

NIVA



RAPPORT LNR 4186-2000

**Vannkvaliteten i
Strondafjorden i perioden
1984 - 99**



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-99	Løpenr. (for bestilling) 4186-2000	Dato Februar 2000
	Prosjektnr. Undernr. O-92055	Sider Pris 25
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik Sigurd Rognerud	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, kommunene Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Vestre Slidre, Øystre Slidre og Vang.	Oppdragsreferanse Chr. Rieber-Mohn
--	---------------------------------------

Sammendrag

Rapporten er en årsrapport for undersøkelsene i 1999, men den oppsummerer også tidsutviklingen i vannkvaliteten i perioden 1984-99. Siden 1991 har det skjedd en reduksjon i mengdene i Strondafjorden, og det har ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer i de siste årene. Resultatene fra overvåkingen i perioden 1984-93 viser imidlertid at små økninger i tilførselen av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Mengden og sammensetningen av alger i 1999 var karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Dette indikerer lav tilgang på næringssalter i produksjonsperioden. Middelkonsentrasjonene av fosfor og klorofyll-a var noe høyere i 1999 enn året før, men vannkvaliteten kan likevel betegnes som god i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet. Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av totalfosfor og humus på 1990-tallet. Dette indikerer at tilførselen av humus-fosfor-forbindelser dannet i nedbørfeltet er en betydelig fosfor-kilde til Strondafjorden. Tilførselen av humus bestemmes i hovedsak av utlekkingen fra myr- og skogområder og fra dyrket mark i nedbørfeltet. Mengden av krepsdyrplankton synes ikke å ha endret seg vesentlig siden midten av 1980-tallet, men en økt andel småvokste vannlopper tydet på at beitepresset fra planktonspisende sik muligens har økt de siste årene. Vannkvaliteten var god vurdert ut fra et hygienisk-bakteriologisk synspunkt i 1999. Dette viser at Strondafjordens overflatelag var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra f.eks. husdyrgjødsel.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Strondafjorden 2. Overvåking 3. Vannkjemi 4. Plankton 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Lake Strondafjorden 2. Monitoring 3. Water chemistry 4. Plankton
--	---


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningssjef

Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-99

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-99. Det er tidligere utgitt 7 årsrapporter fra overvåkingen på 1990-tallet. Vurderingene er gjort ut fra konsentrasjoner av næringssalter, plankton og fekale indikatorbakterier.

Prosjektet har vært finansiert av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering og kommunene Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Vang, Øystre Slidre og Vestre Slidre. Kontaktperson for oppdragsgiverne har vært miljøvernkonsulent Christian Rieber-Mohn i Nord-Aurdal kommune.

Vannanalysene er utført av LabNett as på Hamar og NIVAs laboratorium i Oslo. Pål Brettum (NIVA Oslo) har analysert planteplankton, mens Jarl Eivind Løvik (NIVA Østlandsavdelingen) har bearbeidet dyreplanktonet. Løvik har også vært prosjektleder for NIVA. Meteorologiske data er innhentet fra Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre. Vannføringsdata er stilt til rådighet av Foreningen til Bægnavassdragets Regulering. Prøveinnsamling, databearbeiding og rapportering er utført av personalet ved NIVAs Østlandsavdeling.

Ottestad, februar 2000

Jarl Eivind Løvik

Innhold

1. Innledning	6
2. Resultater	7
2.1 Nedbør og avrenningsforhold	7
2.2 Siktedyp og vannkjemi	8
2.3 Planktonalger	14
2.4 Planktonkrepsdyr	17
2.5 Fekale indikatorbakterier	19
3. Litteratur	19
4. Vedlegg	21

Sammendrag

Hovedmålet med denne undersøkelsen har vært å registrere forurensingsgraden av næringsalter i Strondafjorden. Rapporten omhandler resultatene av overvåkingen i 1999, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrenden i forurensingsgraden i perioden 1984-99. Vurderingene er gjort på grunnlag av månedlige observasjoner av siktedyp, generell vannkjemi, næringsalter, plankton og forekomst av fekale indikatorbakterier i vekstsesongen (juni-oktober).

Vekstsesongen 1999 var preget av en kjølig værtype og relativt mye regn i juni etterfulgt av en lang periode fra juli til og med første delen av september med mye pent vær, svært lite nedbør og til dels høye lufttemperaturer. Det kom mye regn i slutten av september, og oktober var preget av temperaturer og nedbørmengder omtrent som normalen. Tilrenningen fra Begna og fra Øystre Slidrevassdraget var litt mindre enn året før for perioden juni-oktober.

Dersom sesongmiddelverdiene av næringsalter og klorofyll-a de senere årene legges til grunn, kan Strondafjorden karakteriseres som en næringsfattig (oligotrof) innsjø. Middelkonsentrasjonene av fosfor og klorofyll-a var i 1999 noe høyere enn i 1998. Vannkvaliteten kan likevel betegnes som god i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann. Innsjøens konsentrasjon av fosfor ser ut til å være nært knyttet til konsentrasjonen av humus som først og fremst er avhengig av humusutlekkingen fra skog- og myrområder og fra dyrket mark i nedbørfeltet. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser har gått litt ned i løpet av de siste 4-5 årene.

Mengdene og sammensetningen av alger i 1999 var også karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Det viser at tilgangen på næringsalter stort sett var lav i undersøkelsesperioden. En moderat oppblomstring av kiselalger i juni og litt høyere middelbiomasse enn i 1998 indikerte likevel litt mer tilgang på næringsalter. Siden 1991 har det skjedd en reduksjon i algeomengdene i Strondafjorden, og det har ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer de siste 6 årene. Forholdene på 1980- og først på 1990-tallet viser imidlertid at små økninger i tilførslene av næringsalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Oppblomstringen av *Uroglena* og *Chlamydomonas* på forsommeren i 1991 gav sterk lukt av tran/fisk i Fagernes-området. Det ble også påvist at algene produserte et toksin som antagelig var medvirkende årsak til sikdøden dette året. Flere år på 1980-tallet og i 1991 utviklet det seg betydelige bestander av kiselalger på sensommeren eller høsten. Også i de 4 siste årene har det i perioder vært innslag av arter som indikerer noe økt tilgang på næringsalter, men bestandene har vært moderate. Utover høsten kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringsalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatur-sprangsjiktet.

Krepsdyrplanktonet hadde en sammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Videre indikerte artssammensetningen og en økt andel småvokste vannlopper at beitepresset fra planktonspisende sik muligens har økt i de siste to årene. Totalbiomassen av krepsdyrplankton ser imidlertid ikke ut til å ha endret seg vesentlig i Strondafjorden siden midten av 1980-tallet. Konsentrasjonene av fekale indikatorbakterier var lave, og dette viste at Strondafjordens overflatelag var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra f.eks. husdyrgjødsel i vekstsesongen 1999.

Mange og betydelige brukerinteresser er knyttet til Strondafjorden. Det gjelder f.eks. energi-produksjon, vannforsyning og resipient for befolkning, jordbruk, fiskeoppdrett og industri, fiske, rekreasjon og turisme. Selv om vannkvaliteten kan betegnes som god i 1999, er det all grunn til å fortsette den systematiske overvåkingen med årlige undersøkelser og relativt hyppig prøvetaking. Undersøkelsene tidligere år har vist at innsjøen er ømfintlig med hensyn til muligheten for algeoppblomstringer, spesielt på forsommeren når innsjøen er termisk sjiktet og det varme

overflatelaget er relativt tynt. Systematiske undersøkelser av vannkvaliteten vil også i framtida være den beste kontrollen på om de forurensningsbegrensende tiltakene i nedbørfeltet virker som de skal, eller om det bør iverksettes ytterligere tiltak.

1. Innledning

Bakgrunn

Strondafjordens vannkvalitet har vært betegnet som lite til moderat forurenset av næringsalter de seinere årene (Løvik & Rognerud 1997, 1998, 1999a), men situasjonen synes å være labil. Med dette menes at små belastningsøkninger i kombinasjon med pent og varmt vær har i enkelte år på 1980- og 90-tallet ført til raske oppblomstringer av algearter innen gruppene gullalger (Chrysophyceae) og kiselalger (Bacillariophyceae). Oppblomstringen av *Uroglena americana* og *Chlamydomonas* på forsommeren i 1991 førte til luktproblemer, og algene produserte antagelig også toksiner som indirekte var en av årsakene til den senere fiskedøden (Hegge & Østdahl 1992). Dette var en av grunnene til at overvåkingen ble tatt opp igjen i mer regelmessige former i 1992. En annen begrunnelse var behovet for resultatkontroll i forbindelse med gjennomføring av miljøltiltak for å begrense forurensingen til vassdrag fra fiskeoppdrettsanlegg og fra jordbruket. Innsjøens sårbarhet overfor forurensinger ble også illustrert i forbindelse med en mage/tarm-epidemi på Leira i mars –96 som høyst sannsynlig skyldtes vannbåren smitte via et midlertidig vanninntak på grunt vann i Strondafjorden (Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996).

