

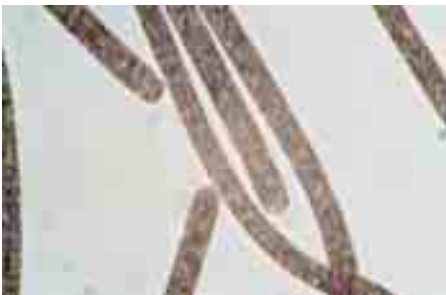
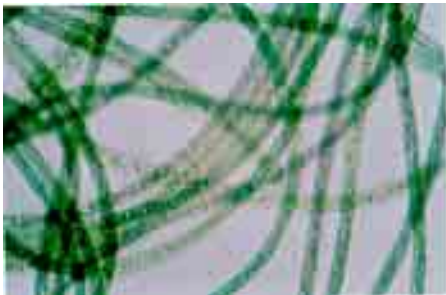
NIVA



RAPPORT LNR 4509-2002

Overvåking av toksinproduserende cyanobakterier i Steinsfjorden 2001

Sammenfattende resultater fra
1997 - 2001



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
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av toksinproduserende cyanobakterier i Steinsfjorden 2001. Sammenfattende resultater fra 1997-2001.	Løpenr. (for bestilling) 4509-02	Dato 07.03.2002
	Prosjektnr. Undernr. O-97129	Sider Pris 40
Forfatter(e) Bente Edvardsen	Fagområde ferskvann, eutrofiering	Distribusjon Fri
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Hole kommune og Ringerike kommune	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

I Steinsfjorden, Buskerud, har det siden 1997 vært observert årlige oppblomstringer av toksinproduserende cyanobakterier (blågrønnalger) av slekten *Planktothrix*. Forekomst av toksinproduserende cyanobakterier, planktonalger og cyanotoksiner, samt vannkvalitet ble undersøkt i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai – september) ved hovedstasjonen i Steinsfjorden. Artene *Planktothrix rubescens* var. og *P. prolifica* dominerte cyanobakteriesamfunnet gjennom hele undersøkelsesperioden. Cyanobakteriene var tilstede under isen i mars med opp til 4000 trichomer per liter, i 5 m dyp. Under stagnasjonsperioden (juni – august) var *Planktothrix*-populasjonen konsentrert i metalimnion i dypet 8-15 m. I september blev deler av populasjonen ført opp til de øvre vannmasser p.g.a. partiell vertikal sirkulasjon. Opp til 110 000 *Planktothrix* trichomer per liter ble målt i metalimnion i 2001 (8. august i 10 m dyp). Toksinnivået i dette vannet var mellom 0,5-3 µg microcystin per liter og var dermed høyere enn WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann. Vannet kunne imidlertid regnes som akseptabelt for bading.

Fire norske emneord 1. blågrønnalger 2. cyanobakterier 3. <i>Planktothrix</i> 4. Steinsfjorden	Fire engelske emneord 1. bluegreen algae 2. cyanobacteria 3. Lake Steinsfjord 4. <i>Planktothrix</i>
--	--

Bente Edvardsen
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim
Forskningsleder
ISBN 82-577-4160-4

Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

Norsk institutt for vannforskning

O-97129

Overvåking av toksinproduserende cyanobakterier i
Steinsfjorden 2001

Sammenfattende resultater fra 1997-2001

Oslo, 7. mars 2002

Bente Edvardsen

Bilder på omslagssiden:

Venstre, øverst: *Planktothrix mougeotii*, midten: *Planktothrix prolifica*,
nederst: *Planktothrix rubescens* var. Fotografier B. Edvardsen

Høyre: Steinsfjorden. Fotografi O. Skulberg

Forord

På oppdrag for Fylkesmannen i Buskerud - Miljøvern avdelingen, Hole kommune og Ringerike kommune innledet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1997-1999 overvåking av cyanobakterier (=blågrønnalger) i Steinsfjorden. Hensikten var å foreta et løpende tilsyn med forekomsten av cyanobakterier for å få kunnskap om utvikling av toksinproduserende stammer som grunnlag til å rettlede publikum. Cyanobakterienes toksiner (cyanotoksiner) og toksisitet ble undersøkt i samarbeide med Norges veterinærhøgskole (NVH) og Nasjonalt folkehelseinstitutt (NIPH). I 2000 forekom høye konsentrasjoner av toksiske cyanobakterier i overflatevannet, noe som førte til at bading ble frarådet. Da cyanobakteriene kan innebære en helserisiko i Steinsfjorden var det behov for en videreføring av overvåkingen i 2001.

Denne rapporten presenterer resultater fra overvåkingen i 2001 som ble utført på oppdrag fra Hole kommune og Ringerike kommune. Rapporten inkluderer også noen resultater fra overvåkingen foretatt i Steinsfjorden i 1997-2000.

Feltarbeidet er utført av Else-Øyvor Sahlqvist, Jozsef Kotai og Bente Edvardsen fra NIVA i samarbeid med Frode Løset og medarbeidere fra Hole kommune, som også tilrettela feltarbeidet. Kjemiske analyser er utført ved NIVAs analyselaboratorium i Oslo. Planteplankton tellinger er utført av Pål Brettum, og *Planktothrix*-tellingene på sestonfilter av Randi Skulberg, begge ved NIVA. Toksinanalyser med HPLC er utført av Nina Gjølme ved NIPH. Bearbeiding av data er utført av Jozsef Kotai, Pål Brettum og Bente Edvardsen. Rapportering er utført av Bente Edvardsen, som også har vært prosjektleder. En takk går til Olav Skulberg og andre kollegaer fra NIVA, NIPH og NVH for verdifulle faglige råd.

Oslo, 7. mars, 2002

Bente Edvardsen

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	9
2. Metoder	10
2.1 Målestasjon	10
2.2 Frekvens	10
2.3 Parametre	10
2.4 Rapportering	11
3. Områdebeskrivelse	12
4. Resultater og diskusjon	13
4.1 Hydrografi / fysiske forhold	13
4.1.1 Vanntemperatur og sjiktningsforhold	13
4.1.2 Lysforhold	14
4.1.3 Siktedyb	16
4.1.4 Ledningsevne	16
4.1.5 Oksygen	17
4.2 Kjemiske forhold	18
4.2.1 Nitrogen	19
4.2.2 Fosfor	19
4.2.3 N/P-forhold	19
4.2.4 Organisk karbon	21
4.3 Planteplankton og toksinproduserende cyanobakterier	21
4.3.1 Klorofyll a	21
4.3.2 Planteplankton	21
4.3.3 Cyanobakterier (blågrønnalger)	23
4.3.4 Planktothrix-populasjoner	24
4.4 Cyanotoksiner og helserisiko	26
4.5 Konklusjoner	27
5. Litteraturhenvisning	28
Vedlegg A. Beskrivelse av kjemiske analysemetoder	29
Vedlegg B. Volumrelaterte blandprøver og beregninger	34
Vedlegg C. Hydrografiske og biologiske primærdata	35
Vedlegg D. Data fra planteplanktontellinger	37

Sammendrag

Steinsfjorden er en verdifull naturressurs som utnyttes i stort omfang til fiske, rekreasjon og i noen grad til jordbruksvanning. Steinsfjorden har imidlertid et spesielt cyanobakteriesamfunn (blågrønnalgesamfunn) dominert av røde former av slekten *Planktothrix*, *Planktothrix rubescens* var. og *Planktothrix prolifica*. Den grønne formen *P. mougeotii* kan også være tilstede. Disse cyanobakteriene kan produsere cyanotoksiner av typen hepatotoksiner og nevrotoksiner. I perioden 1997-2000 dannet *Planktothrix*-arter årlige oppblomstringer i juni - august i et sjikt i ca 8-15 m dyp (metalimnion) med opptil 100 000 trichomer (tråder) per liter. I mai og juni 2000 forekom høye konsentrasjoner av *Planktothrix* i overflatevannet og bading ble frarådet. Under visse betingelser kan cyanotoksinene innebære en helserisiko ved bruk av vannet og biologiske produkter fra innsjøen. Det er derfor behov for å overvåke miljøtilstand, biomasseutvikling av cyanobakterier og andre planktonalger, samt konsentrasjoner av cyanotoksiner i Steinsfjorden.

Formålet med overvåkingen er å undersøke vannkvalitet og følge utviklingen og forekomst av toksinproduserende cyanobakterier og cyanotoksiner i Steinsfjorden for å kunne gi løpende informasjon til å rettlede publikum. Overvåkingen vil også utvide kjennskapet til prosesser i innsjøen bl.a. ved sammenligning av observasjoner i nåtid og tidligere år og gi grunnlag for en rasjonell forvaltning av Steinsfjorden.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden (mai - september) ved hovedstasjonen i Steinsfjorden i 2001. Parametre som ble undersøkt var: vanntemperatur, lysintensitet, siktedyp, ledningsevne, oksygenkonsentrasjon, næringssaltkonsentrasjoner (total fosfor, partikulært fosfor, fosfat, total nitrogen, ammonium, nitrat, partikulært nitrogen), konsentrasjon av organisk karbon (total, partikulært), klorofyll *a*-konsentrasjon, kvalitative og kvantitative planteplanktonundersøkelser samt cyanotoksinanalyser. Rapporten inkluderer noen resultater fra overvåkingen foretatt i Steinsfjorden i 1997-2000 til sammenligning og for å kunne vurdere om det har skjedd forandringer over tid.

Fysiske forhold som vanntemperatur, lysforhold, siktedyp, og oksygenkonsentrasjon var i 2001 tilnærmet som ved tidligere undersøkelser i perioden 1980-2000. Konsentrasjonen av total nitrogen i 2001 var i gjennomsnitt $370 \mu\text{g N L}^{-1}$ i epilimnion og $380 \mu\text{g N L}^{-1}$ i metalimnion i perioden mars - september. Dette er noe høyere enn det som ble målt i perioden 1978-1981. Nitratkonsentrasjonen i epilimnion sank gradvis fra $225 \mu\text{g N L}^{-1}$ til $4 \mu\text{g N L}^{-1}$ fra mai -september 2001. Totale fosforkonsentrasjoner i 2001 varierte mellom $8-14 \mu\text{g P L}^{-1}$. Dette er tilnærmet samme nivå som ble målt i Steinsfjorden 1981. Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor i volumet 0-15 m i perioden mai - september 2001 varierte fra 45-17 og var i gjennomsnitt 34. Planteplanktonproduksjonen i Steinsfjorden antas derfor å være fosforbegrenset. Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofigrad vil vannkvaliteten i Steinsfjorden basert på siktedyp, N-og P-konsentrasjoner vurderes som god (II). Klorofyll *a*-konsentrasjonen i produksjonsperioden varierte fra $2-9,3 \mu\text{g L}^{-1}$. Etter SFTs vannkvalitetsklasser vil vannkvaliteten i Steinsfjorden basert på klorofyll *a* imidlertid vurderes som mindre god (III).

Gjennomsnittlig konsentrasjon av totalt planteplankton i dybdeintervallet 0-15 m varierte fra ca $600-1200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($=0,6-1,2 \text{ mg våtvekt L}^{-1}$), som tyder på at Steinsfjorden er mesotrof. Andelen cyanobakterier varierte fra 4 - 40 % og var gradvis økende fra juli til september. *P. prolifica* og *P. rubescens* var. dominerte fullstendig cyanobakteriesamfunnet gjennom hele vekstsesongen. I sommerhalvåret i 2001 var *Planktothrix*-populasjonen konsentrert i metalimnion (8-15 m), med maksimumskonsentrasjonen $110\,000 \text{ trichomer L}^{-1}$ eller $900 \text{ mm}^2 \text{ m}^{-1}$ målt som biovolum ($=0,9 \text{ mg våtvekt L}^{-1}$) i 10 m dyp den 8. august. I september sank overflatetemperaturen, vi fikk en partiell omrøring som førte til at deler av *Planktothrix*-populasjonen ble ført opp til øvre vannmasser. Ved

prøvetakingen i mars var *P. prolifica* dominerende over *P. rubescens* var. , mens i perioden mai-september var *P. rubescens* var. mer tallrik enn *P. prolifica*. Toksinanalyser av vann og algemateriale i 2001 viste microcystinkonsentrasjoner på opp til $0,5-3 \mu\text{g L}^{-1}$ (8. august 10-11 m dyp). Dette var høyere enn WHO's anbefalte maksimumsverdier for drikkevann ($1 \mu\text{g L}^{-1}$), men vannet kunne regnes som akseptabelt for bading. Lokale variasjoner kan forekomme p.g.a. omrøring og oppstuing mot land på sensommeren og høsten. Det ble derfor anbefalt å holde oppsikt og unngå kontakt med røde "algeflak". Slike algeflak ble imidlertid ikke observert i Steinsfjorden i 2001.

