2.0	-	1.6	-	-
Gymnodinium helveticum	-	2.8	4.8	4.0	6.4	-	-	-	-	-	2.0
Gymnodinium sp. (L=14-16)	-	0.2	0.5	0.7	-	0.5	-	-	-	-	-
Peridinium parandiforme	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-
Peridinium polonicum	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium sp. (L=15-17)	-	17.5	4.4	-	4.4	0.7	-	-	0.3	0.3	-
Peridinium urbanatum (P.inconspicuum)	-	0.4	-	1.5	0.4	1.0	-	0.8	-	-	-
Ubest.dinoflagellat (L=9-10)	-	1.2	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.dinoflagellat	0.4	0.5	-	3.2	0.5	0.9	0.5	1.6	0.5	-	-
Sum	0.4	26.9	14.8	17.4	17.6	5.1	3.5	5.6	3.8	0.3	2.1
My-alger											
My-alger	8.3	9.3	10.6	15.3	9.5	21.4	13.8	10.9	8.1	4.2	5.3
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	28.2	256.4	290.2	283.8	205.5	246.8	373.3	247.6	291.4	372.0	177.0

Tabell IX Målt primærproduksjon (C14-teknikk) ved stasjon, Skreia i 1997.

Dato	27/5	16/6	28/6	11/7	29/7	11/8	22/8	12/9	23/9	14/10	30/10
Dapsprod. mg C/m ² /døgn	8	113	90	102	168	84	29	69	130	89	36

Årsproduksjon (g C/m²/år): 14
 Midlere døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 76
 Maksimum døgnproduksjon (mg C/m²/døgn): 168

Antatt reell årsproduksjon:	28 - 35 g C/m ² /år
-----------------------------	--------------------------------

Tabell X. Forekomst av planktonkrepsdyr i Mjøsa, stasjon Skreia i 1997, uttrykt som individtall og mg tørrvekt pr. m² fra 0-50 m. Forekomst av Mysis, Gammaracanthus og Pallasia er uttrykt som individtall og mg tørrvekt pr. m² fra 0-120 m.

Art	Dato	27.5	16.6	27.6	11.7	29.7	11.8	22.8	12.9	23.9	14.10	30.10
<i>Hoppetrebs</i>												
<i>Limnocalanus macrurus</i>		20320	10800	8040	13400	4320	-	2680	2600	2200	400	140
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		33520	101840	57820	50460	196340	112420	380260	114520	113480	49820	49580
<i>Heterocope appendiculata</i>		660	2800	3100	6300	5320	1000	860	100	-	-	-
<i>Cyclops lacustris</i>		7280	22400	16360	7660	7280	12120	8440	38260	53420	34060	37760
<i>Thermocyclops oithonoides/</i>												
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		2000	18220	47760	163940	153420	146940	394300	116720	35840	6500	3360
<i>Cyclopoida ubest.</i>		420	700	680	120	100	400	1060	400	620	120	160
<i>Yantlopper</i>												
<i>Daphnia galeata</i>		-	100	260	4020	41160	49180	103780	80340	51640	7600	1440
<i>Daphnia cristata</i>		-	-	100	120	4300	5000	35660	23300	9160	6620	3080
<i>Bosmina longispina</i>		40	360	19600	251980	124520	47400	176440	49740	43720	19380	3400
<i>Bosmina longirostris</i>		-	-	80	1080	160	-	-	880	-	600	-
<i>Holopedium gibberum</i>		-	280	1440	7960	1820	140	9540	280	140	-	-
<i>Leptodora kindtii</i>		-	-	120	180	1120	1320	4720	280	240	-	-
<i>Polyphemus pediculus</i>		-	-	-	2180	1420	-	260	-	-	-	-
<i>Bythotrephes longimanus</i>		-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		-	-	-	-	-	40	880	-	-	-	-
<i>Chydoridae ubest.</i>		-	-	40	-	-	-	-	40	-	-	-
Sum krepsdyrplankton		64240	157500	155400	509500	541280	375960	1118880	427460	310460	125100	98920
Biomasse, mg tørrvekt		402	711	660	1562	1251	946	2506	1493	1300	705	665
<i>Mysis relicta</i> totalt/m ²		43	292	195	260	181	247	250	276	240	195	187
Etårige		29	198	133	193	142	225	200	225	194	165	146
Flerårige		14	94	62	67	39	22	50	51	46	30	41
Biomasse, mg tørrvekt/m ²		30	327	232	296	237	245	440	506	486	388	438
<i>Gammaracanthus loricatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pallasia quadrispinosa</i>		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-