De viktigste bruksinteressene i innsjøen er energiproduksjon, vannforsyning og resipient for befolkning, jordbruk, fiskeoppdrett og industri. I tillegg kommer interesser knyttet til fiske, rekreasjon og turisme.

Tidligere undersøkelser

Strondafjorden ble undersøkt i 1984-86 i forbindelse med basisundersøkelsen av Begnavassdraget innenfor programmet "Statlig program for forurensningsovervåking" som administreres av SFT (Rognerud et al. 1987). Den ble videre undersøkt i 1987-89 som et ledd etterundersøkelsene ved Lomen-reguleringen (Rognerud & Romstad 1990). Den pågående overvåkingen startet med noen få registreringer i 1991 og fortsatte med månedlige observasjoner i vekstsesongene siden 1992 (Rognerud 1993, Løvik og Rognerud 1994, 1995, 1996, 1997, 1998a, 1999a). I 1997 omfattet undersøkelsen også de ovenforliggende innsjøene Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden i Øystre Slidre-vassdraget.

Målsetting

Målsettingen for overvåkingen er å registrere forurensingsgraden av næringsalter i Strondafjorden. Resultatene skal samholdes med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrender i forurensingsgraden.

Program

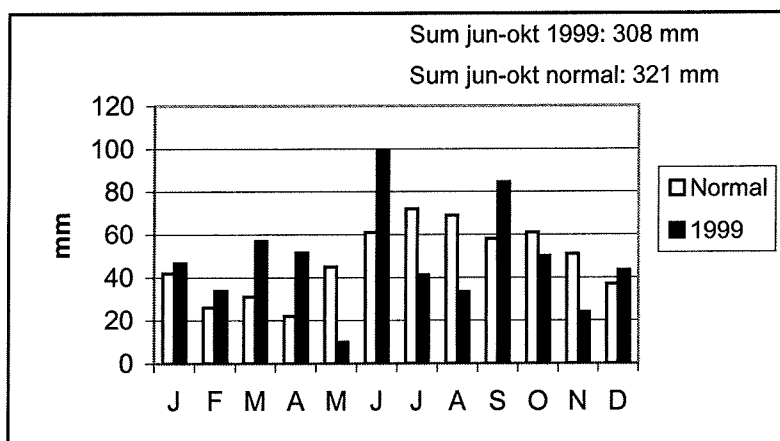
Prøver ble samlet inn månedlig i perioden juni – oktober ved den faste stasjonen i innsjøens østre del. Blandprøver fra 0-10 m ble analysert mhp pH, alkalitet, turbiditet, ledningsevne, farge, næringsaltene fosfor og nitrogen samt mengde og sammensetning av planteplankton. Vertikale håvtrekk fra 0-20 m

ble benyttet for kvalitative analyser av krepsdyrplankton i juni og oktober. I juli, august og september ble det samlet inn kvantitative prøver av krepsdyrplankton ved hjelp av 25 liters Schindler-henter fra 1m, 10m og 20m. Prøver for analyse av fekale indikatorbakterier (termotabile koliforme bakterier) ble samlet inn fra 1 m. Samtidig med prøveinnsamlingen ble det målt siktedyp og vanntemperatur i en vertikalserie. Meteorologiske observasjoner fra Løken forskingsstasjon og vannføringsdata fra Foreningen til Bægnavassdragets Regulering er benyttet i vurderingene.

2. Resultater

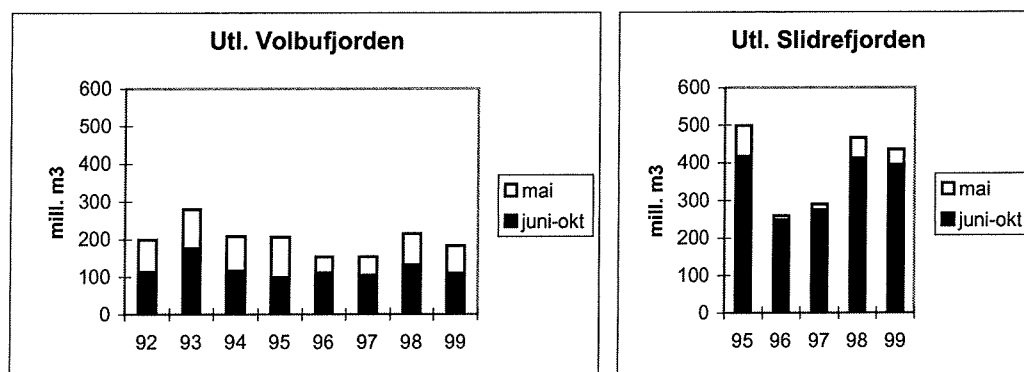
2.1 Nedbør og avrenningsforhold

Fig. 1 viser månedsnedbørssummer for 1999 og nedbørssum for vekstperioden (juni-oktober) ved Løken forskingsstasjon i Øystre Slidre (530 m.o.h.). Meteorologiske data for 1999 samt normaler er også gitt i vedlegget. Fig. 2 viser avrenningen fra Volbufjorden i Øystre Slidre-vassdraget og fra Slidrefjorden i Begna i perioden mai-oktober de siste 8 årene (5 år for Slidrefjorden). Disse vannføringsstasjonene er representative for de to største tilløpselvene til Strondafjorden. Figuren er tatt med for å gi et inntrykk av størrelsen på vanntilførselen til innsjøen i perioden like før (mai) og i vekstsesongen.



Figur 1. Månedsnedbør ved Løken forskingsstasjon i 1999. Normalnedbørssummer (1961-90) samt totalsum for vekstsesongen (juni-oktober) er også vist.

I mange innsjøer påvirkes vannkvaliteten i de øvre vannlag raskt av lokal avrenning i regnrrike perioder spesielt om sommeren når innsjøene er termisk sjiktet. Vekstsesongen 1999 var preget av en kjølig værtype og relativt mye regn i juni etterfulgt av en lang periode fra juli til og med første delen av september med mye pent vær, svært lite nedbør og til dels høye lufttemperaturer (Fig. 1, tabell i vedlegget). I slutten av september regnet det nokså mye, mens oktober var preget av temperaturer og nedbørmengder omtrent som normalen. Begna er den tilløpselva som bidrar med mest vann til Strondafjorden. Vanntilførselen fra Begna (målt ved utløp Slidrefjorden) var i perioden juni-oktober 1999 ca. 3,5 ganger så stor som tilførselen fra Øystre Slidre-vassdraget (her målt ved utløpet av Volbufjorden). Dette hadde betydning for vannkvaliteten i Strondafjorden bl.a. fordi vannet fra Slidrefjorden vanligvis er mindre humuspreget enn vannet fra Øystre Slidre-vassdraget (Rognerud et al. 1987, Fossum 1998). Øystre Slidre-vassdraget har hatt gjennomgående større vannføring i forbindelse med vårfloppen (mai) enn Begna først og fremst pga. betydelig tilrenning fra den uregulerte sideelva Vinda. Vanntilførselen fra de to hovedvassdragene var litt mindre i 1999 enn året før.

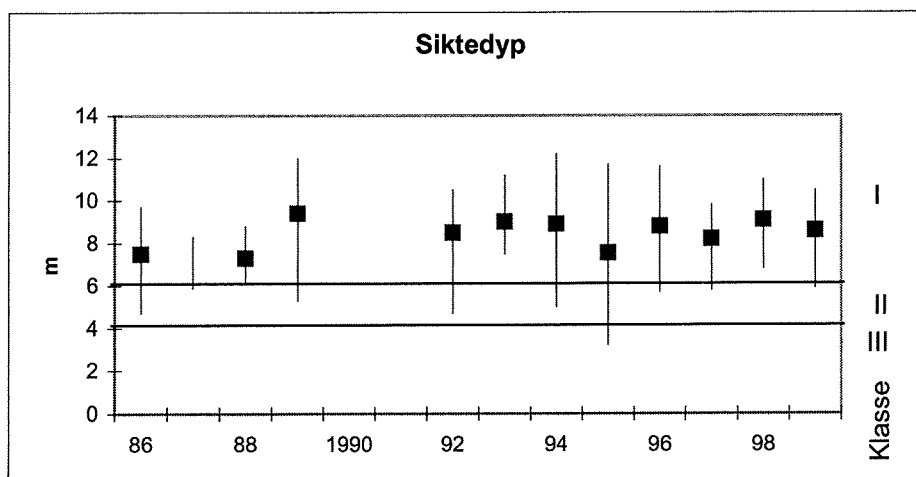


Figur 2. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret fordelt på periodene "mai" (uke 18-22) og "juni-oktober" (uke 23-43).

