

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-98	Løpenr. (for bestilling) 3988-99	Dato Februar 1999
	Prosjektnr. Underr. O-92055	Sider Pris 23
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik Sigurd Rognerud	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oppland	Trykket NIVA

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

<p>Sammendrag</p> <p>Siden 1991 har det skjedd en reduksjon i alge mengdene i Strondafjorden, og det har ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer i de siste 5 årene. 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. Mengden og sammensetningen av alger i 1998 var karakteristisk for næringsfattige innsjøer, og det viser at tilgangen på næringssalter var liten i undersøkelsesperioden. Middelkonsentrasjonene av fosfor og klorofyll-a var lave i 1998, og vannkvaliteten kan betegnes som meget 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 i hovedsak bestemmes av utlekkingen fra myr- og skogområder og fra dyrket mark i nedbørfeltet. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser har ikke endret seg vesentlig de siste 5-6 årene. De lave konsentrasjonene av fekale indikatorbakterier i 1998 viser at Strondafjordens overflatelag var lite påvirket av tilførsler av kloakk og/eller sig fra f.eks. husdyrgjødsel.</p>
--

Fire norske emneord 1. Strondafjorden 2. Overvåking 3. Vannkjemi 4. Plankton	Fire engelske emneord 1. Lake Strondafjorden 2. Monitoring 3. Water chemistry 4. Plankton
--	---

Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder

ISBN 82-577-3584-1

Eivind Berg
Forskningsjef

Vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-98

Forord

Denne rapporten omhandler vannkvaliteten i Strondafjorden i perioden 1984-98. Det er tidligere utgitt 6 årsrapporter fra overvåkingen på 1990-tallet. Rapporten fra undersøkelsene i 1997 omfattet også 3 ovenforliggende innsjøer i Øystre Slidre-vassdraget. 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, Øystre Slidre og Vestre Slidre. Kontaktperson for oppdragsgiverne har vært Chr. Rieber-Mohn i Nord-Aurdal kommune.

Vannanalysene er utført av Øst-Lab 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 1999

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	18
3. Litteratur	19
4. Vedlegg	21

Sammendrag

Hovedmålet med denne undersøkelsen har vært å registrere forurensingsgraden av næringssalter i Strondafjorden. Rapporten omhandler resultatene av overvåkingen i 1998, men disse er også samholdt med resultatene fra tidligere undersøkelser for å avdekke tidstrenden i forurensingsgraden. Vurderingene er gjort på grunnlag av månedlige observasjoner av siktedyp, generell vannkjemi, næringssalter, plankton og forekomst av fekale indikatorbakterier i vekstsesongen (juni-oktober).

Vekstsesongen 1998 var preget av en kjølig værtype med nedbørmengder betydelig over normalen for perioden som helhet. Bortsett fra september, som var mildere enn normalt, var månedsmiddeltemperaturene 1-2 °C lavere enn normalen. Tilrenningen var betydelig større enn i de to foregående årene.

Dersom sesongmiddelverdiene av næringssalter og klorofyll-a de senere årene legges til grunn, kan Strondafjorden karakteriseres som en næringsfattig innsjø. Middelkonsentrasjonene av fosfor og klorofyll-a i 1998 var de laveste som er registrert siden målingene startet i 1984. Vannkvaliteten kan betegnes som meget 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 humusutlekkningen fra skog- og myrområder og fra dyrket mark i nedbørfeltet. Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser har ikke endret seg vesentlig de siste 5-6 årene.

Mengdene og sammensetningen av alger i 1998 var også karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Det viser at tilgangen på næringsalter var lav i undersøkelsesperioden. Siden 1991 har det skjedd en reduksjon i algeomengdene i Strondafjorden, og det har ikke blitt observert markerte algeoppblomstringer de siste 5 årene. Forholdene på 1980- og først på 1990-tallet viser imidlertid at små økninger i tilførselene av næringssalter 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 sikkøden dette året. Flere år på 1980-tallet og i 1991 utviklet det seg betydelige bestander av kiselalger på sensommeren eller høsten. Også i de 3 siste årene har det i perioder vært innslag av arter som indikerer noe økt tilgang på næringssalter, men bestandene har vært moderate. Utover høsten kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringssalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet.

Vi har ikke observert endringer av betydning i artssammensetningen av krepsdyrplankton de senere årene. Dyreplanktonet hadde en sammensetning som er karakteristisk for næringsfattige innsjøer med et moderat beitepress fra planktonspisende fisk. 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 1998.

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 meget god i 1998, 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 næringssalter de seinere årene (Løvik & Rognerud 1997, 1998a), men situasjonen synes å være labil. Med dette menes at små belastningsøkninger i kombinasjon med gunstige meteorologiske forhold for algevekst 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 (red.) 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 miljøtiltak 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). I 1997 omfattet undersøkelsen også de ovenforliggende innsjøene Heggefjorden, Volbufjorden og Sæbufjorden i Øystre Slidrevassdraget.

Målsetting

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

Program

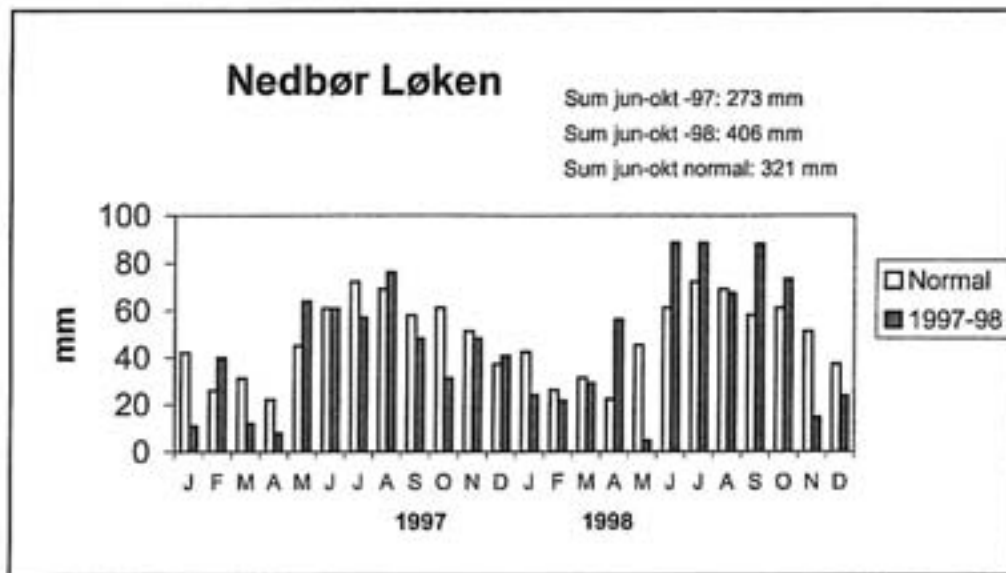
Prøver ble samlet inn månedlig i perioden juni – oktober ved den faste stasjonen i innsjøens østre del. Blandprøver fra 0-10 m ble analysert mhp pH, alkalitet, turbiditet, ledningsevne, farge, næringssaltene fosfor og nitrogen samt mengde og sammensetning av planteplankton. Vertikale håvtrekk fra 0-20 m ble benyttet for å analysere krepsdyrplankton. 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 vertikalsekvens. Meteorologiske observasjoner fra Løken