Summary

Title: Monitoring of toxic cyanobacteria in Lake Steinsfjord in 2001 with results from 1997-2001.

Year: 2002

Author: Bente Edvardsen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4160-4

Lake Steinsfjord in Southern Norway is one of the limnologically best investigated lakes in Norway. It is mesotrophic, has high biodiversity, high recreational value, and is extensively used for fishing and bathing, and to some extent also used for irrigation. Lake Steinsfjord has a cyanobacterial community that is dominated by the red colored species *Planktothrix rubescens* var. and *P. prolifica*. The green species *P. mougeotii* may also be present. *Planktothrix* species form annual blooms in the metalimnic layer at about 8-15 m depth in the period June – August, but may also grow just under the ice in winter time. These cyanobacteria may produce cyanotoxins, mainly hepatotoxins (microcystins), but also neurotoxins (anatoxins).

The aim of the investigation was to monitor water quality and development of toxin producing cyanobacteria in Lake Steinsfjord, to provide current information for health risk assessment, and improve the basis for sustainable management of the lake.

The report present results from measurements and sampling performed in March and monthly in the productive period May- September, 2001 at the main sampling station in Lake Steinsfjord. Parameters measured were: water temperature, irradiance, Secchi depth, conductivity, oxygen concentration, nutrient concentrations (N, P), concentration of organic carbon, chlorophyll *a* concentration, phytoplankton abundance, and cyanotoxin concentrations. The report includes some results from the monitoring in Steinsfjord during 1997-2000 for comparison and for evaluation of possible changes over time.

Physical conditions, such as water temperature, irradiance, Secchi depth and oxygen concentration were similar in 2001 to the conditions observed at previous investigations during the period 1980-2000. The concentration of total nitrogen in 2001 was on average $370 \mu\text{g N L}^{-1}$ in the epilimnion and $380 \mu\text{g N L}^{-1}$ in the metalimnion during March-September, which is somewhat higher than average values measured in 1978-1981. The nitrate in the epilimnion was effectively consumed and was reduced from $225 \mu\text{g N L}^{-1}$ in May to $4 \mu\text{g N L}^{-1}$ in September. The totale phosphorus concentration in 2001 varied between $8\text{-}14 \mu\text{g PL}^{-1}$. This is similar to the situation in Lake Steinsfjord in 1981. Concentrations of N and P and the Secchi depth indicate good water quality according to criteria set by SFT. The N:P ratio in the 0-15 m depth during May-September 2001 varied between 17-45 and was on average 34. The phytoplankton production is therefore assumed to be P-limited. Chlorophyll *a* concentrations varied between $2\text{-}9 \mu\text{g L}^{-1}$, which indicate a less good water quality.

The average concentration of total phytoplankton volume in the depth interval 0-15 m varied between $600\text{-}1200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, indicating that Lake Steinsfjorden is mesotrophic. The percentage of cyanobacteria varied between 4 - 40 %, and gradually increased from July- September. *Planktothrix prolifica* and *P. rubescens* var. dominated completely the cyanobacterial community throughout the entire production period. During the summer months in 2001 the *Planktothrix* population was concentrated in a metalimnetic layer at 8-15 m depth, with a maximum measured concentration of $110\ 000$ trichomes L^{-1} in 10 m depth on 8 August, corresponding to a biovolume of $900 \text{ mm}^2 \text{ m}^{-1}$ and wet weight $0,9 \text{ mg L}^{-1}$. In September the water temperature at the surface declined, resulting in partial circulation of the water masses, causing parts of the *Planktothrix* population to be transported to the upper water masses. In March *P. prolifica* dominated over *P. rubescens* var. , whereas in the period May-September

P. rubescens var. was more numerous than *P. prolifica*.

Toxin analyses of water samples and algal material in 2001 showed microcystin concentrations of up to 0,5-3 $\mu\text{g L}^{-1}$ (on 8 August in 10-11 m depth). This value is above WHO's guideline values (1 $\mu\text{g L}^{-1}$) for drinking water, but below what is considered as acceptable for bathing. However, due to water circulation during the autumn and wind, accumulation of algae may occur locally towards the shore. The public should therefore pay attention to and avoid contact with red algal sheaths or scum at the surface. Surface scum was, however, not reported in 2001. There is a need for further monitoring of the development of toxic cyanobacteria and cyanotoxins in Lake Steinsfjorden to develop guideline values for health risk assessment and to assess effects on the ecosystem.

1. Innledning

Steinsfjorden er en verdifull naturressurs med mange brukerinteresser. Innsjøen utnyttes i stort omfang til friluftsliv, fiske og annen rekreasjon og brukes også til jordbruksvanning. Steinsfjorden ble tidligere til en viss grad benyttet som drikkevannskilde. Dette ble imidlertid avvirket etter påvisning av toksinproduserende cyanobakterier i innsjøen. Steinsfjorden har et spesielt blågrønnalgesamfunn dominert av røde former av slekten *Planktothrix* (*Planktothrix rubescens* var. og *Planktothrix prolifica*) som kan produsere cyanotoksiner. Den grønne formen *P. mougeotii* kan også være tilstede. Både hepatotoksiner (microcystiner) og nevrotoksiner (anatoksiner) inngår, men også andre ukjente toksiner er funnet i *Planktothrix*-stammer fra Steinsfjorden. *Planktothrix*-artene kan danne masseforekomster under de rådende miljøforholdene i Steinsfjorden. Masseforekomst av *Planktothrix* i Steinsfjorden ble første gang rapportert i 1961 (Skulberg 1965) da rødfarget vann ble observert under isen. I perioden 1997-2000 dannet *Planktothrix* -arter årlige oppblomstringer i juni - august i et sjikt i ca 8-15 m dyp (metalimnion) med inntil 100 000 trichomer (algetråder) per liter. I mai og juni 2000 forekom høye konsentrasjoner av *Planktothrix* i overflatevannet og bading ble frarådet. I perioden 1997-2000 ble lave konsentrasjoner av hepatotoksiner (microcystiner) funnet i fisk og i kreps. Under visse betingelser kan cyanotoksinene innebære en helserisiko ved bruk av vannet og biologiske produkter fra innsjøen. Det er derfor behov for å overvåke miljøtilstand, biomasseutvikling av cyanobakterier og andre planktonalger og konsentrasjoner av cyanotoksiner i Steinsfjorden.

Formålet med overvåkingen i 2001 er å undersøke vannkvalitet og følge utviklingen og forekomst av toksinproduserende cyanobakterier og cyanotoksiner i Steinsfjorden for å fremskaffe faglig informasjon for rettleiding av publikum og som grunnlag for fremtidig forvaltning av Steinsfjorden.

Rapporten presenterer resultater fra målinger og prøvetaking utført i mars og månedlig i produksjonsperioden ved hovedstasjonen i Steinsfjorden. Rapporten sammenfatter også noen resultater fra overvåkingen foretatt i Steinsfjorden i 1997-2000 til sammenligning og for å kunne vurdere om forholdene har forandret seg over tid.

2. Metoder

2.1 Målestasjon

Prøvetaking og målinger ble utført ved hovedstasjonen, posisjon ca. 60°05.60' N, 10°19.17' E, i det dypeste området av Steinsfjorden (22-24 m, se Fig. 1).

2.2 Frekvens

Årets første prøvetaking ble foretatt under vinterforhold gjennom hull i isen den 22. mars 2001. Etter isløsningen i slutten av april ble prøvetaking og målinger foretatt månedlig gjennom produksjonsperioden den 7. mai, 5. juni, 3. juli, 8. august og 4. september.

2.3 Parametre

En oversikt over fysiske, kjemiske og biologiske parametre som ble undersøkt er vist i Tabell 1. En mer detaljert beskrivelse av de kjemiske analysene er gitt i Vedlegg A. Fysiske parametre ble målt i hver meter fra overflaten til bunnen. I tillegg ble siktedyp bestemt. Vannprøver ble tatt i hver meter med vannhenter (Limnos, 3,5 L). Volumrelaterte blandprøver fra epilimnion (0-8 m), metalimnion (8-15 m) og ev. hypolimnion (13-20 m) ble blandet på NIVAs laboratorium etter blandningsforhold vist i Vedlegg B. Kjemiske parametre ble analysert i blandprøver fra epilimnion, metalimnion og i mars også fra hypolimnion. Kvantitative planteplanktonundersøkelser ble utført med blandprøver fra epilimnion og metalimnion etter metode beskrevet av Brettum (1989) og Olrik et al. (1998). Levende håvtrekkprøver ble undersøkt kvalitativt under mikroskop. Toksinanalyser av typen microcystin ELISA-test og HPLC- bestemmelse av microcystiner ble utført ved utvalgte datoer.

Beregninger av gjennomsnitt for ulike vannvolum er utført ved å vekte verdiene i forhold til hvor stor andel av innsjøens totale volum som intervallet representerer, s.k. volumrelatert vektning (se Vedlegg B).

Tabell 1. Oversikt over analyseparametre, prøvetakingsdyp, og metoder og instrumenter brukt ved prøvetaking og analyser av Steinsfjorden 2001.

Parameter	Enhet	Prøve- dyp (m)	Metode (NIVA-metode nr., instrument)
Fysiske faktorer			
vanntemperatur	°C	hver m	YSI Model 58 termometer
oksygenkonsentrasjon	mg L ⁻¹ , % metning	hver m	YSI Model 58 oppløst oksygen måler
ledningsevne	mS/m	hver m	Conduktometer WTW LF 191
lysintensitet	µmol m ⁻² s ⁻¹	hver m	LICORE 1000 lysmåler
siktedyp	m	-	Secchi-skive
Kjemiske faktorer			
Total-P/L (total P)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	D2-1, Skalar autoanalysator
Total-P/P (partikulært P)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	D2-1, Skalar autoanalysator
PO4-P (fosfat)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	D1-1, Skalar autoanalysator
Tot-N/L (total N)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	D6-1, Skalar autoanalysator
NH4-N (ammonium)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	D5-1, Technicon autoanalysator
NO3-N(nitrat)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	D3, Skalar autoanalysator
TN/GFF (partikulært N)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	G6, Carlo Erba elementanalysator
TOC (total organisk C)	mg L ⁻¹	0-7, 8-14	G4-2 Phoenix TOC-TC analysator
TOC/GFF (partikulært organisk C)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	G6 Carlo Erba elementanalysator
KLA/S (klorofyll a)	µg L ⁻¹	0-7, 8-14	H1-1 Perkin-Elmer spektrofotometer
Biologiske faktorer			
Planteplanktonvolum	mm ³ m ⁻³	0-7, 8-14	se Brettum 1989
<i>Planktothrix</i> - konsentrasjon	trichomer L ⁻¹	hver m	telling i stereomikroskop (x 40) på sestonfilter
Toksinanalyse			
microcystin- immunoassay	µg L ⁻¹	utvalgte	EnviroLogix Inc. "ELISA-testkit"
microcystin	µg L ⁻¹	dyp	HPLC-DA