2.2 Siktedyp og vannkjem i

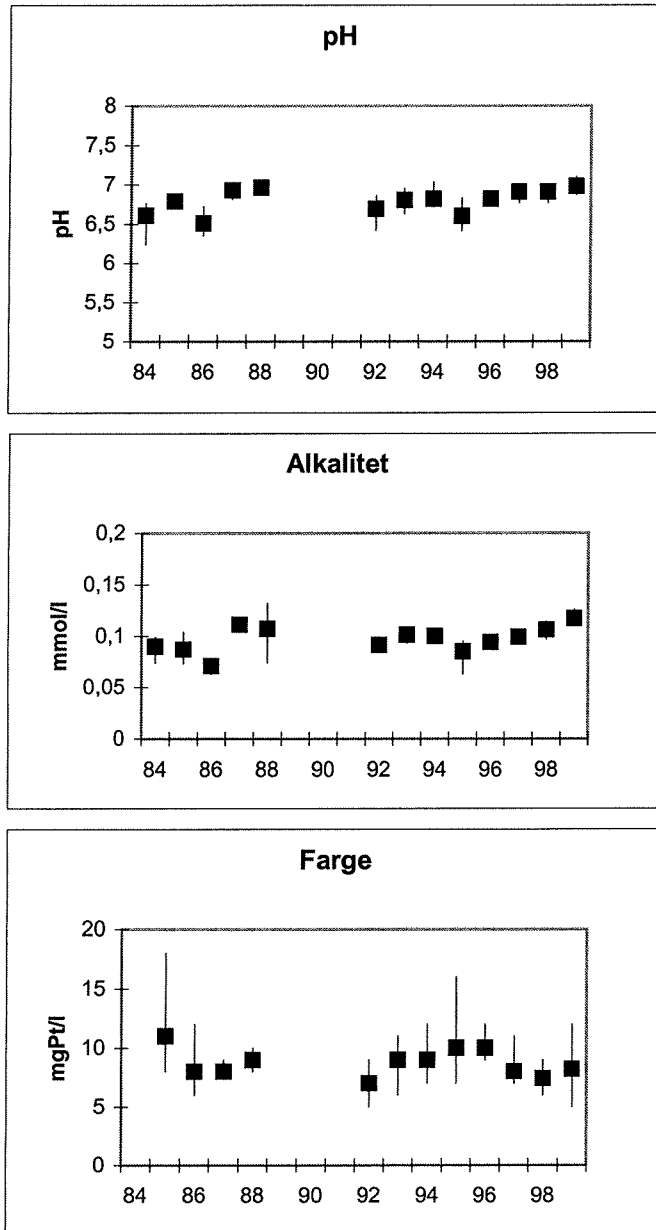
Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene er gitt i vedlegget og framstilt i Fig. 3-7. Sesongmiddelverdier, tilstandsklasser og forurensingsgrader for en del sentrale vannkvalitetsparametre er gitt i tabell 1.

Siktedypet gir i de fleste tilfeller et indirekte mål på lyssvekningen i vannmassene. Økte mengder av humusforbindelser og partikler, slik som alger eller erosjonspartikler fra nedbørfeltet, nedsetter siktedypet. Fig. 3 viser at Strondafjorden hadde gjennomgående høye siktedypsverdier de fleste årene. Dette skyldes en relativt liten påvirkning av humus og små mengder av alger og erosjonspartikler. I de fleste årene ble de laveste siktedypsverdiene observert i tilknytning til de største algemengdene. Spesielt lavt siktedyp på forsommeren i 1995 var også delvis forårsaket av erosjonspartikler i forbindelse med "storflommen" dette året. Det er ikke registrert endringer av betydning mht siktedypet i Strondafjorden i de seinere årene, og i 1999 indikerte siktedypet "meget god" vannkvalitet i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier (Andersen et al. 1997). Lavest siktedyp (5,9 m) ble observert i begynnelsen av juni i tilknytning til noe økt humuspåvirkning og en oppblomstring av bl.a. kiselalger (se avsn. 2.3).



Figur 3. Middelerverdier og variasjonsbredder av siktedyp i Strondafjorden. Grenser for tilstandsklassene I-III etter SFT's inndeling (Andersen et al. 1997) er markert i diagrammet.

Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved f.eks. tilførsel av surt vann (bufferevnen). Strondafjorden hadde tilnærmet nøytralt vann og rimelig god bufferevne. Dette skyldes i hovedsak geologien i nedbørfeltet som inneholder en del kalkholdige bergarter. Vurdert ut fra sesongmiddelverdiene ser det ut til å ha skjedd en liten økning i pH og alkalitet i perioden 1995-99.



Figur 4. Middelerverdi og variasjonsbredder for pH, alkalitet og farge i Strondafjorden.

Humuspåvirkningen målt som vannets farge var generelt liten, og det ble observert noe lavere verdier i årene 1997-99 enn i de 3-4 foregående årene. Graden av humuspåvirkning bestemmes av en rekke faktorer som klima og avrenningsforhold, andel fjell-, skog- og myrområder i nedbørfeltet, løsavsetningenes beskaffenhet, mineralisering og sedimentasjon i innsjøen m.m. Den største avrenningen av humus fra skogområder skjer ofte i forbindelse med snøsmelting om våren og spesielt i forbindelse med regnvær etter løvfall om høsten (jfr. Hongve 1999). De relativt lave verdiene i 1999

skyldtes sannsynligvis først og fremst de små nedbørmengdene gjennom mesteparten av prøvetakingsperioden og betydelig tilførsel av relativt humusfattig vann spesielt fra Slidrefjorden. Størst humuspåvirkning ble observert i begynnelsen av juni i forbindelse med vårfloppen.

Fosfor er det næringsaltet som vanligvis begrenser algeveksten i innsjøer. Økt tilførsel av fosfor f.eks. fra kloakk, landbruksaktivitet eller industri vil derfor oftest føre til økt vekst av planteplankton og/eller begroingsalger og vannvegetasjon i strandsonen. Klorofyllmålinger gir et indirekte uttrykk for konsentrasjonen av den totale algemengden (planteplankton) i innsjøen.

Ut fra sesongmiddelverdiene av næringsalter og klorofyll-a de senere årene kan Strondafjorden karakteriseres som en næringsfattig innsjø. Vannkvaliteten i 1999 kan betegnes som "god" i henhold til SFT's system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Vi har da lagt størst vekt på klorofyll-konsentrasjonen.

Tabell 1. Observerte middelverdier i 1999, forventet naturtilstand (Rognerud & Romstad 1990), beregnede tilstandsklasser (Andersen et al. 1997) og forurensingsgrader (Holtan & Rosland 1992). Tilstandsklasser: I=Meget god, II=God, III=Mindre god, IV=Dårlig, V=Meget dårlig. Forurensingsgrader: 1=Lite, 2=Moderat, 3=Markert, 4=Sterkt, 5=Meget sterkt forurenset

	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Kl-a µg/l	Siktedyp M	Samlet Vurdering
Middelverdier 1999 (M)	6,4	278	2,51	8,6	
Tilstandsklasser	I	I	II	I	God
Forventet nat. tilstand (N)	~5	~200	<1,5	>8	
M/N	1,3	1,4	1,7	1,1	
Forurensingsgrader	1	2	2	1	Moderat forurenset