forskningsstasjon og vannføringsdata fra Foreningen til Bægnavassdragets Regulering er benyttet i vurderingene.

2. Resultater

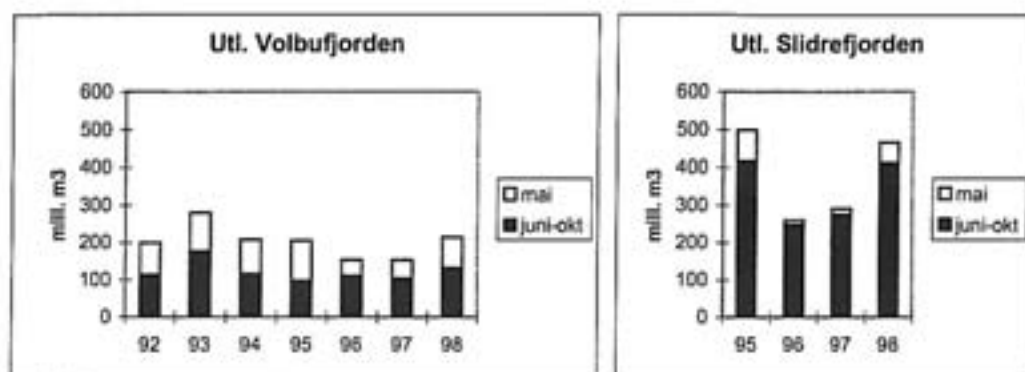
2.1 Nedbør og avrenningsforhold

Fig. 1 viser månedsnedbørssummer for 1997-98 og nedbørssummer for vekstperiodene (juni-oktober) ved Løken forskningsstasjon i Øystre Slidre (530 m.o.h.). Meteorologiske data for 1998 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 7 årene (4 år for Slidrefjorden). Disse vannføringsstasjonene er representative for de to største tilløpselvene til Strondafjorden.



Figur 1. Månedsnedbør ved Løken forskningsstasjon i 1997 og 1998. Normalnedbørssummer (1961-90) samt totalsum for vekstsesongene (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 1998 var preget av en kjølig værtype med nedbørmengder betydelig over normalen for perioden som helhet, men med i underkant av normal nedbørmengde i august. Bortsett fra september, som var mildere enn normalt, var månedsmiddel-temperaturene 1-2 °C lavere enn normalen. Vanntilførselen i perioden mai-oktober var betydelig større enn de to foregående årene, og tilførselen fra Slidrefjorden var ca. 2.2 ganger så stor som tilførselen fra Øystre Slidre. 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).

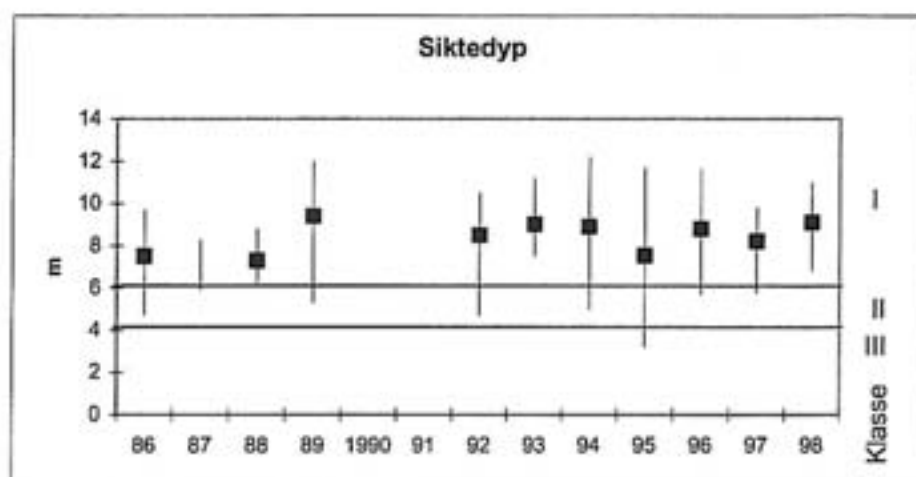


Figur 2. Totalavrenning ved utløpet av Volbufjorden og Slidrefjorden i sommerhalvåret fordelt på periodene "mai" (uke 18-22) og "juni-oktober" (uke 23-43).