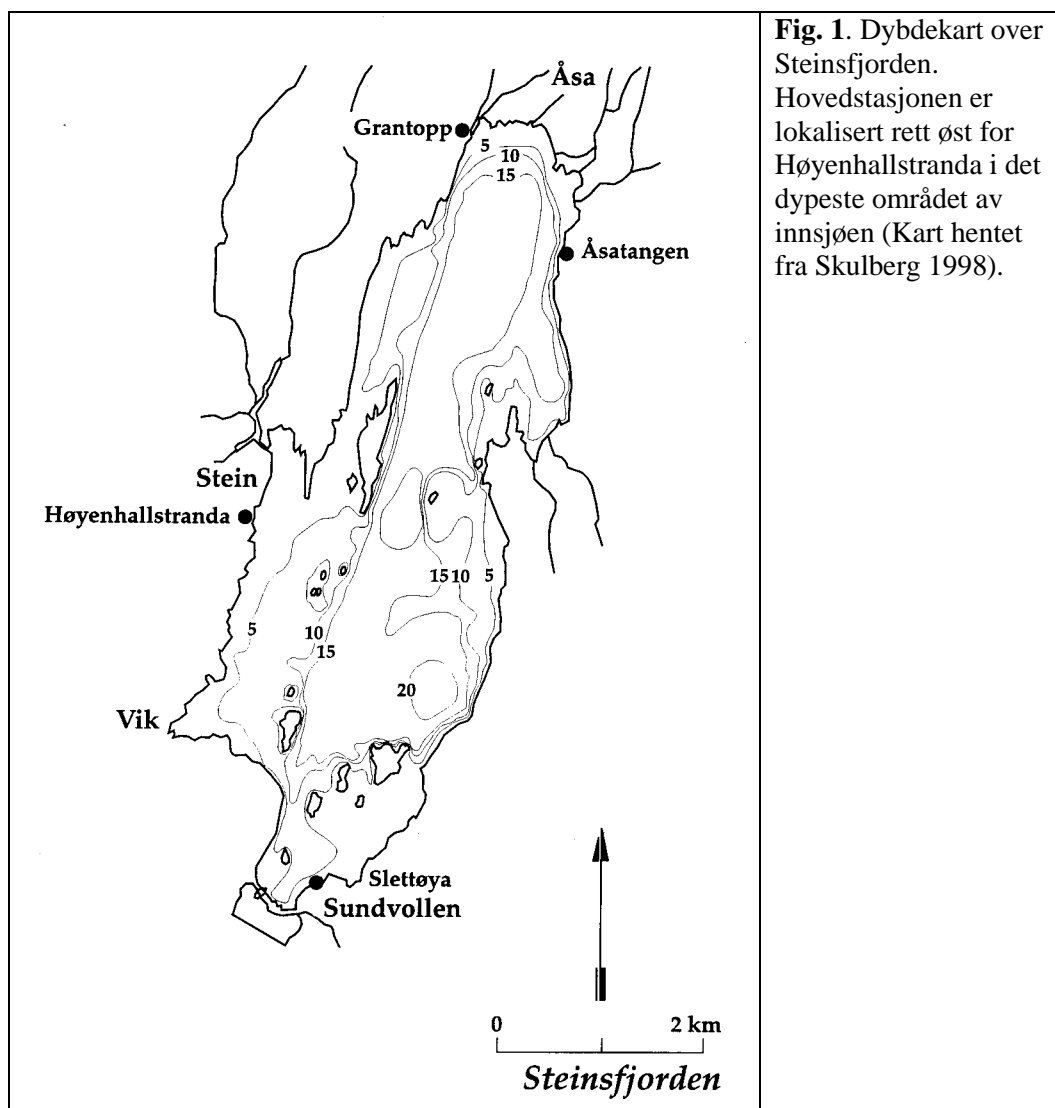
2.4 Rapportering

Det ble gitt løpende infomasjon til Hole og Ringerike kommune i form av korte rapporter (6. april, 21. mai, 26. juni, 16. august og 18. september) om resultatene fra feltmålinger, laboratorieanalyser og planteplanktontellinger.

3. Områdebeskrivelse

Steinsfjorden er en grunn innsjø med middeldyp 10 m og største dyp ca 24 m (Berge 1983). Arealet av innsjøen er 14 km², den er som lengst 7,9 km lang og største bredde er 2,6 km (Berge 1983). Avrenning fra nedbørfeltet er liten (1 m³ s⁻¹), vannmassenes oppholdstid er beregnet til 4,6 år og vannstanden varierer med ca 1-2 m (Berge 1983, Skulberg 1998). Steinsfjorden er forbundet med Tyrifjorden via Kroksundet ved Sundvollen (Fig. 1). Steinsfjorden sammen med Tyrifjorden er en av de best undersøkte innsjøene i Norge (se referanser i Skulberg 1998). Geografiske og hydrokjemiske forhold er sammenstilt av Berge (1983) og gjengitt av Skulberg (1998).

Planteplanktonet i Steinsfjorden er beskrevet av bl.a. Berge (1983) og Skulberg (1998, 1999). Innsjøen har et spesielt cyanobakteriesamfunn dominert av de rødfargede artene *Planktothrix rubescens* var. og *Planktothrix prolifica*. Formen av *P. rubescens* er kun funnet i Steinsfjorden og anses for å være en stedegen varietet (Skulberg & Skulberg 1985). Den grønne formen *Planktothrix mougeotii* kan også være til stede, men er vanskelig å skille fra *P. prolifica* i Lugol-fikserte prøver p.g.a. fargeforandringer ved fikseringen.



4. Resultater og diskusjon

4.1 Hydrografi / fysiske forhold

4.1.1 Vanntemperatur og sjiktningforhold

Vannmassenes lagdeling har avgjørende betydning for kjemiske og biologiske prosesser i en innsjø og dermed fordeling og vekst av toksinproduserende cyanobakterier. Vanntemperaturen målt i 2001 er vist i Fig. 2. Hydrografiske primærdata er vist i Vedlegg C. Isløsningen foregikk i slutten av april og ble fulgt av en periode med fullsirkulasjon av vannmassene. I løpet av mai bygget det seg opp et termisk sprangsjikt. Steinsfjorden preges i sommerhalvåret av termisk vertikal sjiktning, s.k. sommerstagnasjon og har da et varmere overflatelag (epilimnion), et underliggende sprangsjikt (metalimnion) og et kjøligere dyplag (hypolimnion). Ved prøvetakingen 5. juni lå sprangsjiktet i dybdeintervallet ca. 8-11 m under overflaten. Den høyeste vanntemperaturen i 2001 ble målt i juli da overflatevannet hadde temperaturen 21,5 °C. En viss avkjøling av overflatevannet i september førte til av spranglaget forflyttet seg til en dypere posisjon (partialsirkulasjon). Sprangsjiktet var ved prøvetakingen 4. september i dybdeintervallet 10-15 m. Påfallende i 2001 var den relativt høye temperaturen (18 °C) i epilimnion og den klare lagdelingen helt ut i september. Med den videre avkjølingen om høsten kommer hele vannmassen i fullsirkulasjon.

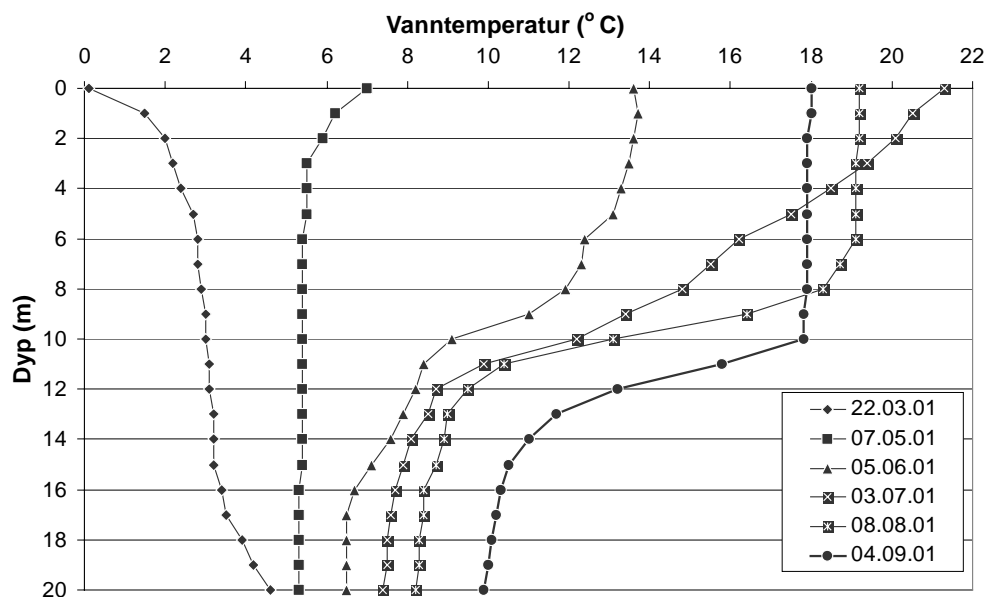


Fig. 2. Vanntemperatur som funksjon av dypet i Steinsfjorden 2001.

Vanntemperaturen beregnet for dybdeintervallene 0-9 m, 9-15 m og 15-23 m i perioden 1997-2001 er vist i Fig. 3.

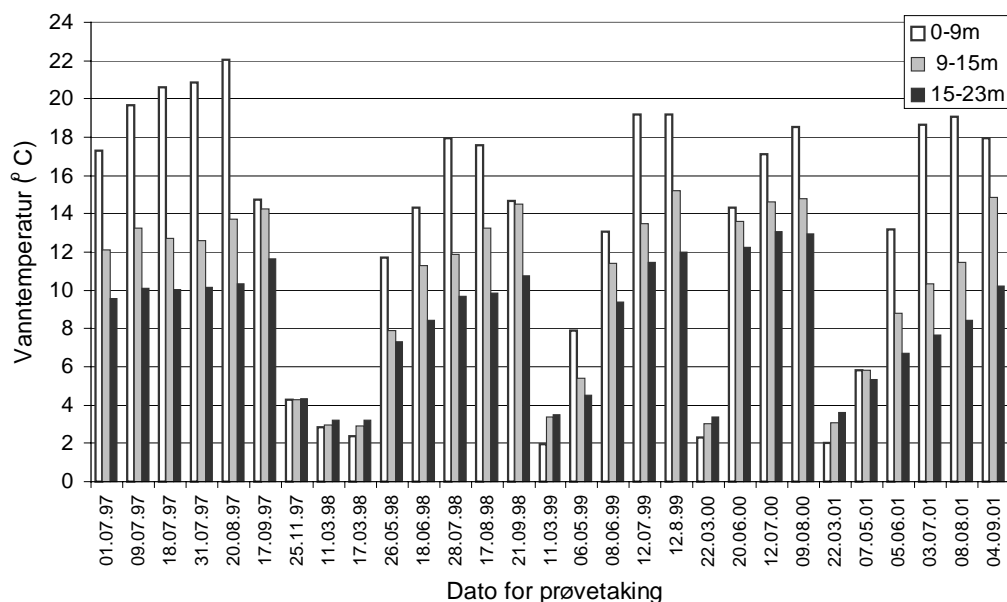


Fig. 3. Gjennomsnittlig vanntemperatur (volumrelatert) beregnet for dypdeintervallene 0-9 m, 9-15 m, 15-23 m i Steinsfjorden i perioden 1997-2001.

4.1.2 Lysforhold

Innsjøens gjennomtrengelighet for lys er av stor betydning for hvor langt ned algene kan vokse. Steinsfjorden er preget av forholdsvis klart vann. Dette medfører gode lysklimatiske forhold ned til relativt stort dyp for fotosyntetiske organismer. Det nedre dybdenivå hvor algene kan vokse kalles for kompensasjonsdypet (respirasjon = assimilasjon) og sammenfaller vanligvis med 1% lysdypet. Fig. 4 viser dypet hvor det gjensto 1% av overflatelyset i perioden 1997-2001. I sommerhalvåret var 1% lysdyp mellom 8,5-9,3 m og tilsvarer det som ble målt i Steinsfjorden i perioden 1979-1981 (8,7 i gjennomsnitt, Berge 1983). Resultatene tyder på at lysforholdene ikke har forandret seg markant i løpet av de siste 20 årene.