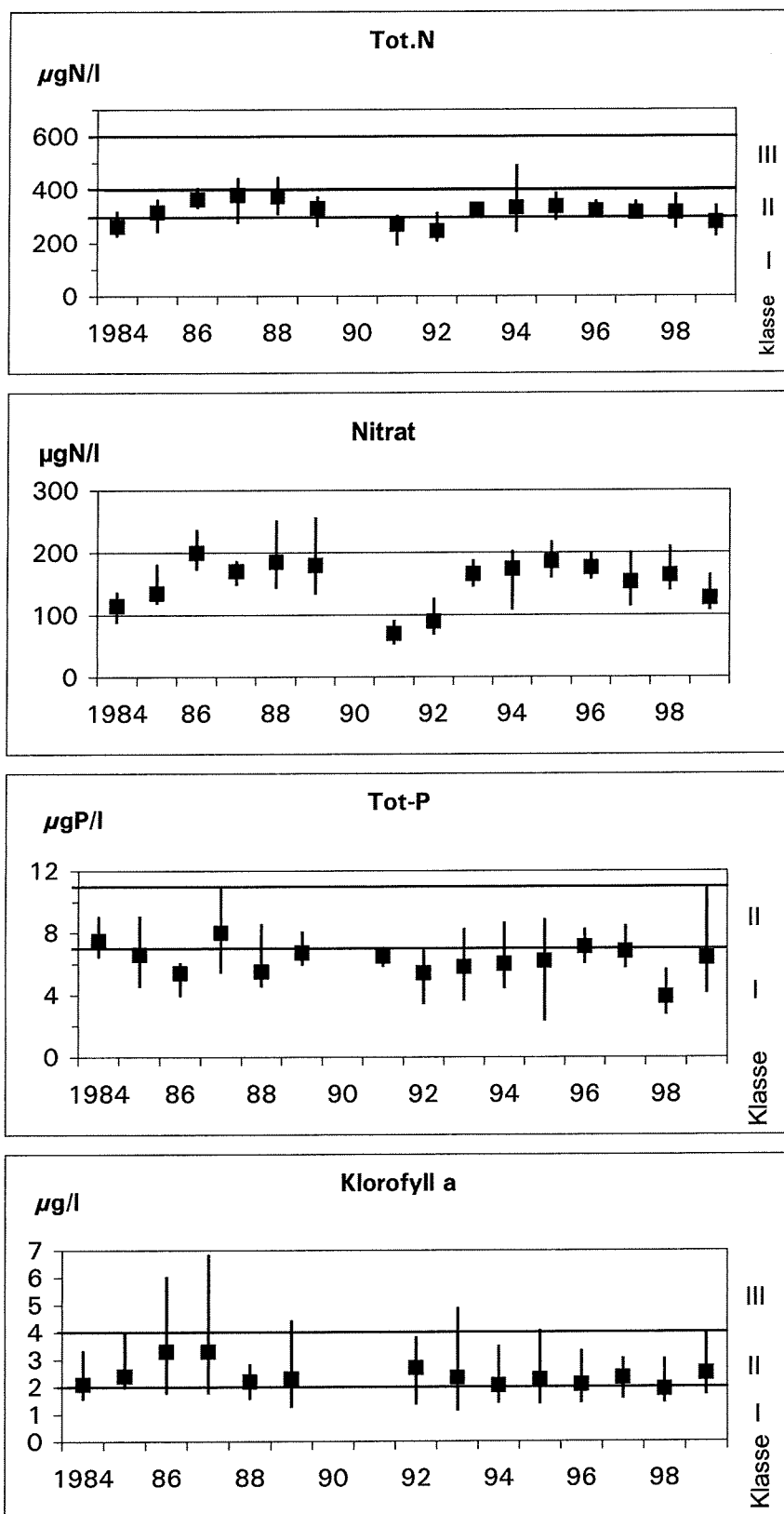
Vurdert ut fra forholdet mellom observerte sesongmiddelverdier i 1999 og en forventet naturtilstand (jfr. Rognerud & Romstad 1990) kan Strondafjorden karakteriseres som moderat forurenset av næringsalter i 1999.

Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser økte en del utover 1980-tallet. De var litt lavere i 1991-1992 for så å øke igjen i 1993-95. I de siste 4 årene har vi observert tendens til en liten nedgang i middelverdiene for både total-nitrogen og nitrat. Konsentrasjonene av total-fosfor har i 1990-årene stort sett variert innenfor samme intervall som på 1980-tallet, dvs ca. 3-11 µg/l. Det var en tendens til økning i årene 1993-96, mens konsentrasjonene i 1998 var de laveste som har blitt registrert siden målingene startet. Vi kan ikke si med sikkerhet hva de spesielt lave verdiene for 1998 skyldes; om de er naturlig betinget eller om de kan ha analysetekniske årsaker. Konsentrasjonene var høyere igjen i 1999 med en middelverdi på 6,4 µg/l, dvs. nær grensa mellom tilstandsklasse I og II. Konsentrasjonen var høyest i begynnelsen av juni (10,8 µg/l) i forbindelse med vårfloppen. Til sammenlikning kan det nevnes at man for Mjøsa har en målsetting om at fosforkonsentrasjonen i vekstsesongen ikke skal overstige nivået 5,5-6,5 µg Tot-P/l.

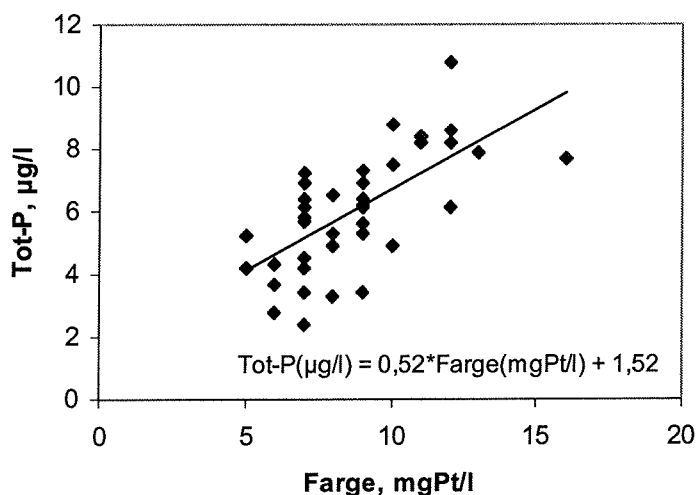
Konsentrasjonen av fosfor er et resultat av både menneskeskapte og naturlige tilførsler fra nedbørfeltet, atmosfæriske avsetninger direkte på innsjøoverflata og nettoeffekten av sedimentasjon (utfelling) og resuspensjon ("oppvirvling" fra bunnområder) i selve innsjøen. Figur 6 viser at det var en god statistisk sammenheng mellom konsentrasjonen av humusforbindelser (målt som vannets farge) og total-fosfor i Strondafjorden på 1990-tallet (1992-99). Det kan tyde på at fosfortilførslene i vesentlig grad domineres av naturlige kilder som myrer og skogsområder samt arealavrenning fra dyrket mark i nedbørfeltet. På 1980-tallet var det ingen statistisk signifikant sammenheng mellom farge og total-fosfor ($Tot-P(\mu g/l) = 0,10 * Farge(mgPt/l) + 5,38$; $N = 23$, $R^2 = 0,09$, $P > 0,05$). Dette kan

være en indikasjon på at tilførsler fra punktkilder fra befolkning, jordbruk og industri antagelig hadde større betydning for fosforkonsentrasjonen i innsjøen på 1980-tallet enn de har hatt i de senere årene.

En betydelig del av fosfortilførslene skjer i forbindelse med flommer. I slike perioder er fosforet for en stor del bundet til løste og partikulære humusforbindelser som i liten grad er tilgjengelig for algevekst (Berge & Källqvist 1990). I forbindelse med kraftig regnvær og/eller flomsituasjoner kan imidlertid innsjøen tilføres betydelige mengder algetilgjengelig fosfor som følge av lekkasjer i kloakknettene, tilførsler fra separate anlegg i spredt bebyggelse og økt arealavrenning fra gjødslet åkermark. I perioder med rolig vær og liten erosjon skjer det en sedimentasjon ut av de øvre vannsjikt, og fosforkonsentrasjonene kan da gå ned mot 2-4 µg/l.



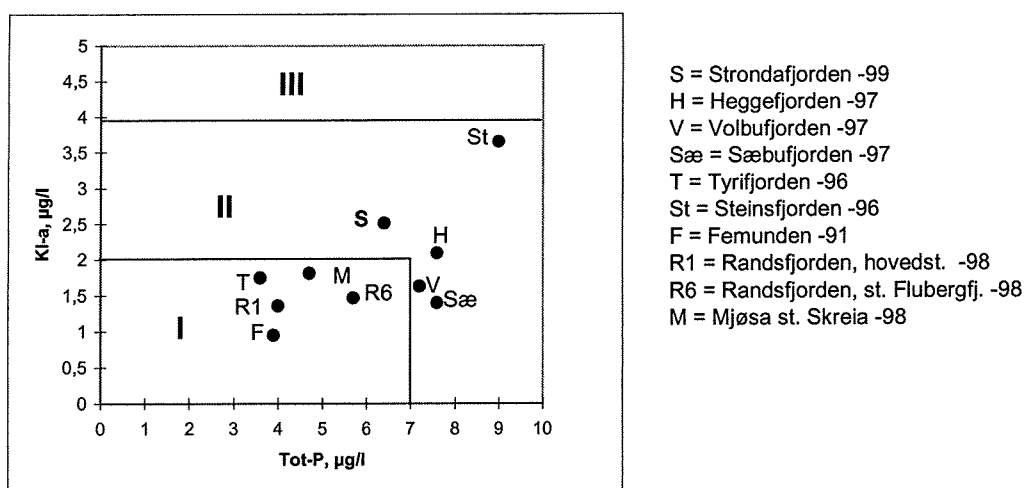
Figur 5. Sesongmiddelverdier og variasjonsbredder for næringsalter i Strondafjorden. Grenser for tilstandsklasser etter SFT's klassifiseringssystem er markert for Tot-N, Tot-P og Kl-a.