2.2 Siktedyp og vannkjem i

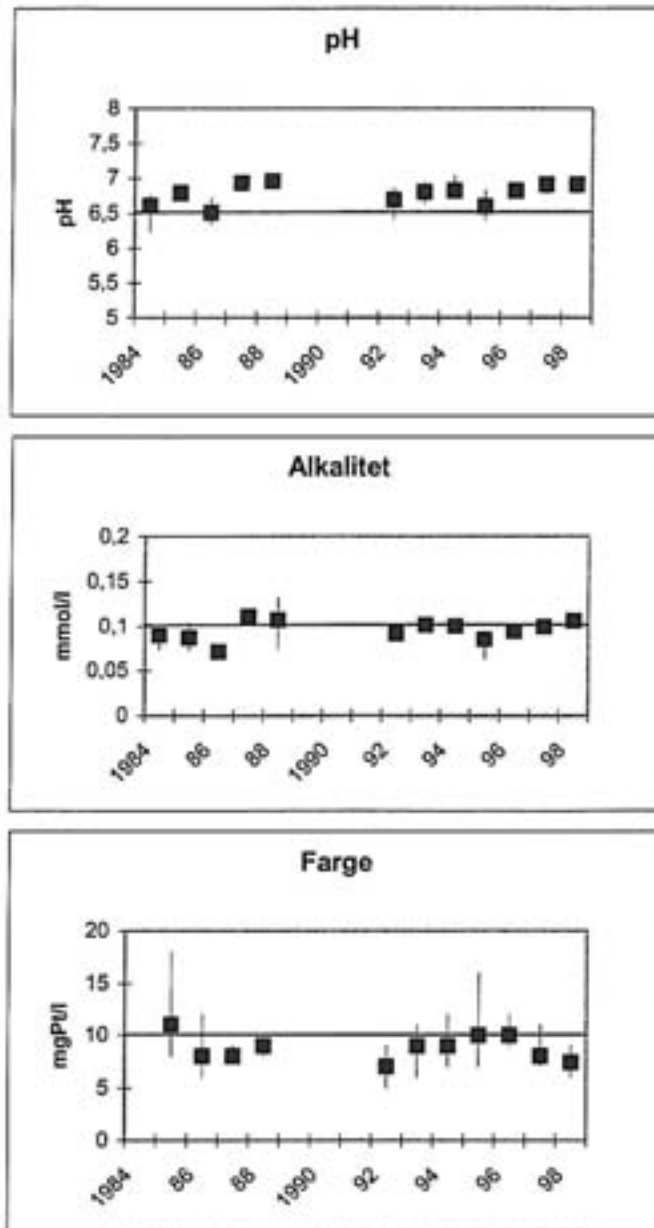
Resultatene av de kjemiske målingene og siktedypsobservasjonene er gitt i vedlegget og framstilt i Fig. 3-7. Sesongmiddelverdier, tilstandsklasser og forurensingsgrader for en del sentrale vannkvalitetsparametre er gitt i tabell 1.

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 1998 indikerte siktedypet "meget god" vannkvalitet i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier (Andersen et al. 1997).



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 synes det ikke å være noen tendens til systematisk endring av pH og alkalitet i Strondafjorden.



Figur 4. Middelerverdier 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 1997 og -98 enn 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 1998). De lave verdiene i 1998 henger trolig sammen med relativt små nedbørmengder høsten før, tilførsler av betydelige mengder humusfattig fjellvann via kraftverkene om vinteren og lite nedbør i mai 1998. I år med stor vanntilførsel om sommeren, som i 1998, får dessuten tilførselen fra Begna (Slidrefjorden) stor betydning, og dette er vanligvis humusfattig vann (Fossum 1998). I tillegg kan den lave sommertemperaturen også være en medvirkende årsak til små tilførsler av humusforbindelser i 1998 (jfr. Hongve 1998).

Fosfor er det næringssaltet 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 næringssalter og klorofyll-a de senere årene kan Strondafjorden karakteriseres som en næringsfattig innsjø. Vannkvaliteten i 1998 kan betegnes som "meget god" i henhold til SFT's reviderte system for klassifisering av vannkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Tabell 1. Observerte middelverdier i 1998, 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

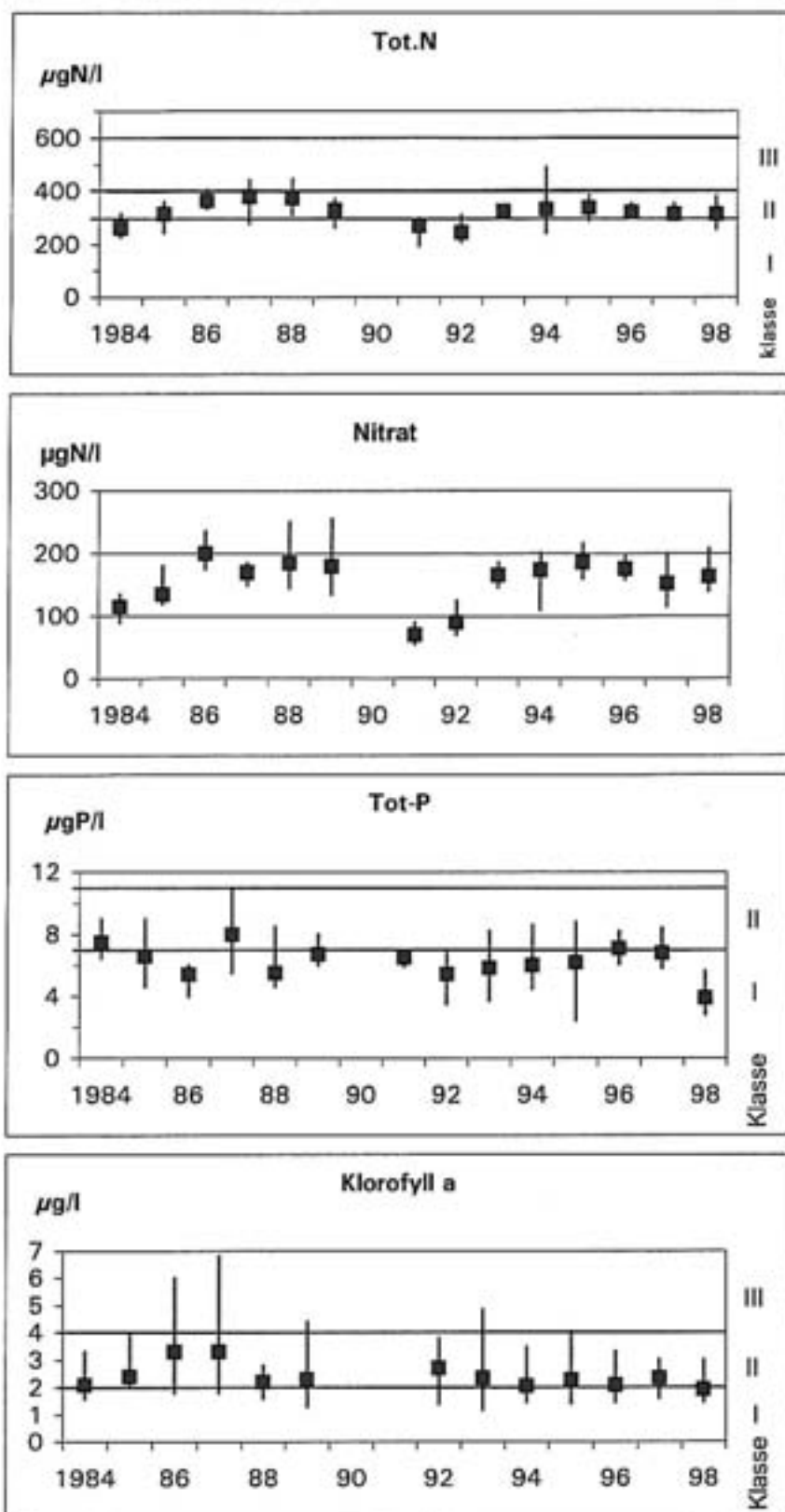
	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	Kl-a µg/l	Siktedyp M	Samlet Vurdering
Middelverdier 1998 (M)	3,9	314	1,93	9,1	
Tilstandsklasser	I	II	I	I	Meget god
Forventet nat. tilstand (N)	~5	~200	<1,5	>8	
M/N	0,8	1,6	1,3	1,1	
Forurensingsgrader	1	2	1	1	Lite forurenset