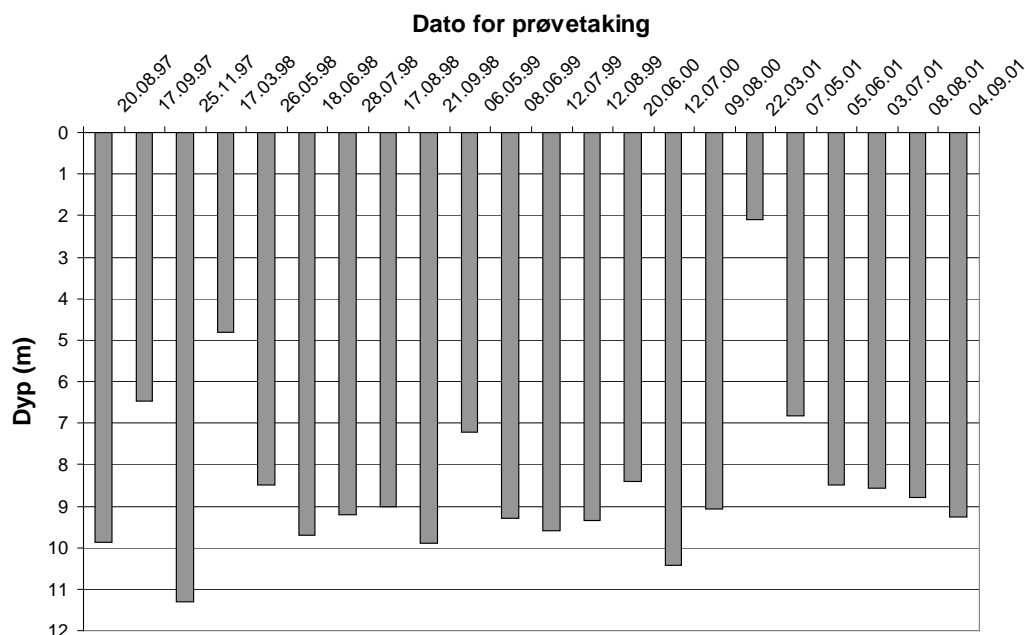


Fig. 4. Dyp med 1% av overflatelyset i Steinsfjorden i perioden 1997-2001.

Steinsfjorden har et planteplanktonsamfunn som til tider og i visse dyp (metalimnion) domineres av cyanobakterier i slekten *Planktothrix*. Disse *Planktothrix*-artene inneholder pigmentet fykoerythrin, i tillegg til klorofyll og fykocyanin, som kan fange opp det lys som i rent vann går dypest ned i vannsøylen. Erfaringsmessig kan disse *Planktothrix*-artene vokse ved lysintensiteter ned til 3-5 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Fig. 5. viser dypet med 3 respektive 5 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, dvs. det maksimale dyp for vekst av de røde *Planktothrix*-formene. Dypet for 3 og 5 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ økte for hver måned frem til juli da det var 11,2 m respektive 12,3 m.

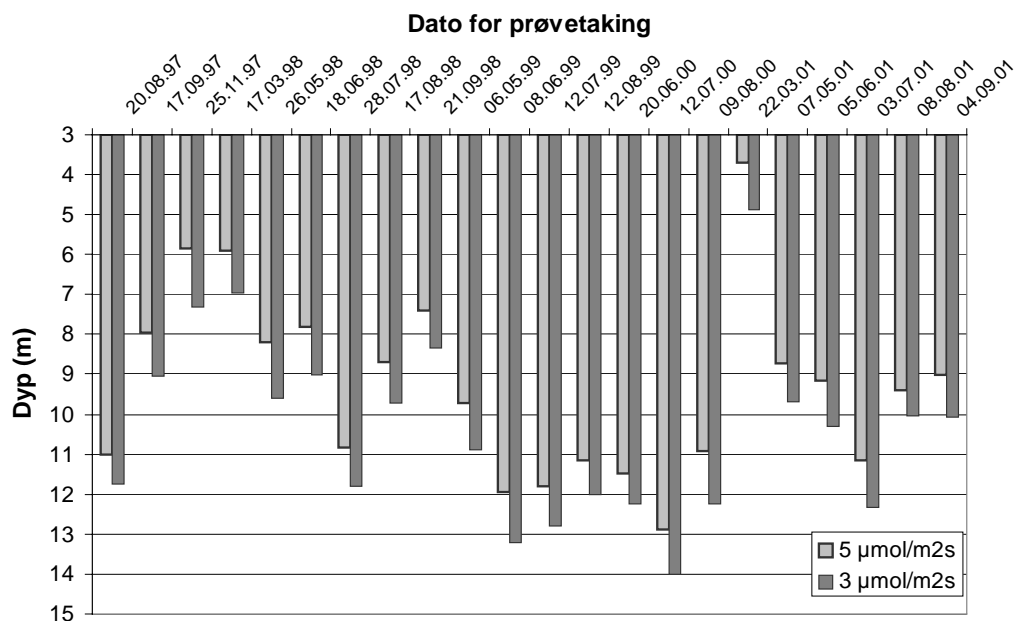


Fig. 5. Dyp i Steinsfjorden med lysintensitet 5 og 3 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ i perioden 1997-2001.

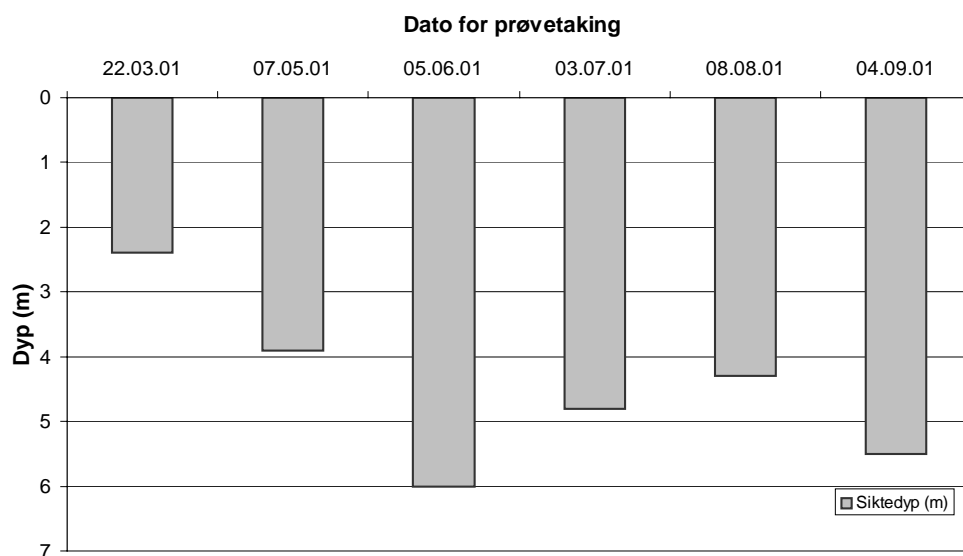


Fig. 6. Siktedyp i Steinsfjorden 2001.

4.1.3 Siktedyp

Siktedyp er et mål for sikten i vannet og er det dyp der en hvit rund skive (Secchi-skive) som senkes ned i vannet blir usynlig fra overflaten. Innsjøens innhold av partikler, kolloider og løste fargekomplekser er avgjørende for siktedypet. Siktedypet i Steinsfjorden i 2001 varierte fra 2,3 m (mars) - 6 m og var størst ved prøvetakingen 5. juni (Fig. 6). Siktedypet i perioden 1997-2000 i juni - september var mellom 4 til vanligvis 7 m (Skulberg 1999, 2000) og i 1970 årene mellom 5-6 m (Berge 1983). Siktedypet varierer gjennom sesongen og fra år til år, men det er ikke noen tydelig tendens til forskyvning i løpet av de siste 30 årene (Berge 1983, Skulberg 1999, denne studien). Tidligere undersøkelser har vist at algene har stor innvirkning på siktedypet i Steinsfjorden, men at også andre partikler, både organiske og uorganiske, har en betydning (Berge 1983).

4.1.4 Ledningsevne

Elektrolytisk ledningsevne eller konduktivitet er et mål for mengden positive og negative ladete partikler (ioner) i vannet. Ved sommerstagnasjon var det en økning i ledningsevnen med dypet i Steinsfjorden, med lavest ledningsevne i epilimnion og høyest i dypvannet (Fig. 7). Høyere ledningsevne i dypvannet kan skyldes høyere grad av nedbrytning av organisk materiale (mineralisering) i dypvannet enn i epilimnion, samt tilsig av mineralrikt grunnvann. Ledningsevnen beregnet for hele volumet avtok fra mars til september i 2001 (Fig. 8). Dette kan skyldes fortykning p.g.a. enten økt nedbør i nedslagsfeltet eller økt innstrømning fra Tyrifjorden (som har lavere ledningsevne) i perioden.

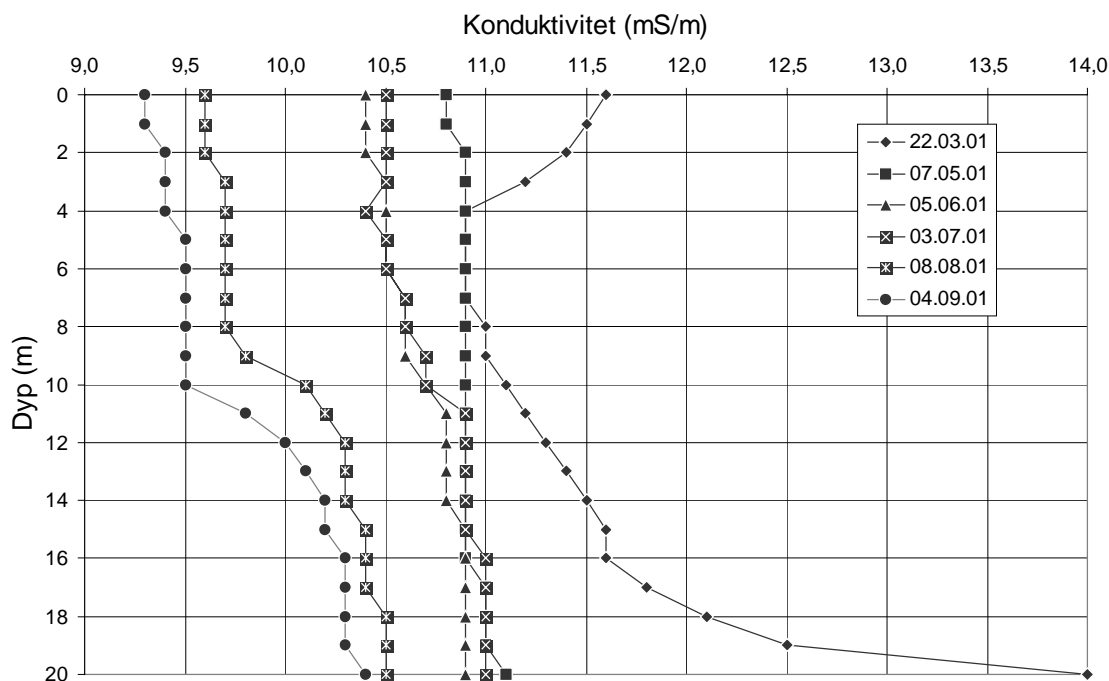


Fig. 7. Ledningsevne (konduktivitet) som funksjon av dypet i Steinsfjorden i 2001.