Figur 6. Sammenhengen mellom vannets farge og total-fosfor på 1990-tallet (Antall observasjoner, $N = 43$, $R^2 = 0,43$, $P < 0,001$).

Det ble observert en svak nedgang i sesongmiddelverdiene av klorofyll-a utover 1990-tallet t.o.m. 1998, men denne trenden fortsatte ikke i 1999. Middelkonsentrasjonen økte igjen i 1999 først og fremst pga. høyere verdier på forsommeren. Etersom antall observasjoner pr. sesong har vært relativt lite etter 1992 (5 obs.), blir usikkerheten mht. representativiteten av sesongmiddelverdiene betydelig. Det betyr bl.a. at sjansen for at en ikke får tatt prøver i forbindelse med mer kortvarige algeoppblomstringer blir relativt stor. En bør derfor ikke legge alt for stor vekt på en liten endring i middelverdien, men økningen i 1999 gir likevel grunn til årvåkenhet mht. vannkvaliteten i Strondafjorden.

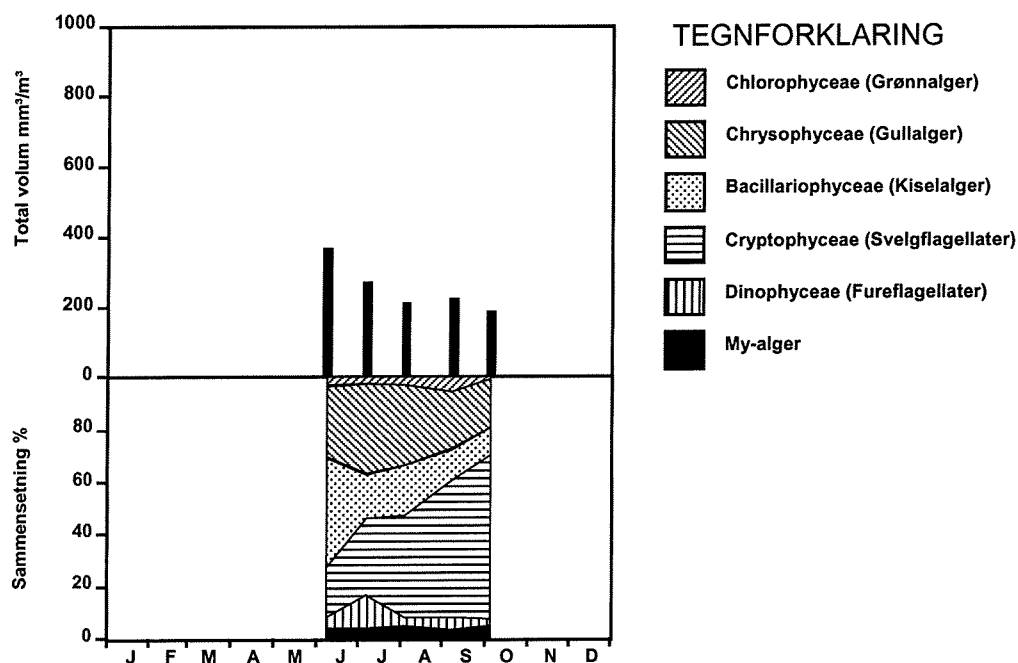
En sammenlikning av vannkvaliteten i Strondafjorden med andre innsjøer i Østlandsregionen viste at konsentrasjonene av fosfor og klorofyll-a var høyere enn i f.eks. Tyrifjorden, Randsfjorden og Mjøsa (Fig. 7).



Figur 7. Sammenhengen mellom sesongmiddelverdiene av total-fosfor og klorofyll-a i Strondafjorden, Heggefjorden, Volbufjorden, Sæbufjorden, Randsfjorden (2 st.), Femunden, Mjøsa, Tyrifjorden og Steinsfjorden (Kilder: Brettum 1997, Kjellberg 1999, Løvik & Rognerud 1992, 1998, 1999a og 1999b). Grenser for tilstandsklasser i henhold til SFT's klassifiseringssystem er angitt.

2.3 Planktonalger

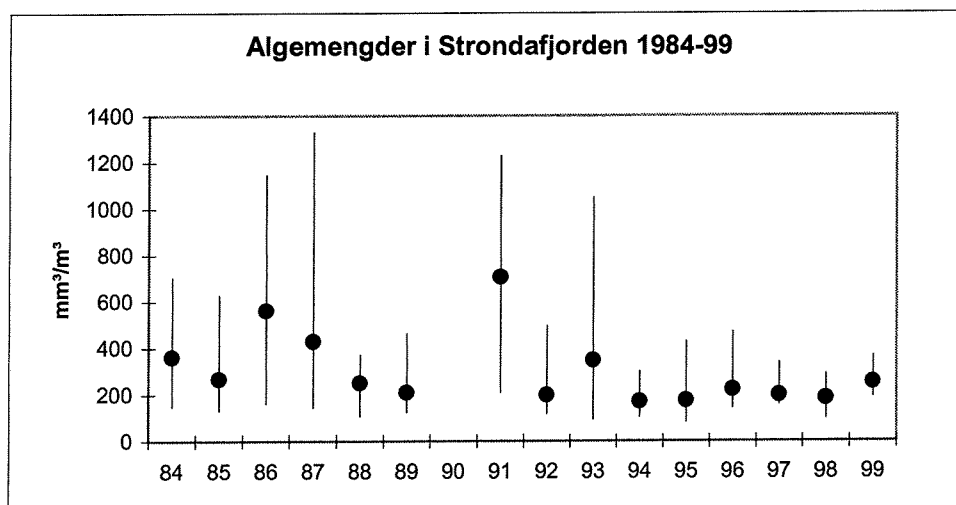
Resultatene av algetellingene for 1999 er gitt i artslister i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper er vist i Fig. 8. Middelerverdi og variasjonsbredder (totalvolumer) over vekstsesongen for årene 1984-89 og 1991-99 er vist i Fig 9. Den relative sammensetningen av alger fordelt på hovedgrupper for perioden 1984-99 er vist i Fig. 10.



Figur 8. Algemengde (totalvolum) og sammensetning i Strondafjorden i 1999.

Algemengdene var generelt lave i 1999 med maksimum i begynnelsen av juni med ca. $370 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og en middelerverdi for sesongen på ca. $250 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. Dette tilsvarer oligotrofe forhold, dvs. næringsfattig vannkvalitet (Brettum 1989), og det viser at tilgangen på næringsalter stort sett var lav i undersøkelsesperioden. Det har skjedd en reduksjon i algemengdene i Strondafjorden utover på 1990-tallet, både mht middel- og maksimalverdier. Algemengdene var likevel litt større i 1999 enn året før.

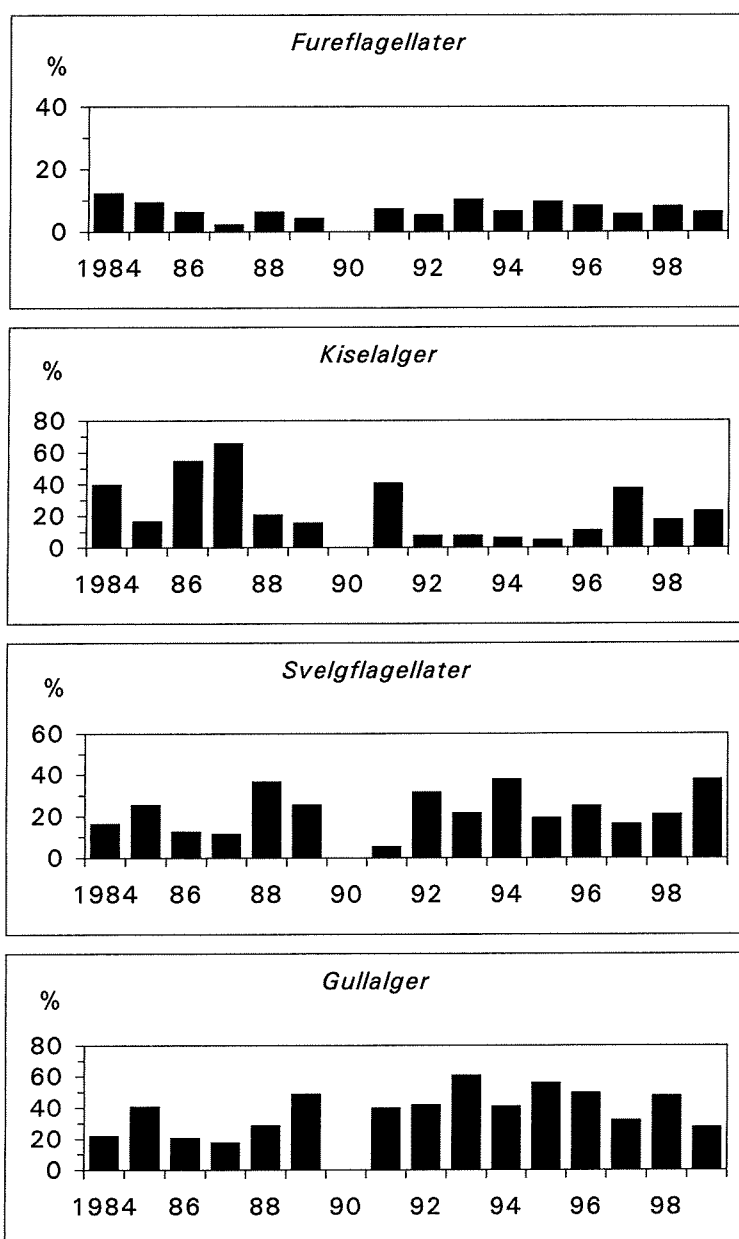
Artsammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsaltforurensing. I 1999 var algesamfunnet dominert av gullalger (Chrysophyceae; først og fremst små og store chrysonader), svelgflagellater (Cryptophyceae) og kiselalger (Bacillariophyceae) (Fig. 8). Denne sammensetningen er karakteristisk for næringsfattede innsjøer (Brettum 1989). Betydelige innslag av kiselalgen *Asterionella formosa* i juni-juli og av svelgflagellaten *Rhodomonas lacustris* (+ v. *nannoplantica*) hele sesongen indikerte likevel litt næringsrikere forhold.