Vurdert ut fra forholdet mellom observerte sesongmiddelverdier i 1998 og en forventet naturtilstand (jfr. Rognerud & Romstad 1990) kan Strondafjorden karakteriseres som lite forurenset av næringssalter i 1998.

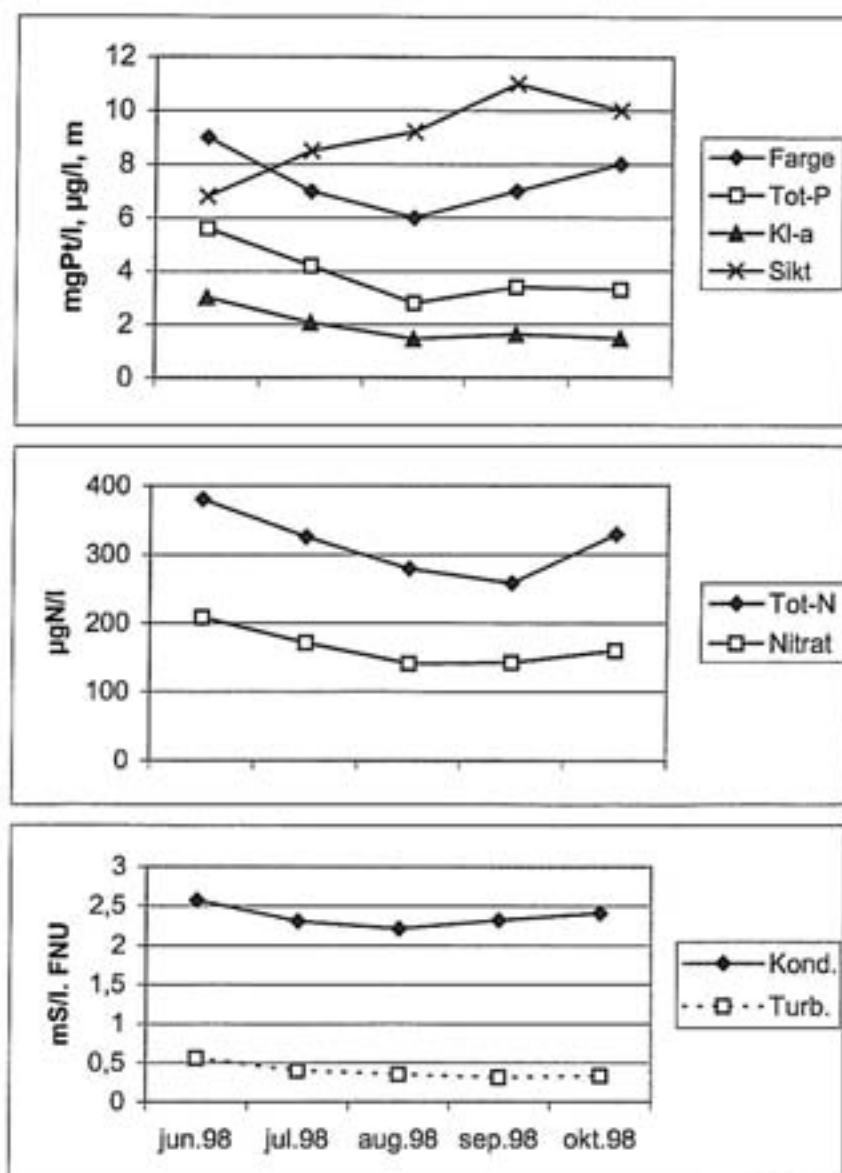
Konsentrasjonen av nitrogenforbindelser økte en del utover 1980-tallet. De var litt lavere i 1991-1992 for så å øke igjen i 1993-95. I de siste 3 årene har det ikke skjedd endringer av betydning. Konsentrasjonene av total-fosfor har i 1990-årene stort sett variert innenfor samme intervall som på 1980-tallet (unntatt 1987), dvs ca. 3-9 µg/l. Det var en tendens til økning i årene 1993-96, mens konsentrasjonene i 1998 var de laveste som er registrert siden målingene startet. 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. Det er påfallende at konsentrasjonen av humusforbindelser (målt som vannets farge) og total-fosfor viser nokså like trender på 1990-tallet (Fig. 4 og 5). Det kan tyde på at fosfortilførslene i vesentlig grad domineres av naturlige kilder som myrer og skogsområder samt arealavrenning fra dyrket mark i nedbørfeltet, mens f.eks. punktkilder fra befolkning, jordbruk og industri antagelig har fått mindre betydning i de senere årene.