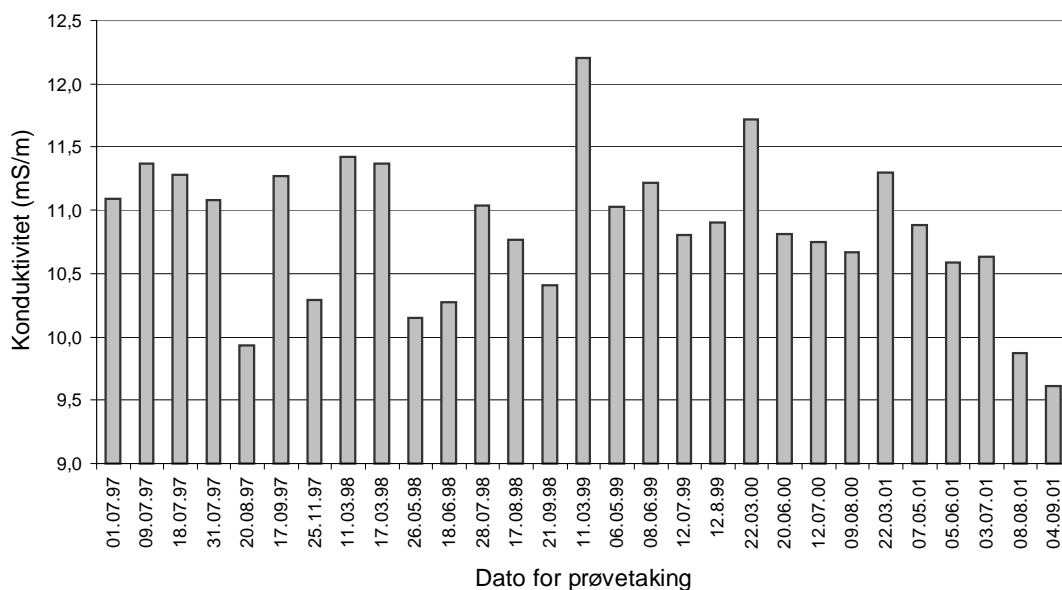


Fig. 8. Beregnet ledningsevne (konduktivitet) for hele volumet i Steinsfjorden i perioden 1997-2001.

4.1.5 Oksygen

En innsjø tilføres oksygen fra overflatelaget ved innblanding av atmosfærisk oksygen, fra planter og algers fotosyntese, samt fra elvevann. Steinsfjorden er grunn og vindeksponert, noe som medfører at vannmassene blandes godt under både vår og høstsirkulasjonene. Til tross for dette oppnår hypolimnion vanligvis ikke mer enn 90 % metning i Steinsfjorden p.g.a. et visst oksygenforbruk i det sirkulerende vannet (Berge 1983). Etter at den termiske sjiktningen inntreier i løpet av mai avtar oksygenkonsentrasjonen i dypvannet utover sommeren fremst p.g.a. nedbrytning av organisk materiale. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet sank i 2001 fra 9,5 mg O₂ L⁻¹ i juni til 2,5 mg O₂ L⁻¹ i september (Fig. 9), og fra 80 % til 20 % oksygenmetning ved bunnen (Fig. 10). Dette tilsvarer situasjonen observert i 1981 (Berge 1983) og i perioden 1997-1998 (Fig. 11, Skulberg 1999).

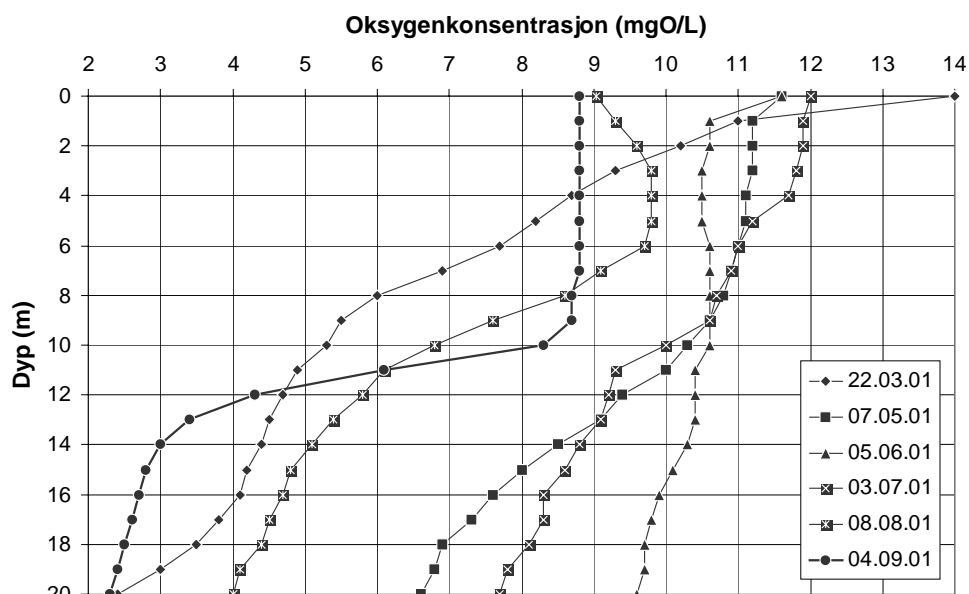


Fig. 9. Oksygenkonsentrasjon med dypet i Steinsfjorden 2001.

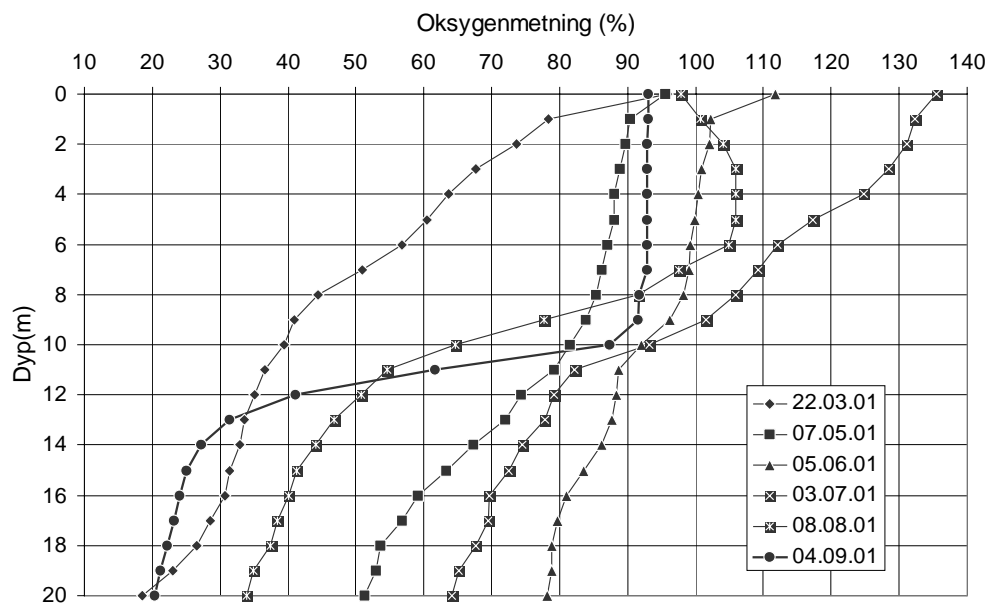


Fig. 10. Oksygenmetning med dypet i Steinsfjorden 2001.

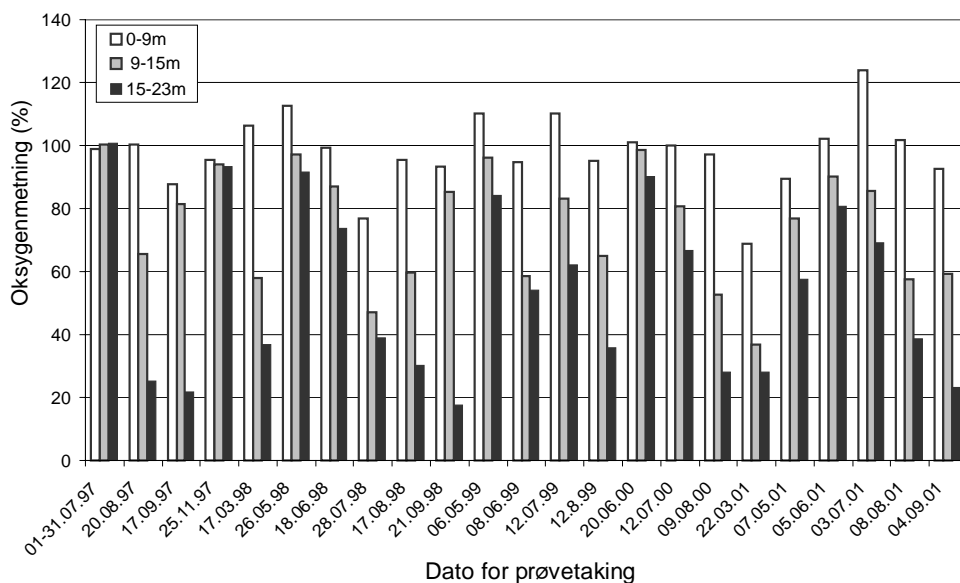


Fig. 11. Gjennomsnittlig oksygenmetning (volumrelatert) i Steinsfjorden i dypdeintervallene 0-9 m, 9-15 m, 15-23 m i Steinsfjorden i perioden 1997-2001.

4.2 Kjemiske forhold

Vannmassenes innhold av næringssalter har avgjørende betydning for planteplanktonutviklingen i en innsjø, både kvantitativt og kvalitativt.

4.2.1 Nitrogen

Nitrogen i innsjøene består primært av nitrat (NO_3^-) og organisk bundet nitrogen (organisk N), mens ammonium (NH_4^+) normalt finnes i lave konsentrasjoner under oksygenerte forhold. Konsentrasjonen av totalt nitrogen og nitrat i 2001 beregnet for vannvolumet 0-15 m er vist i Fig. 12. Konsentrasjonen av total nitrogen i Steinsfjorden i 2001 varierte fra 515-240 $\mu\text{g N L}^{-1}$ og var i gjennomsnitt 370 $\mu\text{g N L}^{-1}$ i epilimnion og 380 $\mu\text{g N L}^{-1}$ i metalimnion fra mars - september. Dette er noe høyere enn det som ble målt i perioden 1978-1981 (Berge 1983) hvor total nitrogen i 0-6 m dyp varierte mellom 200-300 $\mu\text{g N L}^{-1}$. I produksjonssjiktet (epilimnion) 2001 skjedde et kraftig nitratuttak utover sommeren, hvor konsentrasjonen ble redusert fra 225 $\mu\text{g N L}^{-1}$ i mai (rett etter vårsirkulasjonen) til 4-6 $\mu\text{g N L}^{-1}$ i august og september (se Tabell 2).

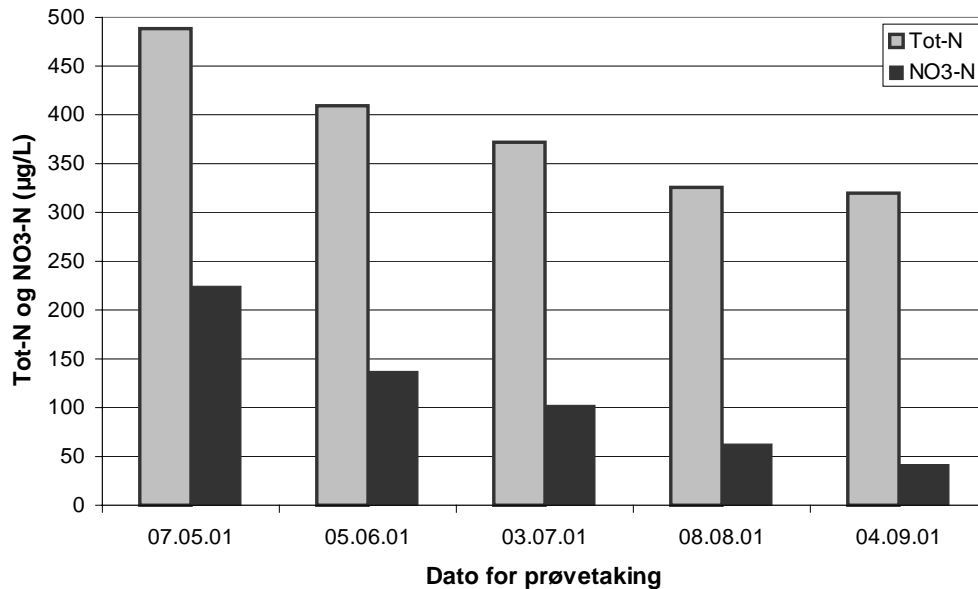


Fig. 12. Gjennomsnittlig konsentrasjon av total nitrogen (Tot-N) og nitrat (NO_3^-) i volumet 0-15 m i Steinsfjorden i perioden mai – september 2001.