Tabell XI Forekomst av koliforme bakterier (37 C) og termostabile koliforme bakterier (44 C) uttrykt som antall/100ml samt kimtall uttrykt som antall/ml ved den synoptiske undersøkelsen 11.september 1997.

Dyp							1m	15m	30m
Stasjon	37°C	44°C	37°C	44°C	37°C	44°C	kimtall		
1	31	11	62	21	-	-	317	682	-
2	34	4	0	5	17	3	318	68	36
3	57	14	40	5	12	3	267	145	94
4	38	7	24	3	17	3	194	177	88
5	31	4	15	2	9	4	161	95	67
6	19	6	21	6	9	2	113	77	103
7	23	4	15	0	6	1	119	76	48
8	19	0	8	6	0	3	103	50	19
9	17	6	13	4	2	1	110	95	35
10	15	11	8	0	3	0	82	50	18
11	7	4	0	1	2	1	92	19	77
12	26	3	14	3	4	0	111	58	26
13	12	7	9	2	2	0	56	18	8
14	30	19	14	8	10	1	67	85	27
15	250	1	490	1	-	-	180	206	-
16	110	1	150	1	100	2	180	80	29
17	16	1	8	0	10	1	25	11	9
18	8	5	21	2	42	4	19	17	31
19	13	4	12	3	17	4	85	40	17
20	14	0	24	6	-	-	40	81	-
20a	23	9	-	-	-	-	1050	-	-
21	12	3	6	1	6	0	31	27	14
22	9	1	8	4	24	4	40	50	30
23	15	7	22	3	-	-	37	12	-
24	7	5	12	4	12	1	31	35	17
25	7	3	15	7	10	3	100	28	36
26	15	4	20	5	8	3	66	83	46
27	9	3	18	4	6	2	71	83	28
28	10	2	11	1	0	0	60	58	10
29	9	5	14	0	12	8	53	64	61
30	11	0	1	1	3	1	70	95	60
31	10	1	1	0	4	2	105	77	50
32	27	1	127	40	-	-	76	260	-
33	16	4	17	1	15	1	76	73	55
34	3	2	4	0	6	1	70	90	61
35	5	1	9	2	6	0	59	47	51
36	6	0	7	1	8	4	37	70	86
37	2	1	2	0	2	1	90	57	67
38	4	1	8	0	4	1	39	59	180

VEDLEGG NR. 3
PRIMÆRDATA FOR TILLØPSELVENE
OG
TRANSPORTBEREGNINGER

Anmerkninger:

Benevning næringssalter (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 middelverdier 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 middelv. verdier i 1997.								
					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Dato	µg/l	µg/l	m ³ /s	mill. m ³	tonn	tonn	µg/l	µg/l
970131	7.0	218	105.2	282.5	1.978	61.6	7.0	218
970227	6.0	229	98.2	228.1	1.369	52.2	6.0	229
970320	3.0	222	89.9	239.9	0.720	53.3	3.0	222
970409	5.0	130	91.5					
970416	5.0	215	89.9					
970423	9.0	234	82.6					
970430	5.0	180	77.5	229.4	1.369	43.3	6.0	189
970507	8.0	168	147.0					
970514	9.0	194	220.0					
970522	12.0	280	312.5					
970528	12.0	308	290.4	660.1	7.072	166.3	10.7	252
970611	9.0	200	1156.0					
970625	9.0	164	773.2	1997.4	17.977	370.7	9.0	186
970709	17.0	174	737.1					
970723	9.0	138	480.0	1920.4	26.588	306.9	13.8	160
970806	7.0	128	357.9					
970820	10.0	110	314.0	1020.3	8.573	122.0	8.4	120
970903	19.0	105	589.0					
970917	11.0	228	335.4	916.0	14.745	137.1	16.1	150
971001	7.0	166	204.4					
971015	5.0	152	205.7					
971029	5.0	152	112.3	482.0	2.787	75.9	5.8	157
971112	4.0	156	126.6					
971126	5.0	200	120.8	292.6	1.313	51.9	4.5	177
971210	2.0	210	139.7	315.5	0.631	66.3	2.0	210
Min	2.0	105						
Maks	19.0	308						
Middel	8.0	186						
St.avvik	3.9	49						
Median	7.0	180						
Antall pr.	25	25						
Året			272.2	8584.2	85.1	1507.4	9.9	176

Gausa. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport								
samt volumveide middelerverdier i 1997.								
					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Dato	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	tonn	tonn	µg/l	µg/l
970131	7.7	857	4.3	18.5	0.142	15.8	7.7	857
970227	6.0	810	5.9	13.4	0.081	10.9	6.0	810
970320	12.0	1040	3.4	11.6	0.139	12.1	12.0	1040
970409	7.0	2190	3.0					
970416	13.0	2570	4.1					
970423	5.0	2200	2.8					
970430	11.0	1220	6.5	14.8	0.144	28.1	9.7	1900
970507	57.0	910	17.7					
970514	26.0	640	77.1					
970522	9.0	630	35.9					
970528	7.0	600	36.8	127.6	2.739	83.9	21.5	658
970611	4.0	430	12.9					
970625	4.0	410	18.3	53.8	0.215	22.5	4.0	418
970709	7.0	620	12.9					
970723	5.0	720	4.3	40.4	0.262	26.0	6.5	645
970806	3.0	700	2.5					
970820	4.0	990	4.1	14.1	0.051	12.4	3.6	879
970903	32.0	475	62.0					
970917	6.0	650	23.3	44.4	1.105	23.2	24.9	523
971001	3.0	935	5.2					
971015	6.0	675	4.3					
971029	5.0	800	3.2	15.2	0.068	12.3	4.5	813
971112	27.0	1330	12.0					
971126	4.0	1600	5.5	17.9	0.353	25.3	19.7	1415
971210	14.0	1030	31.5	58.7	0.822	60.5	14.0	1030
Min	3.0	410						
Maks	57.0	2570						
Middel	11.4	1001						
St.avvik	12.0	561						
Median	7.0	810						
Antall pr.	25	25						
Året			13.6	430.3	6.1	333.0	14.2	774

Hunnselva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport								
samt volumveide middelerverdier i 1997.								
					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Dato	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	tonn	tonn	µg/l	µg/l
970131	51.0	2467	1.3	4.7	0.241	11.6	51.0	2467
970227	52.0	2380	1.3	3.2	0.165	7.6	52.0	2380
970320	47.0	3250	1.3	3.6	0.168	11.6	47.0	3250
970409	31.0	3120	1.6					
970416	26.0	2400	2.8					
970423	24.0	1700	2.6	7.6	0.201	17.6	26.4	2310
970501	22.0	1420	12.7					
970514	39.0	2200	30.1					
970521	30.0	1820	15.4					
970528	18.0	1600	13.1	48.6	1.467	90.9	30.2	1869
970611	40.0	1820	2.6					
970625	45.0	1750	5.6	13.5	0.585	23.9	43.4	1772
970709	30.0	1780	3.0					
970723	28.0	1400	1.2	11.1	0.327	18.5	29.4	1671
970806	38.0	1500	1.2					
970820	76.0	1800	0.9	4.0	0.219	6.5	54.8	1633
970903	54.0	1700	20.7					
970917	24.0	1500	4.8	14.4	0.695	23.9	48.3	1662
971001	32.0	1500	2.5					
971015	23.0	1900	3.4					
971030	65.0	2170	1.7	10.1	0.356	18.4	35.3	1829
971112	41.0	2000	8.1					
971126	22.0	1500	2.1	8.2	0.304	15.5	37.1	1898
971210	30.0	2100	2.6	6.2	0.185	12.9	30.0	2100
Min	18.0	1400						
Maks	76.0	3250						
Middel	37.0	1949						
St.avvik	14.4	484						
Median	31.5	1810						
Antall pr.	24	24						
Året			4.3	135.1	4.9	259.0	36.4	1918