Figur 9. Sesongmiddelverdier (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Strondafjorden i årene 1984-98 (unntatt 1990).

Algeutviklingen har også tidligere år vært karakterisert ved lave til moderate algemengder i størrelsesorden $<150-400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ i store deler av vekstsesongen. Noen år skjedde imidlertid markerte oppblomstringer av kort varighet med toppe på over $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (Fig. 9). I årene 1984, -86, -87 og -91 utviklet det seg betydelige bestander av kiselalger på sensommeren eller høsten. I 1991 og -93 var det først og fremst arter innen gruppen gullalger som forårsaket algeoppblomstringene. De siste 6 årene har vi ikke observert markerte algeoppblomstringer i Strondafjorden. Forholdene på 1980- og først på 1990-tallet viser imidlertid at små økninger i tilførslene av næringssalter i kombinasjon med pent og varmt vær lett kan føre til algeoppblomstringer og dermed problemer for brukerne av innsjøen. Det er kjent fra litteraturen at i klarvannssjøer, som Strondafjorden, kan enkelte arter utnytte små næringssalttilførsler svært effektivt og derved raskt produsere masseoppblomstringer. Disse er som regel kortvarige da reservene av næringssalter brukes raskt opp, og algene dør ut et par uker etter toppen. I april-mai tilføres innsjøen næringssalter fra nedbørfeltet i forbindelse med våravsmeltingen, og det blir vanligvis gunstige forhold for algevekst når temperaturen i de øvre vannlag stiger i mai-juni. Når innsjøen er termisk sjiktet om sommeren, har næringssalttilførsler f.eks. i forbindelse med kraftig regnvær og arealavrenning antagelig stor betydning for algeveksten. I denne perioden vil også eventuelle lekkasjer/overløp fra kloakksystemene føre til økt algevekst i innsjøen. Utover høsten, når overflatetemperaturen synker, kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringssalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet.

Oppblomstringen av forskjellige arter i Strondafjorden gjør at forholdet mellom de ulike algegruppene har variert betydelig fra år til år (Fig. 10). Dette har ikke skjedd f.eks. på hovedstasjonen i Randsfjorden hvor fordelingen mellom hovedgruppene har vært temmelig konstant i de årene innsjøen har vært undersøkt (Løvik & Rognerud 1999b). Strondafjorden synes derfor å være mer ømfintlig med hensyn til muligheten for algeoppblomstringer enn Randsfjorden ved hovedstasjonen. Fordelingen mellom gruppene var mer stabil i årene 1992-95, men det økte innslaget av kiselalger i 1997 viste at situasjonen fortsatt var labil og hvor viktig det er å overvåke vannkvaliteten med en systematisk og relativt hyppig prøvetaking.



Figur 10. Den relative fordeling (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelerdi av algevolumene over vekstsesongen (juni-oktober).

2.4 Planktonkrepserdyr

Resultatene av dyreplankton-analysene er gitt i tabell 2 og tabell IV i vedlegget. Lengden av dominerende *Daphnia*-art (*D. galeata*) er vist i Fig. 12.

Tabell 2. Kvalitativ forekomst av planktonkrepserdyr i Strondafjorden i 1999, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m, maskevidde 60 µm 8. juni og 5. oktober. I juli-september er vurderingene basert på Schindlerprøver fra sjiktet 0-20 m. +++=rikelig/dominerende, ++=vanlig, +=få individer.

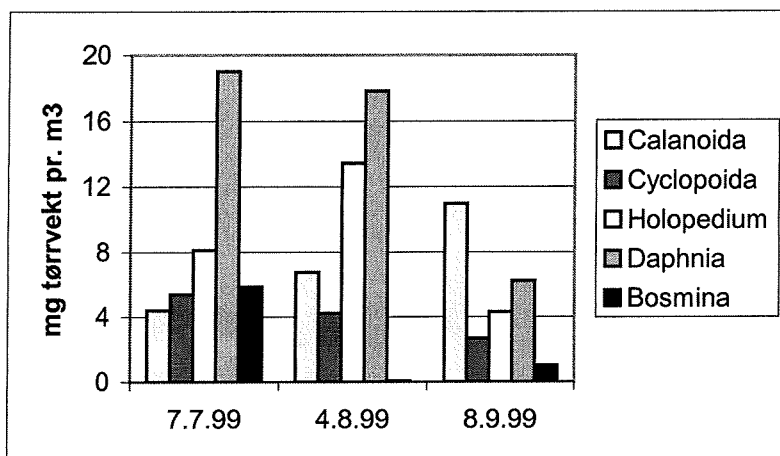
Arter	8.6	7.7	4.8	8.9	5.10
HOPPEKREPS (Copepoda)					
<i>Heterocope saliens</i>	+				
<i>Heterocope appendiculata</i>	+++	++	++	+	+
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>	+	++	++	++	++
<i>Cyclops scutifer</i>	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		++	+	++	+
VANNLOPPER (Cladocera)					
<i>Holopedium gibberum</i>	++	++	++	++	+
<i>Daphnia longispina</i>		+	+		
<i>Daphnia galeata</i>	++	+++	+++	+++	+++
<i>Daphnia cristata</i>		++	+		
<i>Bosmina longispina</i>	+	+++	+	++	++
<i>Bythotrephes longimanus</i>			+		+
<i>Polyphemus pediculus</i>			++	+	

Krepserdyrplanktonet var i 1999 i likhet med de senere årene dominert av arter som er vanlige å finne over et vidt spekter av innsjøtyper (generalister). Gelekrepseren *Holopedium gibberum*, som forekom med betydelige individantall mesteparten av sesongen, er imidlertid vanligst i næringsfattige innsjøer med lavt kalsium-innhold (jfr. Hessen et al. 1995a og b). Indikatorarter for næringsrike vannmasser ble ikke observert i Strondafjorden. Store arter som den calanoide hoppekrepseren *Heterocope saliens* og vannloppe *Daphnia longispina* ser ut til ha blitt sjeldnere i planktonet utover på 1990-tallet, mens en liten vannloppeart, *Daphnia cristata*, har blitt mer vanlig.