4.2.2 Fosfor

Fosfor i innsjøer finnes primært som oppløst fosfat (PO_4^{3-}) og partikkelbundet i uorganisk eller organisk materiale. Steinsfjorden har høyere fosforkonsentrasjoner enn Tyrifjorden og regnes for å være middels næringsrik eller mesotrof. Totale fosforkonsentrasjoner i 2001 var mellom 8-14 $\mu\text{g PL}^{-1}$ (Fig. 13, Tabell 2, med unntak av verdien for 4. september som avviker). Dette er samme nivå som ble målt i Steinsfjorden 1981 (Berge 1983).

4.2.3 N/P-forhold

Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor i volumet 0-15 m i perioden mai – september 2001 varierte fra 45-17 og var i gjennomsnitt 34. Planktonalger inneholder i gjennomsnitt ca. 16 N atomer for hvert P atom og har et N/P forhold på vektbasis på ca 1:7. Ved N/P-forhold (på vektbasis) høyere enn 12 regnes primærproduksjonen å være begrenset av fosfor. Planteplanktonproduksjonen i Steinsfjorden antas derfor generelt å være fosforbegrenset, selvom lave nitratnivåer i epilimnion i juli og august kan fremme vekst av nitrogenfikserende cyanobakterier som bl.a. *Anabaena* spp (se Bratli et

al. 1999). Etter SFTs inndeling i vannkvalitetsklasser for trofegrad vil vannkvaliteten i Steinsfjorden basert på siktedyp, N og P konsentrasjoner vurderes som god (II).

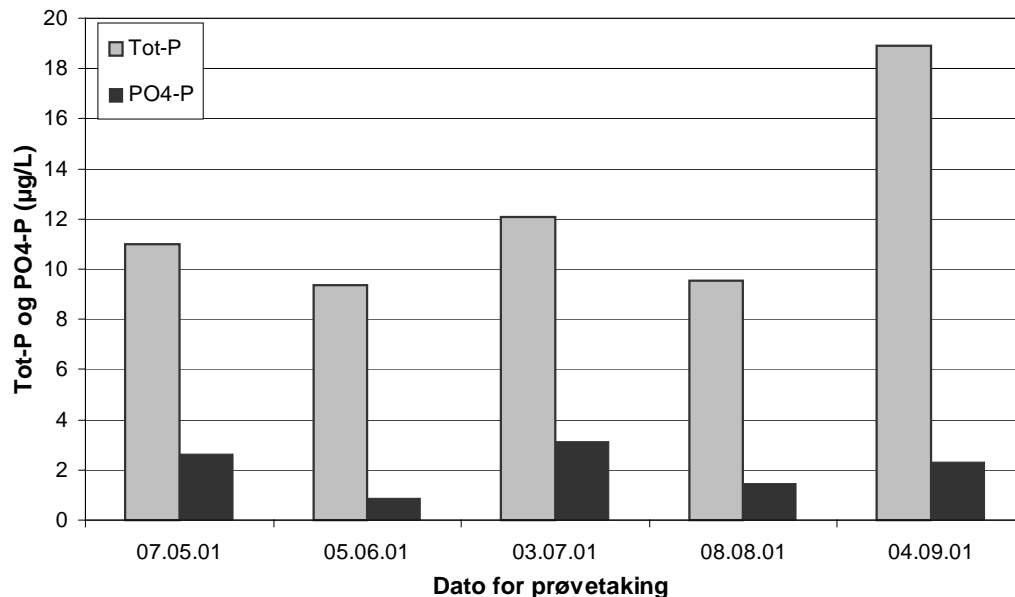


Fig. 13. Gjennomsnittlig konsentrasjon av total fosfor (Tot-P) og ortofosfat (PO₄-P) i volumet 0-15 m i Steinsfjorden i perioden mai – september 2001.

Tabell 2. Konsentrasjon av fosfor (total fosfor, partikulært fosfor, fosfat), nitrogen (total nitrogen, ammonium, nitrat, partikulært nitrogen), karbon (total organisk karbon, partikulært organisk karbon), klorofyll *a* i epilimnion (0-8 m), metalimnion (8-15 m) og hypolimnion (13-20 m, mars) i Steinsfjorden i 2001. *Mulig analysefeil.

Prøve- taking	Prøve- dyp	Tot- P/L	Tot- P/P	PO4- P	Tot- N/L	NH4 -N	NO3 -N	TN/ GFF	TOC	TOC /GFF	KLA /S
dato	Met.nr. m	D2-1 µg/L P	D2-1 µg/L P	D1-1 µg/L P	D6-1 µg/L N	D5-1 µg/L N	D3 µg/L N	G6 µg/L N	G4-2 mg/L C	G6 µg/L C	H1-1 µg/L
22.03.	0-5	9	6,6	1	515	<5	295	47,9	3,6	304	7,2
22.03.	6-12	11	3,8	6	500	<5	315	22,8	3,3	124	0,65
22.03.	13-20	14	2,8	10	515	<5	335	17,1	3,3	130	0,24
07.05.	0-7	11	9,2	3	500	<5	225	7,5	3,5	19,8*	5,23
07.05.	8-14	11	7,5	2	470	<5	225	66	3,5	449	5,32
05.06.	0-7	9	5,8	1	370	22	111	66	3,6	450	2
05.06.	8-14	9	7,5	<1	430	28	165	84,1	3,4	457	3,5
03.07.	0-7	12	9,3	3	340	20	47	85,9	3,8	648	9,3
03.07.	8-14	11	10,2	3	385	17	180	55,8	3,2	324	5,1
08.08.	0-7	8	6,3	1	265	9	4	109	3,6	640	4,6
08.08.	8-14	11	9,2	2	390	7	150	102	3,4	801	8,9
04.09.	0-7	24*	8,8	3	240	8	6	102	3,4	566	3,9
04.09.	8-14	9	8,5	1	415	10	94	50,4	3,3	411	4,4

4.2.4 Organisk karbon

TOC (total organic carbon) uttrykker direkte mengden karbon i vannmassene, og TOC/GFF er mengden partikulært organisk karbon. Konsentrasjonen av total organisk karbon i 2001 varierte lite gjennom sesongen og med dypet og var mellom 3,2- 3,8 mg C L⁻¹, hvorav 76-96 % var oppløst karbon (Tabell 2). Konsentrasjonen av karbon i det partikulære materialet i epilimnion og metalimnion varierte i perioden mai - september mellom 324-801 µg C L⁻¹ og var i gjennomsnitt 576 (epilimnion) respektive 488 µg C L⁻¹ (metalimnion, Tabell 2).

4.3 Planteplankton og to ksinproduserende cyanobakterier

4.3.1 Klorofyll a

Alle planter, alger og fotosyntetiserende bakterier inneholder pigmentet klorofyll for å høste solenergi til fotosyntesen. Klorofyll *a*-konsentrasjonen brukes som mål for planteplanktonkonsentrasjon, selvom den varierer noe fra en organismegruppe til en annen samt med lysforholdene. Klorofyll *a*-konsentrasjonen i 2001 (Fig. 14) viste god samvariasjon gjennom sesongen med beregnet algebiomasse basert på kvantitative planteplanktonmålinger i Steinsfjorden i 2001 (Fig. 15, 16), som viser at dette er et godt estimat for total algebiomasse (Med algebiomasse menes her egentlig konsentrasjonen av algebiomasse). Klorofyll *a*-konsentrasjonen i produksjonsperioden i 2001 varierte fra 2-9,3 µg L⁻¹ i epilimnion og fra 3,5-8,9 i metalimnion. Etter SFTs vannkvalitetsklasser for eutrofiering vil vannkvaliteten i Steinsfjorden basert på kl. *a* vurderes som mindre god (III).

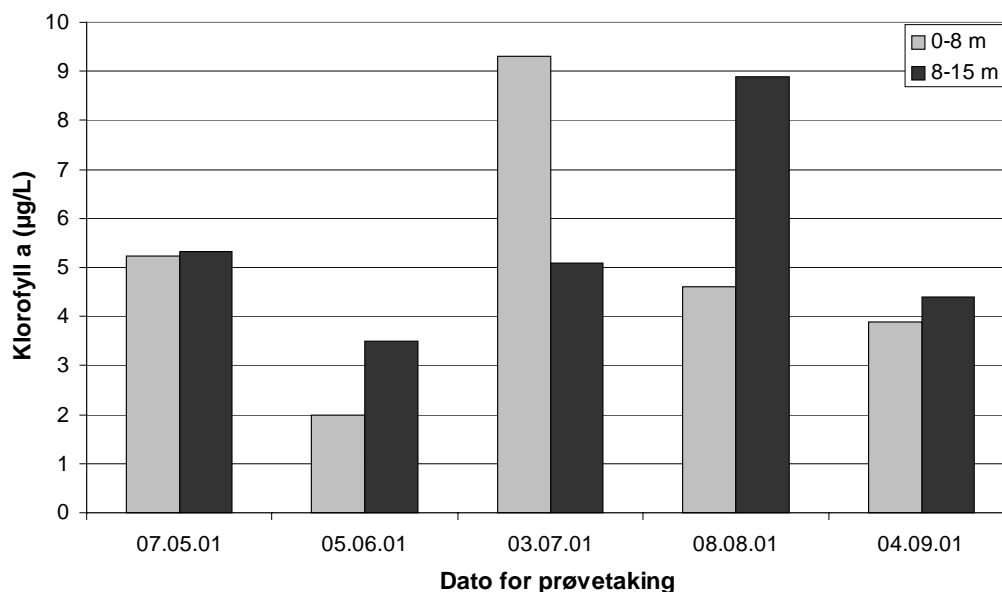


Fig. 14. Gjennomsnittlig konsentrasjon av klorofyll *a* i intervallene 0-8 m og 8-15 m i Steinsfjorden i perioden mai - september, 2001.

4.3.2 Planteplankton

Figur 15 viser gjennomsnittlig biomasse av planktonalger i dybdeintervallet 0-15 m basert på planteplanktonmålinger og beregninger av algevolum. Gjennomsnittlig planteplanktonvolum i dybdeintervallet 0-15 m varierte fra ca 600-1200 mm³m⁻³, som tilsvarer biomassen (våtvekt) 0,6-1,2 mg L⁻¹. I epilimnion (0-8 m) varierte algebiomassen fra 0, 35-1,4 mg L⁻¹ og i metalimnion (8-15 m) fra

0,57-1,7 mg⁻¹L (Fig. 16). Disse algemengdene tyder på at Steinsfjorden er mesotrof (Brettum 1989). Steinsfjorden hadde et planteplanktonsamfunn i 2001 som støtter dette. En høy andel cyanobakterier, samt stort innslag av gullalgen *Dinobryon sociale* tyder på næringsrike forhold, samtidig som en stor andel andre gullalger tyder på mer oligotrofe vannmasser (Fig. 16, Vedlegg D, Brettum 1989).