I 1998 ble det også observert en tilnærmet parallell utvikling gjennom vekstsesongen mht. vannets farge og konsentrasjonene av løste salter (konduktivitet), næringssaltene fosfor og nitrogen samt partikler (turbiditet) (Fig. 6). Konsentrasjonene var høyest på forsommeren, de sank fram til august-september, for så å øke litt igjen på høsten. 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 og økt arealavrenning fra gjødslet åkermark. I perioder med rolig vær og liten erosjon skjer det en sedimentasjon ut av de øvre vannsjikt, og fosfor-konsentrasjonene kan da gå ned mot 2-4 µg/l.



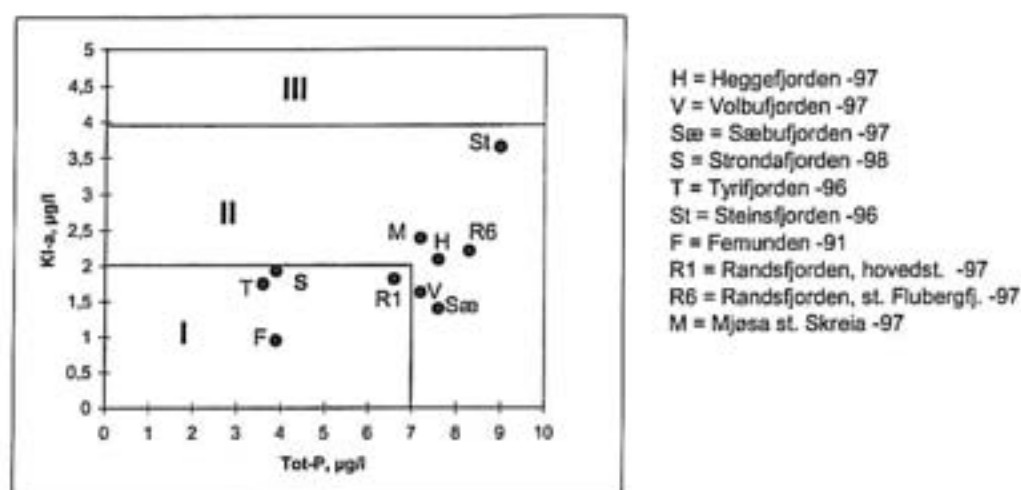
Figur 5. Sesongmiddelverdier og variasjonsbredder for næringssalter i Strondafjorden. Grenser for tilstandsklasser etter SFT's klassifiseringssystem er markert for Tot-N, Tot-P og Kl-a.



Figur 6. Utviklingen av vannkjemiske variable og siktedyp i Strondafjorden i 1998.

Konsentrasjonene av klorofyll-a har variert lite de 3 siste årene. Det har imidlertid skjedd en svak nedgang i sesongmiddelverdiene i perioden 1992-98, og konsentrasjonene i 1998 var de laveste som er observert siden målingene startet i 1984. Det har spesielt vært lavere maksimalverdier de senere årene enn f.eks. i 1993 og på slutten av 1980-tallet. Dette kan skyldes tilfeldigheter pga relativt få observasjoner pr. sesong ettersom sjansene for å unngå mer kortvarige algeoppblomstringer blir betydelige. Det er også mulig at maksimalverdiene virkelig har vært lavere de seinere årene, noe som i så fall må sies å være en gunstig utvikling.

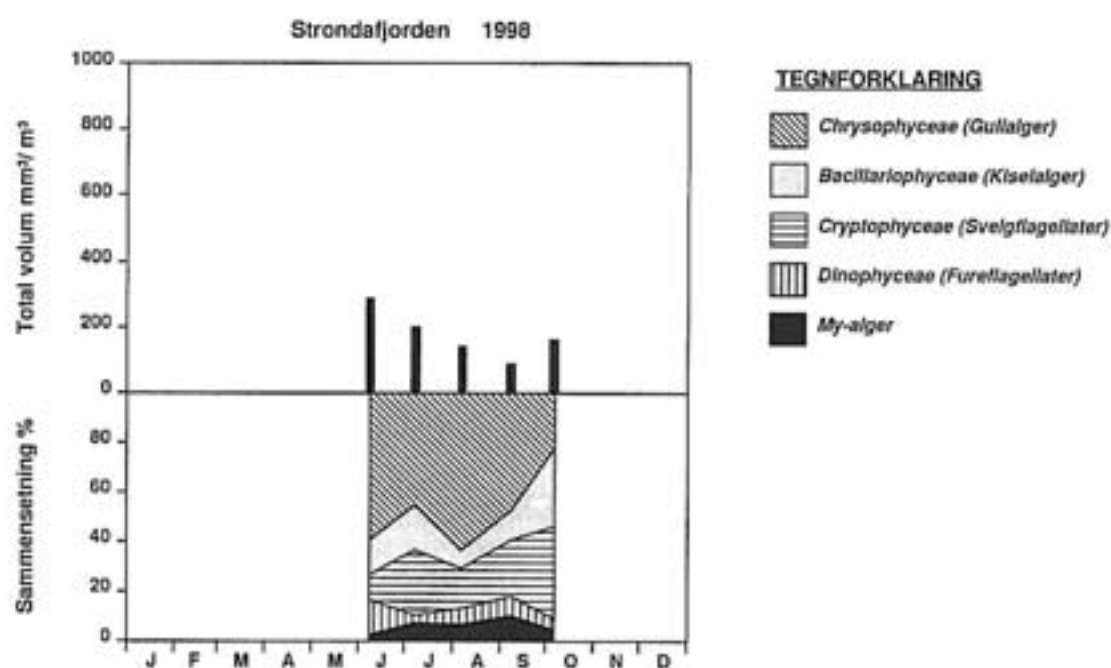
En sammenlikning av vannkvaliteten i Strondafjorden med andre innsjøer i Østlandsregionen viste at konsentrasjonen av fosfor var på samme nivå som i Femunden og Tyrifjorden, mens klorofyll-konsentrasjonen var nær den samme som i Randsfjordens hovedvannmasser og i Tyrifjorden (Fig. 7).



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 1998, Løvik & Rognerud 1992, 1998a og b). Grenser for tilstandsklasser i henhold til SFT's klassifiseringssystem er angitt.