Lena. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport								
samt volumveide middelerverdier i 1997.								
					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Dato	µg/l	µg/l	m ³ /s	mill. m ³	tonn	tonn	µg/l	µg/l
970131	14.7	5388	1.0	6.4	0.095	34.6	14.7	5388
970227	57.0	5830	3.6	4.8	0.271	27.8	57.0	5830
970320	14.0	7750	1.0	7.3	0.103	56.8	14.0	7750
970409	21.0	4180	2.2					
970416	29.0	2300	4.9					
970423	27.0	2500	1.4	9.1	0.241	25.5	26.6	2820
970501	40.0	1310	9.0					
970514	54.0	5130	16.9					
970521	19.0	4580	5.4					
970528	14.0	4380	4.7	28.4	1.137	113.5	40.0	3997
970611	14.0	4340	1.2					
970625	29.0	3010	4.0	7.0	0.179	23.3	25.5	3316
970709	19.0	3190	1.5					
970723	16.0	3300	0.4	4.4	0.081	14.2	18.4	3211
970806	32.0	2600	0.6					
970820	23.0	2700	0.2	1.1	0.031	2.8	29.6	2627
970903	16.0	4300	3.0					
970917	60.0	2300	1.1	2.4	0.066	9.0	27.7	3767
971001	20.0	2400	0.6					
971015	24.0	2400	1.8					
971030	29.0	2880	0.8	4.7	0.115	11.9	24.5	2523
971112	20.0	2900	7.1					
971126	19.0	4500	1.4	5.5	0.110	17.5	19.8	3166
971210	22.0	3900	2.4	5.2	0.114	20.2	22.0	3900
Min	14.0	1310						
Maks	60.0	7750						
Middel	26.4	3670						
St.avvik	13.2	1408						
Median	21.5	3245						
Antall pr.	24	24						
Året			2.7	86.3	2.5	357.0	29.5	4139

Svartelva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport								
samt volumveide middelerverdier i 1997.								
					Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Tot-P	Tot-N	Tot-P	Tot-N
Dato	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	tonn	tonn	µg/l	µg/l
970131	23.6	1895	0.58	2.17	0.051	4.1	23.6	1895
970227	85.1	3783	0.43	1.19	0.101	4.5	85.1	3783
970320	15.1	1824	0.39	2.45	0.037	4.5	15.1	1824
970409	51.4	1184	3.86					
970416	18.7	892	6.89					
970423	22.1	887	6.89					
970430	26.5	739	12.85	21.06	0.566	18.2	26.9	863
970513	42.5	3436	29.04					
970521	22.1	2144	8.55					
970528	16.4	4380	5.63	57.63	2.021	190.4	35.1	3303
970611	12.9	1302	2.24					
970625	15.2	1248	6.03	11.14	0.162	14.1	14.6	1263
970709	17.3	1012	1.91					
970722	11.8	815	0.88	4.77	0.074	4.5	15.6	950
970804	12.9	841	0.91					
970820	11.3	496	1.04					
970831	88.1	1773	2.78	2.78	0.158	3.6	56.7	1313
970917	60.8	1387	15.17					
970930	11.1	1298	1.71	16.59	0.925	22.9	55.8	1378
971015	13.4	1238	4.18					
971030	11.1	1714	1.81	19.57	0.249	27.0	12.7	1382
971111	35.8	2133	6.67					
971127	10.6	1706	5.06	14.94	0.372	29.1	24.9	1949
971215	14.8	2546	7.58	14.19	0.210	36.1	14.8	2546
Min	10.6	496						
Maks	88.1	4380						
Middel	27.1	1695						
St.avvik	22.1	968						
Median	16.9	1345						
Antall pr.	24	24						
Året			5.34	168.48	4.927	359.0	29.2	2131