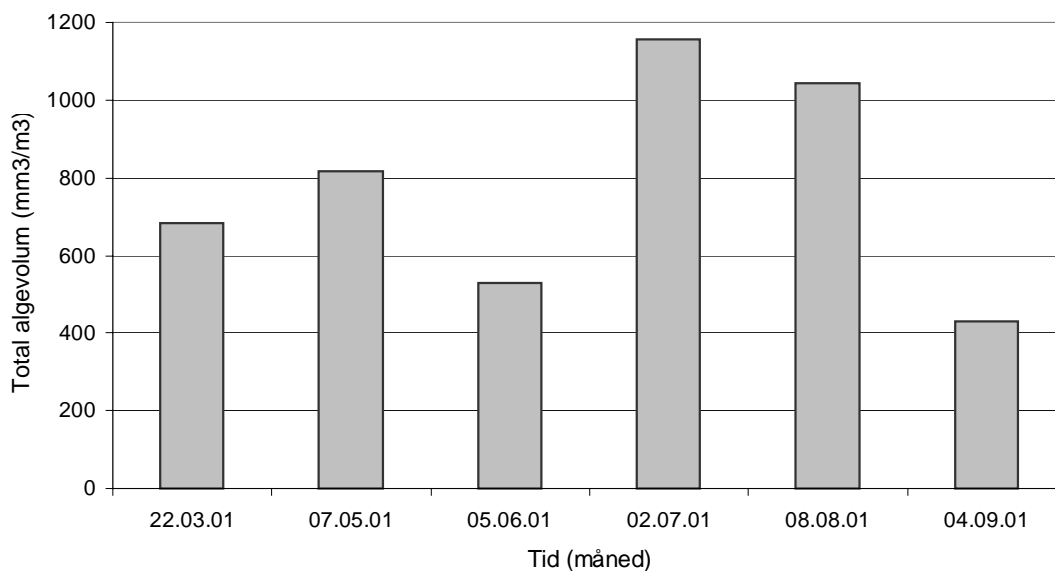
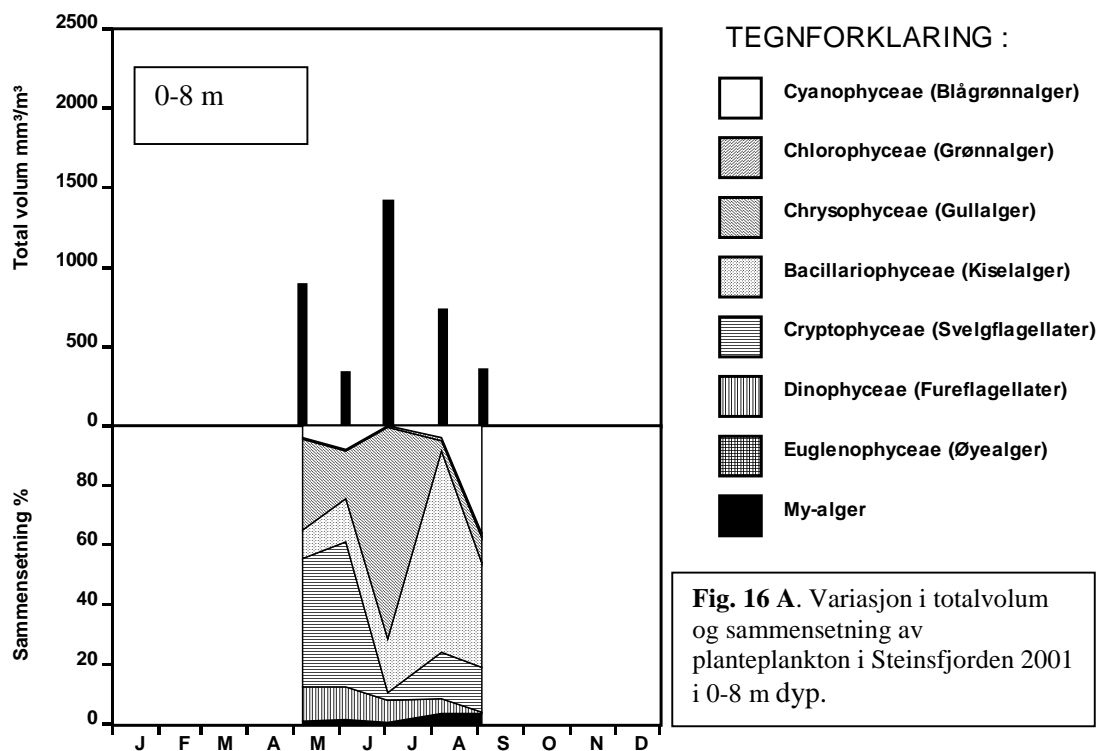


Fig. 15. Beregnet algebiomasse (totalvolum) i Steinsfjorden i dybdeintervallet 0-15 m ved prøvetakinger i 2001.



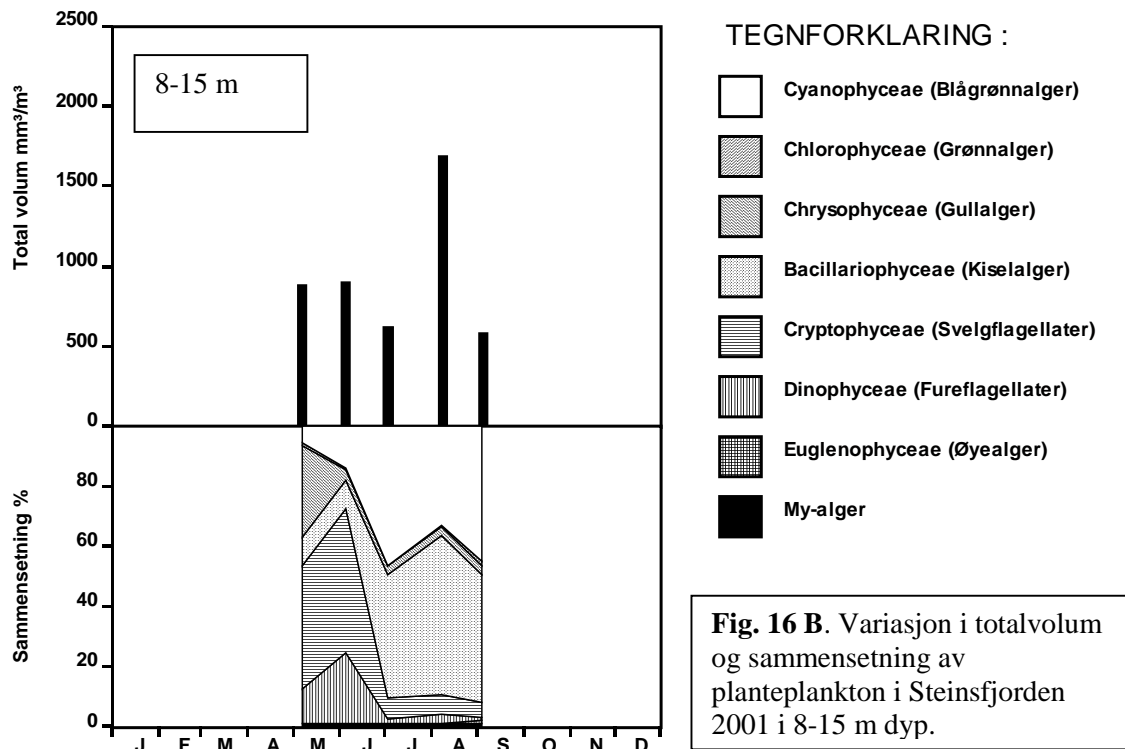


Fig. 16 B. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Steinsfjorden 2001 i 8-15 m dyp.

4.3.3 Cyanobakterier (blågrønnalger)

Andelen cyanobakterier av total planteplankton varierte fra 4 (5. mai) til 40 % (4. september) og var gradvis økende fra juli til september (Fig. 17). *Planktothrix prolifica* og *P. rubescens* var dominerte fullstendig cyanobakteriesamfunnet gjennom hele vekstsesongen. I mars - juli ble ingen andre cyanobakterier observert i de kvantitative vannprøvene. I august og september ble små mengder av cyanobakteriene *Anabaena lemmermannii*, *Aphanocapsa elachista*, *Snowella lacustris* og *Woronichinia naegeliana* observert (Vedlegg D). I Steinsfjorden er spesielt *Anabaena* sp. og *Planktothrix* sp. giftproduserende.

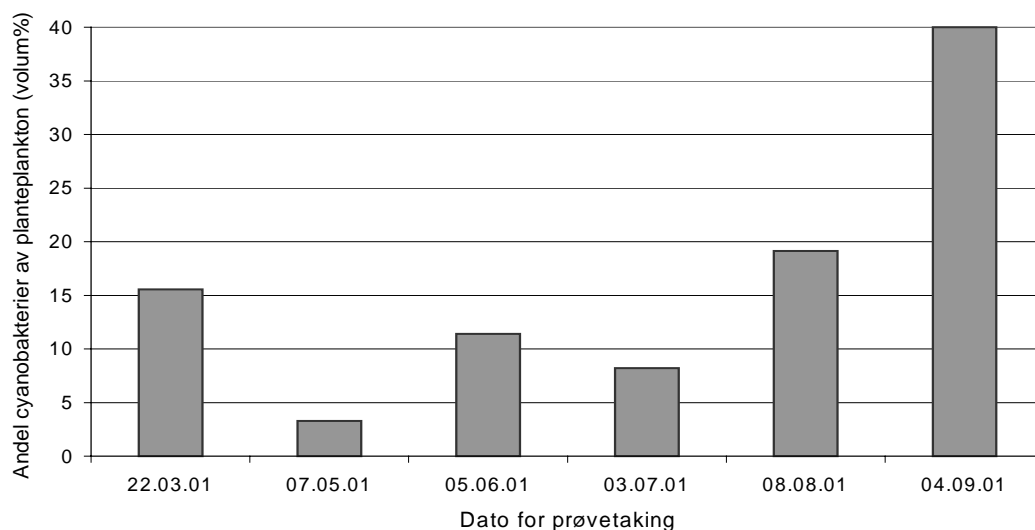


Fig. 17. Andel cyanobakterier i prosent av total planteplanktonbiomasse.

4.3.4 *Planktothrix*-populasjon er

Planktothrix-arter er røde eller grønne, trådformede cyanobakterier som tidligere ble innordnet i slekten *Oscillatoria*. Fire arter er påvist i norske vannforekomster, hvorav *P. prolifica*, *P. rubescens* var. (røde former) og *P. mougeotii* (grønn) forekommer i Steinsfjorden. Under sommerstagnasjon forekommer vanligvis *Planktothrix prolifica* og *P. rubescens* var. i et sjikt som sammenfaller med temperatursprangsjiktet (termoklinen eller metalimnion) (Fig. 18). Under produksjonsperioden er det her noe høyere næringstilgang enn i epilimnion, tilstrekkelig lysintensitet for vekst for de røde formene av *Planktothrix* og lavere konkurranse om næringssalter fra andre planktonalger. Under sommerhalvåret i 2001 var *Planktothrix*-populasjonen konsentrert i metalimnion (8-15 m), med maksimumskonsentrasjonen 110 000 trichomer L^{-1} i 10 m dyp den 8. august (Fig. 19). Kvantitativ planteplankton telling av samme vannprøve viste at biomassen av *Planktothrix* spp. var $900 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$, som tilsvarer biomassen 0,9 mg våtvekt L^{-1} . Forholdet mellom antall trichomer og biomasse blir da 82 μg per 10 000 trichomer. I september sank overflatetemperaturen, vi fikk en partiell omrøring og metalimnion forflyttet seg til en dypere posisjon. Omrøringen førte også til at deler av *Planktothrix*-populasjonen ble ført opp til epilimnion.

I 2000 var fordelingen av *Planktothrix* med dypet og gjennom sesongen mer uvanlig (Fig. 20). En bestand på ca 14000 trichomer L^{-1} ble registrert under isen 22. mars. Isen var tynn og snøfri og slapp igjennom nok lys for vekst av disse cyanobakteriene. I juni var *Planktothrix* spp. relativt jevnt fordelt fra overflaten og ned til bunnen med konsentrasjoner mellom 30-50 000 trichomer L^{-1} . Mellom den 11-12 juli kollapset *Planktothrix* -populasjonen og forsvant tilsynelatende fra vannsøylen. I august ble en liten populasjon registrert i 8-10 m dyp (Fig. 20). Årsaken til kollapsen er fortsatt uklar. Hypoteser som har vært foreslått er nitrogenmangel eller virusangrep.

I juni og juli 2000 var *P. rubescens* var. den dominerende arten. *P. prolifica* var også til stede. I 2001 var *P. prolifica* dominerende over *P. rubescens* var. under vintersituasjonen (22. mars). I produksjonsperioden mai- september var derimot *P. rubescens* var. mer tallrik enn *P. prolifica*. Undersøkelser av levende prøver viste at også den grønne formen *P. mougeotii* var til stede i 2001. DNA-analyser av *P. rubescens* var. og *P. prolifica* isolert fra Steinsfjorden har ikke kunnet påvise genetiske forskjeller mellom de to artene (Edwardsen et al. 2001). *P. mougeotii* var derimot genetisk klart forskjellig fra de røde *Planktothrix*-artene. Dette tyder på at de to røde formene enten er to meget nærbeslektede arter eller ulike former av en og samme art (Edwardsen et al. 2001).