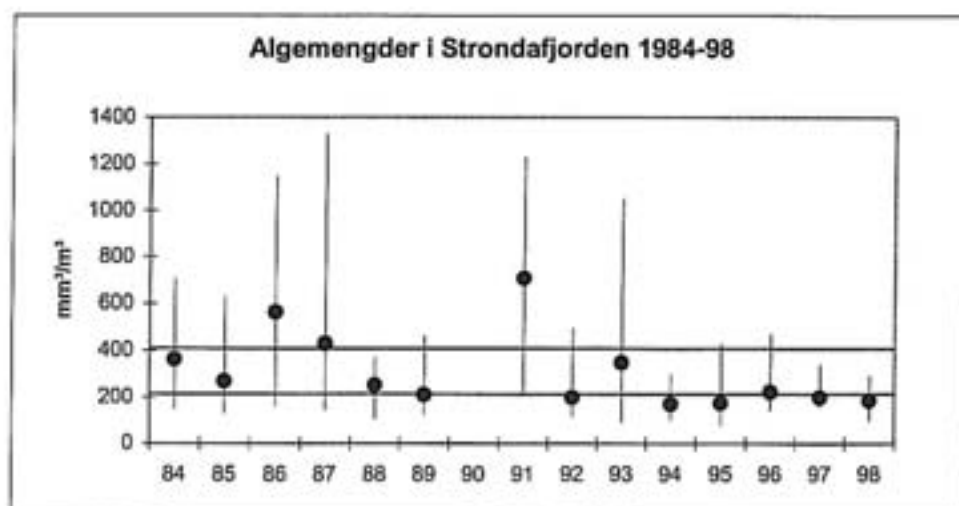
2.3 Planktonalger

Resultatene av algetellingene for 1998 er gitt i artslistene i vedlegget. Totalvolumene og fordelingen på hovedgrupper er vist i Fig. 8. Middelerverdi og variasjonsbredder (totalvolumer) over vekstsesongen for årene 1984-89 og 1991-98 er vist i Fig 9. Den relative sammensetningen av alger fordelt på hovedgrupper for perioden 1984-98 er vist i Fig. 10.



Figur 8. Algemengde (totalvolum) og sammensetning i Strondafjorden i 1998.

Algemengdene var små i Strondafjorden i 1998 med maksimum i juni på ca. $290 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og en middelvei på ca. $180 \text{ mm}^3/\text{m}^3$. 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 i perioden 1991-98, både mht middel- og maksimalverdier. Artssammensetningen av algesamfunnet gir også informasjon om graden av næringsalterforurensing. I 1998 var algesamfunnet dominert av gullalger (Chrysophyceae), svelgflagellater (Cryptophyceae) og kiselalger (Bacillariophyceae) (Fig. 8). Denne sammensetningen er karakteristisk for næringsfattede innsjøer (Brettum 1989). Gullalgene var dominert av små og store chrysonader, men innslag av *Dinobryon*-arter i juni og cryptomonaden *Rhodomonas lacustris* (+v. *nannoplantica*) særlig i juli og oktober indikerte likevel litt mer tilgang på næringsalter. Utover høsten, når overflatetemperaturen synker, kan de øvre vannlagene bli tilført algetilgjengelige næringsalter fra dypere vannlag i forbindelse med erosjonen av temperatursprangsjiktet.

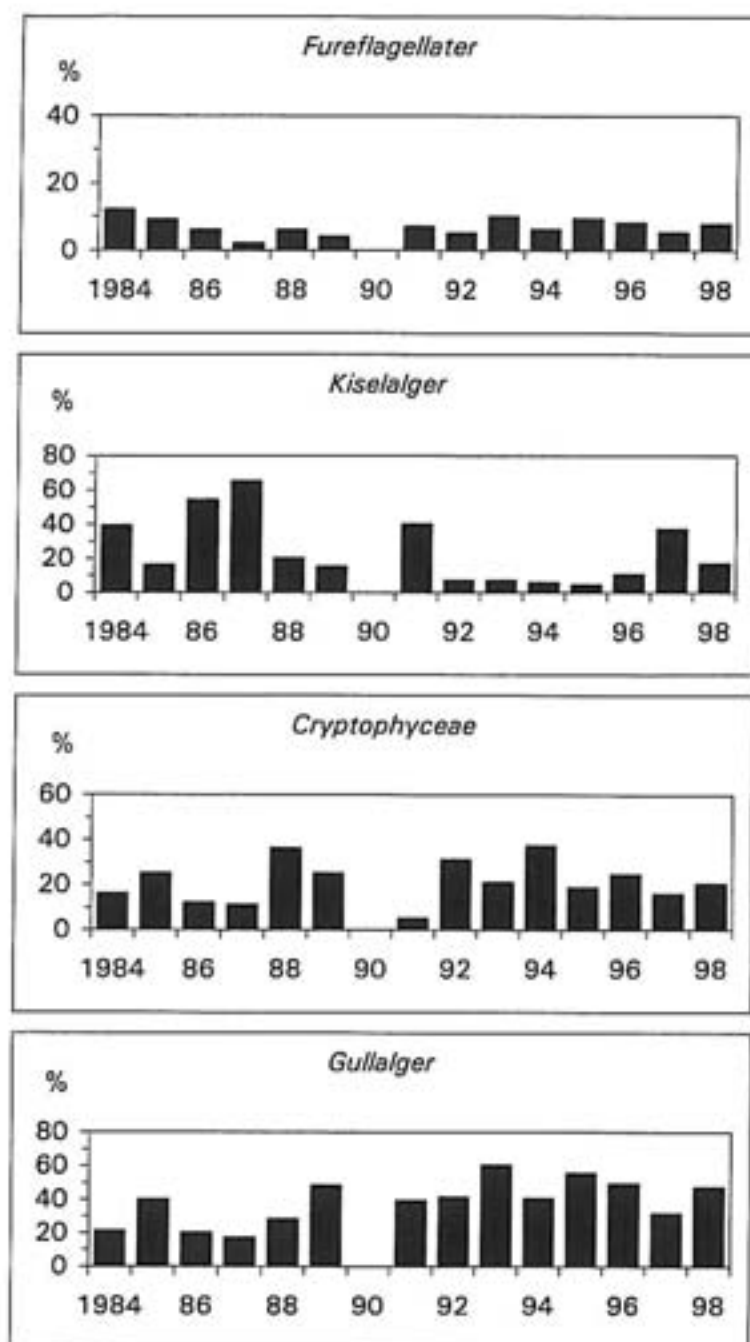


Figur 9. Sesongmiddelerverdi (juni-oktober) og variasjonsbredder av algemengdene i Strondafjorden i årene 1984-98 (unntatt 1990).