Flagstadelva. Målte konsentrasjoner, beregnet månedstransport								
samt volumveide middelv. verdier i 1997.								
Dato	Tot-P	Tot-N	Vannf.	Vol.mnd.	Stofftransport		Vol.veide middelv.	
	µg/l	µg/l	m³/s	mill. m³	Tot-P tonn	Tot-N tonn	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
970131	7.0	3465	0.30	0.89	0.006	3.1	7.0	3465
970227	24.3	2967	0.16	0.60	0.015	1.8	24.3	2967
970320	8.6	4773	0.73	1.17	0.010	5.6	8.6	4773
970409	13.8	3963	1.36					
970416	16.0	2211	2.45					
970423	14.0	1551	2.50					
970430	30.2	795	8.84	7.47	0.177	10.7	23.8	1433
970513	25.2	1750	29.44					
970521	14.7	2983	3.10					
970528	11.6	2978	2.05	35.40	0.830	68.4	23.5	1933
970611	6.5	4038	0.27					
970625	9.7	809	2.17	2.91	0.027	3.4	9.3	1166
970709	7.4	2251	0.24					
970722	7.2	3057	0.13	1.03	0.008	2.6	7.3	2534
970804	8.1	2169	0.15					
970820	8.4	2819	0.05					
970831	34.0	881	3.03	0.62	0.020	0.6	32.4	971
970917	22.8	1303	5.47					
970930	12.0	2536	0.62	8.28	0.180	11.8	21.7	1429
971015	9.5	2028	1.46					
971030	6.1	3089	0.67	7.26	0.061	17.1	8.4	2362
971111	14.3	3604	2.38					
971127	7.9	3082	1.82	5.42	0.062	18.3	11.5	3378
971215	10.9	3223	2.42	5.10	0.056	16.4	10.9	3223
Min	6.1	795						
Maks	34.0	4773						
Middel	13.8	2597						
St.avvik	7.7	1034						
Median	11.3	2893						
Antall pr.	24	24						
Året			2.41	76.15	1.452	159.9	19.1	2100

6. Appendix

FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINNDELING FOR BEKKER, ELVER OG INNSJØER.

Bekker og Elver.

Generelt.

Inndelingen er i hovedsak fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnorm er også til dels hentet fra Stjerna-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i 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. Dvs. at vi har et biologisk mangfold som er i samsvar med forventet naturtilstand. Som regel er det stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Det er høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, og høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Benyttes nedbørsfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres mindre vassdrag som regel tarmbakterier i så store mengder at de kan påvirke vannkvaliteten. Det er gode levevilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

Områder innenfor denne klasse, med høy humuspåvirkning eller markert forsuringspåvirkning, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alkalitet $< 0,1$ mekv/l), til tider lav pH ($< 5,0$), ikke forekomst av forsuringfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (tidvis 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 økt tilførsel av organisk stoff og næringsalter. Naturgitt biologisk mangfold er likevel bevart. 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 utilfredsstillende (> 100 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml), og da spesielt ved lavvannføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

Klasse II (grønn farge): Elve- og bekkestrekninger der en moderat og påvisbar påvirkning har 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 nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe

synlig fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsstratumet som i vannmassene. Stort sett blir derfor naturgitt biologisk mangfold opprettholdt. Levevilkårene for laksefisk er gode og økt næringsgrunnlag gir økt fiskeproduksjon. 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 strømvassnutt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnsarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofytter), som i visse fall helt dekker elveleiet. Her får vi som regel også en markert tilslamming av bunnen.