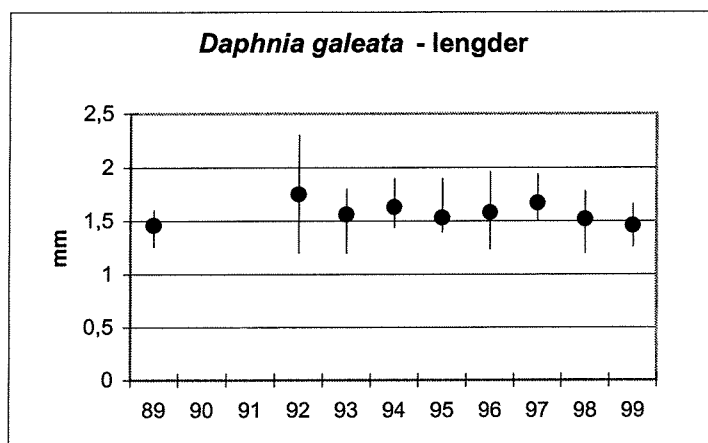
Mengdene som utvikles i innsjøen, er først og fremst avhengig av tilgangen på egnet næring (i første rekke alger og bakterier), men forhold som vanntemperatur og gjennomstrømning er også viktige. Totalbiomassen av krepserdyrplankton varierte i området 25-43 mg tørrvekt pr m³ (middel 37 mg/m³ for juli-september -99) som kan anses som middels høy biomasse. I årene 1984-86 varierte sesongmiddelbiomassene (juni-oktober) i området 42-54 mg/m³, mens den ble beregnet til 37 mg/m³ i 1992 (Rognerud et al. 1987, Rognerud 1993). Dette indikerer at totalbiomassen av krepserdyrplankton ikke har endret seg vesentlig i Strondafjorden siden midten av 1980-tallet. I 1999 ble størst biomasse observert i juli og august med dominans av *Holopedium gibberum* og vannloppe *Daphnia galeata*. I september var en relativt stor calanoide hoppekrepser, *Acanthodiaptomus denticornis*, den mest framtrepende arten vurdert ut fra biomasse. Den cyclopoide hoppekrepseren *Cyclops scutifer* var tallrik, men bestanden bestod størstedelen av sesongen vesentlig av små utviklingsstadier (nauplier og copepoditter), slik at biomassen likevel ble relativt liten.

Graden av predasjon (beiting) fra planktonspisende fisk (først og fremst sik) er en viktig faktor for størrelses-fordelingen innen planktonet. Økt predasjonspress fører ofte til en forskyvning i krepserdyrplanktonet i retning av mer småvokste arter og mindre individer av de artene som er mest utsatte for å bli spist av fisken. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* var henholdsvis 1,46 mm og 0,69 mm i 1999. I de to siste årene har gjennomsnittslengden av disse to

artene blitt litt mindre (se Fig. 12 samt tidligere årsrapporter). Dette sammen med en økning i mengden av en liten art som *D. cristata* kan være en indikasjon på at predasjonspresset fra fisk muligens har økt i denne perioden. Forøvrig påvirkes artssammensetningen i Strondafjorden også av tilførsler av dyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Sæbufjorden.



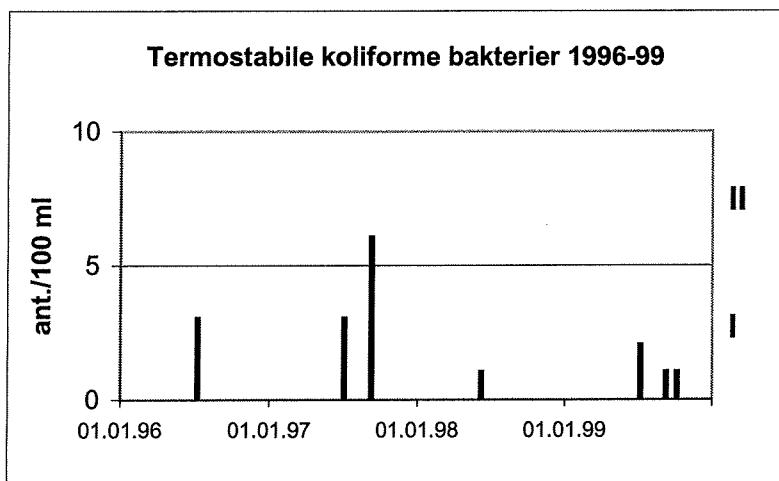
Figur 11. Biomassen av de viktigste gruppene av krepsdyrplankton ved tre datoer i perioden juli-september 1999.



Figur 12. Middellengden og variasjonsbredden av *Daphnia galeata* (voksne hunner) i 1989 og 1992-1999.

2.5 Fekale indikatorbakterier

Resultatene av de hygienisk/bakteriologiske analysene er gitt i tabell i vedlegget og er vist i Fig. 13.



Figur 13. Fekale indikatorbakterier (termostabile koliforme bakterier) på 1 m dyp i Strondafjorden 1996-1999. <1 er her angitt som 0; dermed vises ikke disse observasjonene i diagrammet. Grense for tilstandsklasser etter SFT's vannkvalitetskriterier er markert (I=Meget god, II=God).

Forekomsten av fekale indikatorbakterier er et følsomt mål for påvisning av kloakk og tilførsler av avføring fra varmblodige dyr (f.eks. sig fra gjødselkjellere). Resultatene viser at vannkvaliteten i Strondafjordens overflatesjikt var meget god sett ut fra et hygienisk/bakteriologisk synspunkt. Dette indikerer at vannmassene var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra husdyrgjødsel i vekstsesongen 1999.

3. Litteratur

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:04. 31 s.

Berge, D. & Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport. Løpenr. 2367. 130 s.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapport. Løpenr. 2344. 111 s.

Brettum, P. 1997. Vannkvalitetsovervåking i Tyrifjorden, Steinsfjorden og tilløpselvene Sogna og Storelva, 1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3662-97. 36 s.

Fossum, S. 1998. Lokal overvåking av vannkvalitet i Oppland 1997. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/98, 16 s. + vedlegg.

Hegge, O. & Østdahl, T. (red.) 1992. Fiskedød i Begnavassdraget. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 14/92, 30 s.

- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995a. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995b. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia* 307: 253-261.
- Holtan, H. & Rosland, D.S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr. 92:06. TA-905/1992. 32 s.
- Hongve, D. 1999. Production of dissolved organic carbon in forested catchments. *Journal of Hydrology* 224: 91-99.
- Kjellberg, G. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapport. Løpenr. 4022-99. 96 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1992. Femunden og Kjemsjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten i 1991. NIVA-rapport. Løpenr. 2710. 29 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1994. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1993. NIVA-rapport. Løpenr. 3016. 16 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1995. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1994. NIVA-rapport. Løpenr. 3204. 17 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1996. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i 1995. NIVA-rapport. Løpenr. 3402-96. 20 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1997. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-1996. NIVA-rapport. Løpenr. 3651-97. 22 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1998. Vannkvaliteten i Øystre Slidre-vassdraget og Strondafjorden. Tidsutviklingen fra 1987-89 til 1997. NIVA-rapport. Løpenr. 3782-98. 45 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1999a. Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-98. NIVA-rapport. Løpenr. 3988-99. 23 s.
- Løvik, J.E. & Rognerud, S. 1999b. Vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet i perioden 1988-98. NIVA-rapport. Løpenr. 4014-99. 50 s.
- Næringsmiddeltilsynet for Valdres 1996. Rapport. Ekstraordinær vannforsyning til Leira. Mai 1996. Epidemologisk spørreundersøkelse.
- Rognerud, S., Romstad, R., Brettum, P. og Mjelde, M. 1987. Undersøkelser av Begna. Sluttrapport for undersøkelsen 1984-86. NIVA-rapport. Løpenr. 2005. 80 s.
- Rognerud, S. & Romstad, R. 1990. Undersøkelser i Øystre Slidre vassdraget og Strondafjorden 1987-89. NIVA-rapport. Løpenr. 2392. 73 s.
- Rognerud, S. 1993. Overvåking av vannkvaliteten i Strondafjorden 1992. NIVA-rapport. Løpenr. 2885. 9 s.

4. Vedlegg

Tabell I. Månedsmiddeltemperaturer (°C) og månedsnedbørsummer (mm) for 1999 samt normalen (1961-90) ved Løken forskingsstasjon.

	Lufttemperatur		Nedbør	
	1999	Normalen	1999	Normalen
Januar	-8,03	-9,9	46,7	42
Februar	-5,93	-8,4	33,9	26
Mars	-2,85	-4,1	57,1	31
April	3,17	0,8	51,5	22
Mai	5,72	6,8	10,0	45
Juni	10,84	11,7	99,2	61
Juli	14,31	13,1	41,3	72
August	12,0	11,8	33,2	69
September	11,08	7,1	84,5	58
Oktober	2,54	2,7	50,1	61
November	0,90	-4,1	23,7	51
Desember	-9,0	-8,4	43,3	37
Året	2,90	1,6	574,4	575

Tabell II. Vannkjemiske analyseresultater fra blandprøver 0-10 m, termotabile koliforme bakterier (TKB) på 1m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i Strondafjorden i 1999.

	08.06.99	07.07.99	04.08.99	08.09.99	05.10.99	Middel
pH	7,10	7,03	6,97	6,94	6,87	6,98
Ledn. evne (mS/m)	2,61	2,55	2,31	2,33	2,44	2,45
Turb. (FTU)	0,82	0,66	0,44	0,35	0,36	0,53
Farge (mgPt/l)	12	9	5	8	7	8
Alkalitet (mmol/l)	0,126	0,116	0,110	0,116	0,117	0,117
Tot-P (µg/l)	10,8	5,3	4,2	4,9	6,9	6,4
Tot-N (µg/l)	337	287	258	229	280	278
Nitrat (µg/l)	163	124	114	109	126	127
Klorofyll-a (µg/l)	3,96	3,00	1,95	1,75	1,89	2,51
Tot. algevol. (mm ³ /m ³)	367,5	271,1	210,2	226,2	191,6	253,3
TKB (ant./100 ml)	<1	2	<1	1	1	1
Siktedyp (m)	5,9	6,4	10,5	9,7	10,5	8,6

Tabell III. Kvantitative planteplankton-analyser fra Strondafjorden (0-10 m) 1999, gitt som mm³/m³.