Algeutviklingen har også tidligere år vært karakterisert ved lave til moderate algemengder i størrelsesorden $<200-400 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ 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 5 årene har vi ikke observert markerte algeoppblomstringer i Strondafjorden. Forholdene på 1980- og først på 1990-tallet viser imidlertid at små økninger i tilførselen av næringsalter 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 unytte små næringsaltertilførsler svært effektivt og derved raskt produsere masseoppblomstringer. Disse er som regel kortvarige da reservene av næringsalter brukes raskt opp, og algene dør ut et par uker etter toppen.

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 1998b). 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 fordelingen (prosent) av ulike algegrupper i Strondafjorden (0-10 m) beregnet som middelverdier av algevolumene over vekstsesongen (juni-oktober).

2.4 Planktonkrepsdyr

Resultatene av dyreplankton-analysene er gitt i tabell 2. Lengden av dominerende *Daphnia*-art (*D. galeata*) er vist i Fig. 11.

Tabell 2. Kvalitativ forekomst av planktonkrepsdyr i Strondafjorden i 1998, basert på vertikale håvtrekk fra sjiktet 0-20 m, maskevidde 60 µm. +++=rikelig/dominerende, ++=vanlig, +=få individer.

Arter	8.6	7.7	6.8	7.9	5.10
HOPPEKREPS (Copepoda)					
Heterocope appendiculata	++	++	++	++	++
Acanthodiptomus denticornis	+	+	++	++	++
Cyclops scutifer	+++	+++	+++	+++	+++
Mesocyclops leuckarti				+	
VANNLOPPER (Cladocera)					
Holopedium gibberum	+	++	++	++	++
Daphnia galeata	++	+++	+++	++	++
Daphnia longispina		+			
Daphnia cristata		+	++	++	+
Bosmina longispina	++	++	++	+++	+++
Bythotrephes longimanus			+		
Polyphemus pediculus			++		

Krepsdyrplanktonet var i 1998 i likhet med de senere årene dominert av arter som er vanlige å finne over et vidt spekter av innsjøtyper (generalister). Gelekrepsen *Holopedium gibberum* 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, og det er ikke observert endringer i artssammensetningen av betydning de senere årene.

Mengdene som utvikles i sjøen, 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. Artssammensetningen i Strondafjorden påvirkes bl.a. av tilførsler av planktonkrepsdyr fra de ovenforliggende innsjøene Slidrefjorden og Sæbufjorden. Graden av predasjon (beiting) fra planktonspisende fisk (først og fremst sik) er dessuten en viktig faktor for størrelses-fordelingen innen planktonet. Økt predasjonspress fører ofte til en forskyvning i krepsdyr-planktonet i retning av mer småvokste arter og mindre individer av de artene som er mest utsatte for å bli spist av fisken. Relativt store daphnier i 1992 kan være et utslag av mindre predasjon fra f.eks. sik etter fiskedøden året før. På bakgrunn av størrelsen på daphniene kan det synes som predasjonspresset økte igjen i 1993, men ikke har endret seg vesentlig de siste 5 årene. Middellengden av voksne hunner av *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina* var henholdsvis 1,52 mm og 0,73 mm i 1998. Dette sammen med artssammensetningen forøvrig tydet på at predasjonspresset fra fisk fortsatt var moderat i Strondafjorden.

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. 1998. Sources and runoff of dissolved organic matter from forested watersheds. Foredrag ved 27. SIL kongress i Dublin, Irland.

Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1997. NIVA-rapport. Løpenr. 3847-98. 97 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. 1998a. 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. 1998b. Overvåking av vannkvaliteten i Randsfjorden og Dokkfløymagasinet. Datarapport for undersøkelsene i 1997. NIVA-rapport. Løpenr. 3822-98. 28 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 1998 samt normalen (1961-90) ved Løken forskingsstasjon.

	Lufttemperatur		Nedbør	
	1998	Normalen	1998	Normalen
Januar	-6,6	-9,9	24,0	42
Februar	-1,9	-8,4	21,5	26
Mars	-3,9	-4,1	28,8	31
April	0,7	0,8	56,0	22
Mai	7,6	6,8	4,7	45
Juni	10,4	11,7	88,6	61
Juli	12,1	13,1	88,4	72
August	10,8	11,8	67,3	69
September	9,4	7,1	88,0	58
Oktober	0,7	2,7	73,2	61
November	-7,5	-4,1	14,5	51
Desember	-5,9	-8,4	23,6	37
Året	2,16	1,6	578,6	575

Tabell II. Vannkjemiske analyseresultater fra blandprøver 0-10 m, termostabile koliforme bakterier (TKB) på 1m, totalt algevolum (0-10 m) og siktedyp i Strondafjorden i 1998.

	8.6	7.7	6.8	7.9	5.10	Middel
PH	7,00	6,88	6,95	6,97	6,77	6,91
Ledn. Evne (mS/m)	2,57	2,31	2,21	2,32	2,41	2,36
Turb. (NTU)	0,56	0,40	0,35	0,31	0,33	0,39
Farge (mgPt/l)	9	7	6	7	8	7
Alkalitet (mmol/l)	0,113	0,101	0,097	0,106	0,114	0,106
Tot-P (µg/l)	5,6	4,2	2,8	3,4	3,3	3,9
Tot-N (µg/l)	380	325	279	258	329	314
Nitrat (µg/l)	208	171	141	142	160	164
Klorofyll-a (µg/l)	3,01	2,06	1,47	1,62	1,47	1,93
Tot. algevol. (mm ³ /m ³)	291,7	209,4	148,5	97,8	173,9	184,3
TKB (ant./100 ml)	1	<1	<1	<1	<1	<1
Siktedyp (m)	6,8	8,5	9,2	11,0	10,0	9,1

Tabell III. Kvantitative planteplankton-analyser fra Strondafjorden (0-10 m) 1998, gitt som mm³/m³.