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

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 effekt av organisk belastning (saprobiering). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnsstratumet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker og at det skjer artsforskyvninger i bunndyrssamfunnet. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstads Y-mesosaprobe sone).

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

Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart 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 Fjerdingsstads system).

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

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

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er mer eller mindre 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 (jevntil 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 mikroforurensninger som f.eks. klororganiske forbindelser og PAH'er 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 silosongen 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-/øvergjødsling) er ved siden av den økende forurensningen et av de alvorligste problemene for mange av våre innsjøforekomster. Overgjødningssituasjonen er 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 næringsstoffforurensning og disse vannforekomster har som regel lav vekstpotensiale. Her finner vi ultraoligotrofe, oligotrofe, dystrofe såvel som naturlige oligomesotrofe innsjøer. Forsurede innsjøer og tjern er markert med brune tverrstreker. Kalkede lokaliteter er markert med brunblå tverrstreker.

Klasse I-II (overgangssone): Innsjøer og tjern, som på grunn av økt næringstilførsel og økt vekstpotensiale 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 fiskesynspunkt er som oftest påvirkningen positiv ved at fiskeproduksjonen øker. Innsjøen kan karakteriseres som lite til moderat påvirket.

Klasse II (grønn farge): Denne klasse omfatter innsjøer med markert og målbar økning av mengden, algeproduksjonen og/eller høyere vegetasjon som resultat av økt antropogen næringssaltbelastning som bidrar til økt vekstpotensiale. Algefloraen (planteplankton) er forskjøvet mot økt forekomst av kiselalger (større innsjøer) eller grønnalger (mindre innsjøer/tjern) av og til med innslag av mer næringskrevende blågrønnalger. Det er videre særlig i vegetasjonsperioden nedsatt siktedyp, markert begroing "s.k. grønske" langs strendene, dvs. klare tegn på en begynnende overgjødning. 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 på disse plasser ikke til bading. Enkelte områder kan også være betydelig belastet med organisk materiale. Tilstanden medfører som regel til en betydelig økt fiskeproduksjon. Innsjøen kan karakteriseres som moderat forurensningspåvirket og har mesotrof karakter.

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 vekstpotensiale. I større innsjøer domineres planteplanktonet av kiselalger og blågrønnalger, og i mindre innsjøer som oftest av grønnalger (i grunne innsjøer markert utvikling av høyere vegetasjon). 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 bunnelagene. I grunnere innsjøer med liten gjennomstrømning er oksygeninnholdet som regel betydelig redusert i de dypere områdene og i visse tilfeller er det 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.

Hgienisk 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 overgjødslet (eutrofe forhold), 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 anaerobe (oksygenfrie) forhold i de dypere vannmasser. Det siste gjelder spesielt i innsjøer med liten gjennomstrømning. Det er som oftest kraftig artsforskyvning mot mindre verdifulle fiskearter (mortfisker) hvis slike forekommer. I alle fall er fiskeproduksjonen og fangstutbyttet av mer verdifulle arter sterkt redusert. Til tider vond lukt og smak på fiskekjøttet. I grunnere innsjøer med lite tilsig er det ofte fiskedød i vinterhalvåret. I drikkevannssammenheng og hygienisk sett er forholdene tilsvarende som for klasse III, men sterkere markert. Forholdene for bading og rekreasjon er høyst utilfredsstillende. Innsjøen kan karakteriseres som sterkt overgjødslet, dvs. sterkt forurensningspåvirket. Her finner vi polyeutrofe og hypereutrofe tjern og mindre innsjøer.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

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

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3847-98

ISBN 82-577-3428-4