År	1999	1999	1999	1999	1999
Måned	6	7	8	9	10
Dag	8	7	4	8	5
Cyanophyceae (Blågrønner)					
Anabaena lemmermannii	.	.	0,3	0,3	.
Woronichinia compacta	.	.	.	2,1	5,1
Sum - Blågrønner	0,0	0,0	0,3	2,4	5,1
Chlorophyceae (Grønner)					
Ankyra lanceolata	.	.	0,3	.	.
Botryococcus braunii	.	.	.	0,8	.
Chlamydomonas sp. (=8)	0,3	.	.	.	0,3
Closterium moniliferum	1,0
Cosmarium abbreviatum	0,3	.	0,2	.	0,6
Crucigenia quadrata	.	.	0,1	.	.
Crucigeniella rectangularis	.	.	.	1,3	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	1,0	.	0,7	.
Gloeotila sp.	.	.	.	7,4	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	0,2	.
Koliella longiseta	8,3	4,0	0,8	.	.
Koliella sp.	0,4
Monoraphidium dybowskii	.	0,3	1,2	1,1	.
Monoraphidium griffithii	0,2
Nephrocytium agardhianum	.	0,2	0,5	.	.
Oocystis marssonii	.	.	0,2	.	0,2
Oocystis submarina v. variabilis	0,2	.	0,9	0,3	.
Quadrigula korshikovii	.	.	0,5	.	.
Scenedesmus denticulatus v. linearis	.	.	.	0,2	.
Scenedesmus ecomis	.	.	0,1	.	0,1
Selenastrum capricornutum	0,2
Sphaerocystis schroeteri	.	.	0,6	.	.
Teilingia granulata	.	.	.	1,4	.
Ubest. ellipsoidisk gr. alge	1,6
Ubest. gr. flagellat	0,3	0,5	0,3	.	.
Sum - Grønner	12,4	6,0	5,7	13,4	1,6
Chrysophyceae (Gullalger)					
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	0,1	0,8	0,3	0,1
Chrysiasterum catenatum	.	2,5	.	0,8	.
Chrysochromulina parva	0,2	0,4	.	0,3	0,3
Chrysococcus sp.	0,2
Chrysolykos skujai	1,1	0,1	.	.	.
Craspedomonader	0,6	0,1	3,2	2,8	1,6
Dinobryon borgei	1,4	0,4	1,1	0,1	.
Dinobryon crenulatum	3,2	1,6	1,2	1,2	.
Dinobryon cylindricum var. alpinum	7,8	3,3	.	.	.
Dinobryon divergens	.	.	1,1	.	.
Dinobryon korshikovii	0,5	0,5	.	.	.
Dinobryon sociale v. americanum	1,4	2,0	7,0	4,8	.
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	0,2	0,2	.	.
Epipyxis polymorpha	.	.	.	0,2	.

Tabell III forts.

Måned	6	7	8	9	10
Dag	8	7	4	8	5
Kephyrion litorale	.	0,1	.	.	.
Kephyrion sp.	1,0	0,6	0,4	0,1	.
Løse celler Dinobryon spp.	5,9	0,4	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,8	2,7	2,0	3,3	2,4
Mallomonas spp.	4,5	13,5	4,5	2,3	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	9,9	8,7	8,2	7,4	6,2
Pseudokephyrion alaskanum	0,1	0,8	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	22,6	24,8	14,1	12,6	11,2
Stelexomonas dichotoma	0,3
Stichogloea doederleinii	.	.	.	0,9	0,7
Store chrysomonader (>7)	31,0	26,7	18,9	10,3	8,6
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	5,3
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0,7	0,7	1,3	.	2,0
Ubest.chrysophyce	.	0,5	0,1	.	0,1
Ubest.chrysophyce (l=8-9)	0,5
Uroglena americana	.	3,2	.	.	.
Sum - Gullalger	99,5	94,0	64,0	47,4	33,7
Bacillariophyceae (Kiselalger)					
Achnanthes sp. (l=15-25)	0,8	0,4	.	.	.
Asterionella formosa	62,2	32,2	14,9	4,3	4,5
Aulacoseira alpigena	2,7	3,1	3,8	2,3	10,0
Aulacoseira distans	1,0
Aulacoseira italica v.tenuissima	1,2
Ceratoneis arcus	9,5
Cyclotella glomerata	.	0,3	3,2	16,3	.
Cyclotella radiosa	0,4	0,8	.	.	.
Cyclotella sp.	4,0
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	3,2	1,6	.	0,1
Diatoma tenuis	22,5	0,3	.	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	14,5	1,7	1,1	.	1,1
Fragilaria sp. (l=40-70)	1,1	1,1	0,5	0,6	1,5
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	22,0
Rhizosolenia eriensis (var.)	.	0,5	.	.	.
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	4,8
Tabellaria fenestrata	0,4	.	14,5	2,7	2,1
Tabellaria flocculosa	6,4	0,8	1,0	0,8	.
Sum - Kiselalger	153,3	44,4	40,5	27,1	19,4
Cryptophyceae (Svelgflagellater)					
Cryptomonas cf.erosa	.	1,4	3,8	5,5	10,1
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	2,0	2,7	6,1	7,2	20,4
Cryptomonas marssonii	0,8	0,7	4,8	4,8	3,0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	2,2	4,9	4,4	7,3	11,4
Cryptomonas spp. (l=24-30)	7,0	6,5	9,0	15,0	27,0
Cyathomonas truncata	0,4
Katablepharis ovalis	16,7	15,1	8,3	8,3	2,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	43,1	48,2	43,5	64,9	39,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,2	1,3	2,5	4,6	3,9

Tabell III forts.

Måned	6	7	8	9	10
Dag	8	7	4	8	5
Ubest.cryptomonade (I=6-8) Chro.acuta ?	.	0,2	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	72,4	81,1	82,5	117,6	117,2
Dinophyceae (Fureflagellater)					
Gymnodinium cf.lacustre	9,5	3,2	1,2	1,1	1,2
Gymnodinium cf.uberrimum	.	15,0	3,0	.	.
Gymnodinium helveticum	.	2,0	.	.	2,4
Gymnodinium sp. (I=14-16)	.	8,6	1,0	1,9	.
Peridinium sp. (I=15-17)	2,0	0,7	.	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	3,5	4,2	1,2	8,0	0,6
Ubest.dinoflagellat	0,7	1,3	1,1	0,5	2,1
Sum - Fureflagellater	15,7	35,0	7,4	11,5	6,3
My-alger					
My-alger	14,3	10,6	9,8	6,9	8,4
Sum - My-alge	14,3	10,6	9,8	6,9	8,4
Sum totalt :	367,5	271,1	210,2	226,2	191,6

Tabell IV. Analyseresultater av kvantitative krepsdyrplanktonprøver fra Strondafjorden i 1999, gitt som antall individer og mg tørrvekt pr. m³ i sjiktet 0-20 m.

	7. juli		4. august		8. september	
	ant. ind./m ³	mg/m ³	ant. ind./m ³	mg/m ³	ant. ind./m ³	mg/m ³
Calanoide hoppekreps						
Heterocope appendiculata	230	2,32	120	0,50	90	1,17
Acanthodiantomus denticornis	130	2,10	480	6,30	390	9,81
CALANOIDA TOT.	360	4,42	600	6,79	480	10,98
Cyclopoide hoppekreps						
Cyclops scutifer	900	5,24	3910	4,03	3940	2,27
Mesocyclops leuckarti	110	0,15	110	0,22	270	0,43
CYCLOPOIDA TOT.	1010	5,40	4020	4,25	4210	2,70
Vannlopper (Cladocera)						
Holopedium gibberum	490	8,13	700	13,44	240	4,32
Daphnia longispina	70	1,07	30	0,46		
Daphnia galeata	2020	15,96	2340	17,32	1110	6,22
Daphnia cristata	620	1,98	10	0,03		
Bosmina longispina	980	5,88	10	0,06	170	1,02
Polyphemus pediculus			120	0,16	50	0,07
Bythotrephes longimanus			30	0,42		
CLADOCERA TOT.	4180	33,03	3240	31,88	1570	11,62
KREPSDYRPLANKTON TOT.	5550	42,84	7860	42,92	6260	25,30