Dato	980608	980707	980806	980907	981005
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter					
Cyanophyceae (blågrønnalger)					
Anabaena lemnermannii	-	-	-	0,4	-
Woronichinia compacta	-	-	-	1,4	3,3
Sum	-	-	-	1,7	3,3
Chlorophyceae (grønnalger)					
Chlamydomonas sp. (1=8)	-	0,3	0,3	-	-
Cosmarium abbreviatum	-	1,9	-	-	-
Crucigenia quadrata	-	-	0,3	0,3	-
Dicystosphaerium subsolitarium	-	0,3	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0,4	0,8	0,3	0,3	0,7
Fuzesia viridis	-	-	-	0,1	-
Gyromitris cordiformis	-	-	-	0,2	1,3
Koliella longiseta	0,3	-	-	-	-
Koliella sp.	0,5	0,3	0,1	-	-
Monoraphidium dybowskii	0,5	0,2	0,7	0,3	1,1
Monoraphidium griffithii	-	-	-	0,3	-
Nephrocystium agardhianum	-	0,2	-	-	0,2
Oocystis marssonii	-	-	0,2	-	-
Oocystis submarina v. variabilis	-	0,8	0,7	0,6	0,3
Scenedesmus denticulatus v. linearis	-	-	-	-	0,2
Vittia irregularis	-	-	1,0	0,4	-
Sum	1,5	4,8	3,5	2,4	3,8
Chrysophyceae (gulalger)					
Bitrichia chodatii	-	0,3	1,0	0,3	-
Chromulina sp. (Chr. pseudonebulosa ?)	0,3	0,4	0,9	0,3	0,4
Chrysidiastrum catenatum	-	1,3	-	-	-
Chrysochromulina parva	10,8	2,8	1,6	1,1	-
Chrysolyx planctonicus	0,2	0,3	-	-	-
Chrysolyx skjulal	6,2	-	0,3	-	0,1
Craspedomonader	0,1	-	3,8	0,1	0,4
Cyster av Chrysolyx skjulal	0,4	-	-	-	-
Cyster av chrysophyceer	0,4	-	-	-	-
Dinobryon borgeri	2,5	2,3	0,5	1,0	-
Dinobryon crenulatum	11,9	0,8	3,2	-	0,4
Dinobryon cylindricum var. alpinum	7,6	0,1	-	-	-
Dinobryon sociale v. americanum	6,8	6,8	0,6	2,8	-
Dinobryon succicum	0,3	-	-	-	-
Dinobryon succicum v. longispinum	-	0,2	-	0,6	-
Kephyrion boreale	-	-	0,3	0,1	-
Kephyrion litorale	0,8	-	-	-	-
Kephyrion sp.	6,9	1,1	-	0,5	-
Lase celler Dinobryon spp.	-	0,7	-	-	-
Mallomonas akrokomos (v. parvula)	1,1	1,1	1,2	0,7	0,7
Mallomonas cf. maltonensis	1,1	-	-	-	-
Mallomonas spp.	4,5	2,0	8,0	1,7	1,7
Ochromonas sp. (d=3,3-4)	4,3	7,7	7,5	5,8	4,4
Pseudokephyrion alaskanum	0,3	-	0,3	0,2	-
Små chrysoomonader (>7)	46,4	41,4	34,0	12,6	16,1
Spiniferomonas sp.	2,4	0,7	1,0	1,4	0,3
Steleomonas dichotoma	-	-	-	-	0,3
Stichoglossa doederleinii	-	-	5,5	4,0	0,7
Store chrysoomonader (>7)	53,4	18,9	20,7	7,8	12,1
Synura sp. (1=9-11 b=8-9)	1,1	-	-	-	-
Ubest. chrysoomonade (Ochromonas sp.?)	0,5	2,1	0,9	2,7	1,0
Ubest. chrysophyceer	0,7	0,7	0,1	-	0,1
Uroglena americana	-	-	-	0,6	-
Sum	170,9	91,5	91,3	44,1	36,9
Bacillariophyceae (kiselalger)					
Asterionella formosa	2,3	2,2	0,3	3,7	34,1
Aulacoseira alpigena	1,1	7,5	8,5	4,1	16,6
Aulacoseira italica	1,0	-	-	-	-
Aulacoseira italica v. tenuissima	0,7	-	-	-	-
Cyclotella glomerata	0,6	0,5	0,2	0,9	0,3
Cyclotella radiosa	10,5	6,5	-	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	18,6	18,6	0,9	1,6	1,2
Diatoma elongata	0,7	-	-	-	-
Diatoma tenuis	-	-	0,1	0,1	-
Fragilaria sp. (1=30-40)	4,5	1,2	0,3	0,5	0,0
Fragilaria sp. (1=40-70)	0,4	-	-	-	0,1
Rhizosolenia eriensis	0,3	0,6	0,3	-	-
Tabellaria flocculosa	8,8	-	-	-	0,8
Sum	41,5	37,1	10,7	11,0	53,2
Cryptophyceae					
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	-	-	1,7	2,4	1,2
Cryptomonas marssonii	1,9	1,4	-	1,5	2,4
Cryptomonas sp. (1=20-22)	1,2	1,2	1,7	3,1	3,4
Cryptomonas spp. (1=24-28)	1,5	-	-	-	1,0
Katablepharis ovata	12,6	4,3	4,8	1,8	1,0
Rhodomonas lacustris (=v. nannoplantica)	12,2	45,9	14,2	11,5	51,5
Ubest. cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	-	0,4	1,3	0,7
Sum	29,4	52,8	22,8	21,7	61,1
Dinophyceae (fureflagellater)					
Gymnodinium cf. lacustre	15,8	1,3	0,9	1,0	8,9
Gymnodinium helveticum	-	-	-	2,0	4,0
Gymnodinium sp. (1=14-16)	1,9	0,2	0,7	0,7	-
Peridinium sp. (1=15-17)	2,0	0,7	-	-	0,3
Peridinium umbratum (P. inconspicuum)	13,2	2,8	7,2	0,8	-
Ubest. dinoflagellat	7,4	2,7	1,1	2,7	1,6
Sum	40,3	7,6	9,8	7,2	6,8
My-alger					
My-alger	8,2	15,5	10,3	9,8	8,8
Totalsum (mm³/m³ = og våtvekt/m³)	291,7	209,4	148,5	97,8	173,9