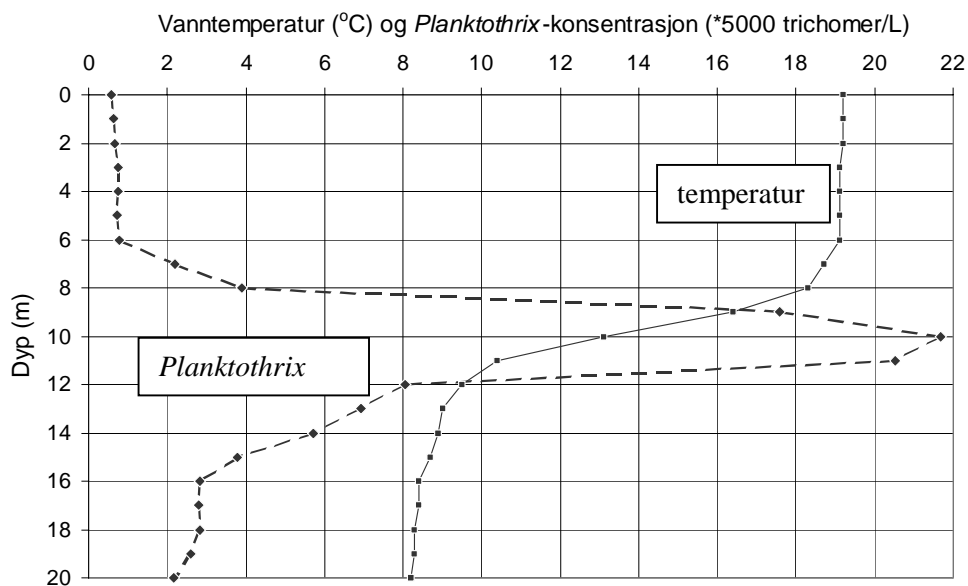


Fig. 18. Vanntemperatur og *Planktothrix*-konsentrasjon med dypet i Steinsfjorden 8. august 2001. *Planktothrix* hadde sitt tetthetsmaksimum i sprangsjiktet (metalimnion).

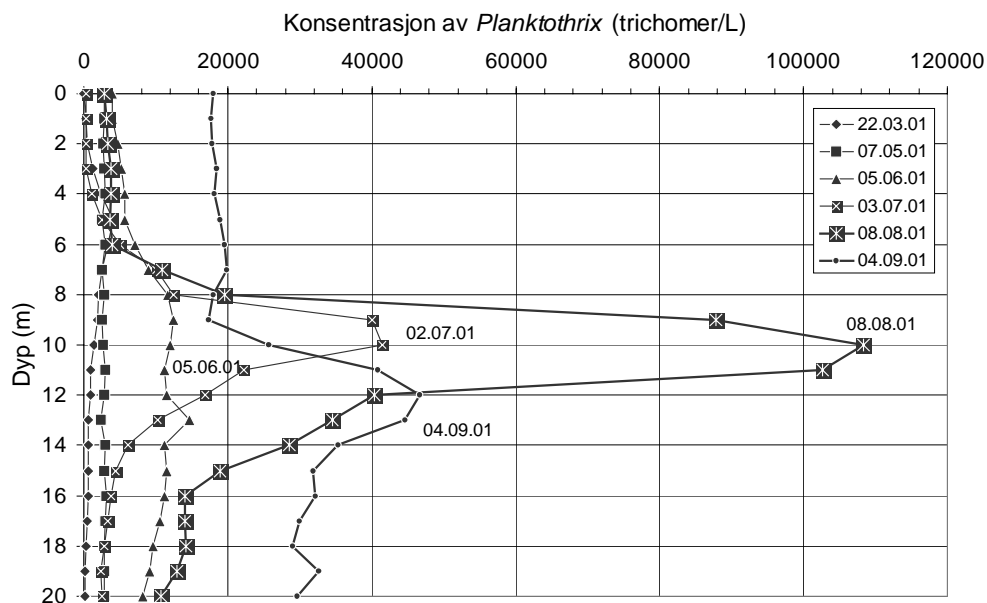


Fig. 19. Konsentrasjon av *Planktothrix* spp. (trichomer L^{-1}) med dypet i Steinsfjorden i 2001.

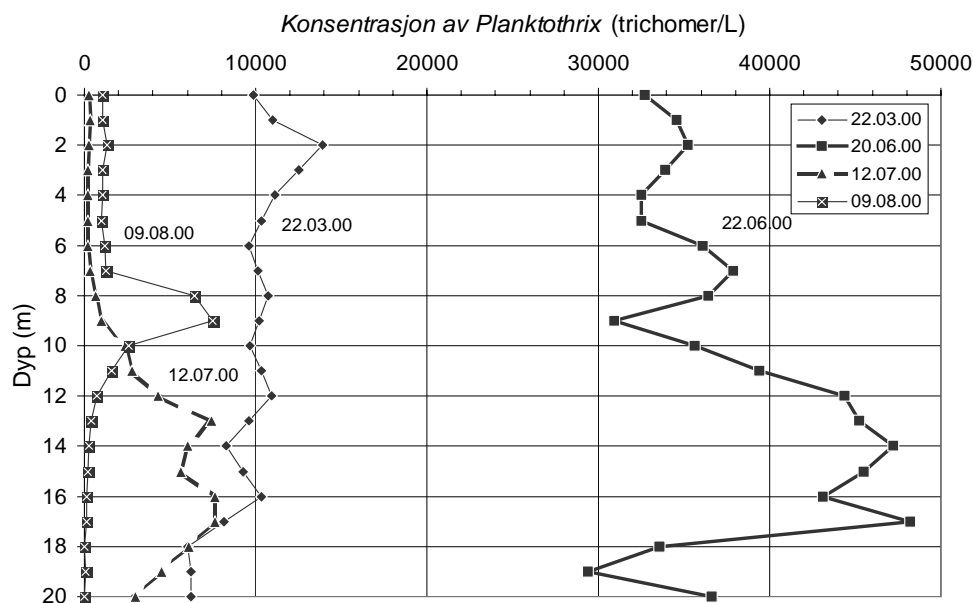


Fig. 20. Konsentrasjon av *Planktothrix* (trichomer L^{-1}) som funksjon av dypet i Steinsfjorden i 2000.

Figur 21 viser gjennomsnittlig konsentrasjon av *Planktothrix* i de øvre 15 m i Steinsfjorden i perioden 1997-2001. I 2001 var den maksimale målte biomassen av *Planktothrix* i 0-15 m dyp større enn i 1998 og 1999, men lavere enn i 1997 og i 2000. I 2001 og i 1997 ble høyest gjennomsnittlig *Planktothrix*-konsentrasjon målt i august og september, mens i 1998, 1999 og 2000 var *Planktothrix* populasjonen som størst i juli måned (år 2000 brøt populasjonen sammen mellom den 11-12 juli, data ikke vist).

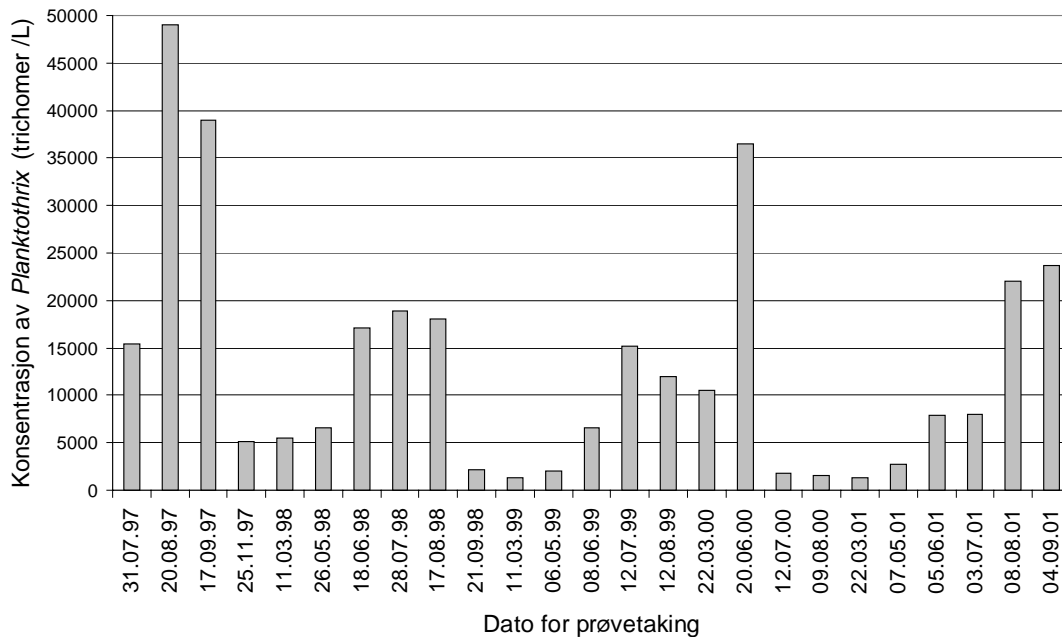


Fig. 21. Gjennomsnittlig konsentrasjon av *Planktothrix* (trichomer L⁻¹) i dybdeintervallet 0-15 m i Steinsfjorden i perioden 1997-2000.

4.4 Cyanotoksiner og helserisiko

Alle *Planktothrix*-artene som forekommer i Steinsfjorden har stammer som kan produsere cyanotoksiner av typen microcystiner (MC). Dette er levertoksiner som kan føre til kroniske leverskader hos mennesker og andre pattedyr (Chorus & Bartram 1999). *Planktothrix*-arter kan også produsere nevrotoksiner av typen anatoxiner. Toksinalyser av vann og algemateriale samlet inn i perioden 1997-2001 viste at *Planktothrix prolifica* og *P. rubescens* var fra Steinsfjorden først og fremst produserer microcystin av typen desmetyl-3 microcystin-LR og -RR. *Planktothrix rubescens* har også evnen til å produsere microcystin-YR, og *P. mougeotii* produserer i tillegg microcystin-LR. Tabell 3 viser resultat fra toksinalyse av vann fra Steinsfjorden 8. august utført ved NIVA med ELISA-metoden. Tabell 4. viser resultater fra analyser av microcystiner utført med HPLC. Den høyeste konsentrasjonen av *Planktothrix* som ble målt i 2001 var 110 000 trichomer per L den 8. august i 10 m dyp. Microcystininholdet i dette vannet ble målt til 0,5-3 µg L⁻¹. WHO's anbefalte maksimumsverdi for drikkevann er satt til 1 µg microcystin-LR per L rensed drikkevann. Anbefalingen baserer seg på konsum av 2 L vann per dag av en voksen person på 60 kg. Anbefalte maksimumsverdier (Guideline values) for rekreasjon er mer usikre avhengig av graden og typen av eksponering. Bading hvor man svelger badevann (opptil 200 mL per dag) frarådes ved toksinnivåer høyere enn 10 µg MC L⁻¹. Vannet samlet inn 8. august fra 10 m dyp i Steinsfjorden var dermed uegnet som drikkevann (urenset), men trolig akseptabelt å bade i.

Tabell 3. Resultat fra toksinanalyse (microcystin) med ELISA-kit (EnviroLogix).

Prøvenummer	Type prøve	Absorbanse 450 nm	Microcystin-konsentrasjon ($\mu\text{g L}^{-1}$)
2001.08.08.-1	Standard $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$	1,156	0,5
2001.08.08.-2	Standard $3 \mu\text{g L}^{-1}$	0,260	3
2001.08.08.-3	Prøve tatt 08.08, 10 m	0,536	0,5-3
2001.08.08.-4	Prøve tatt 08.08, 11 m	0,556	0,5-3

Tabell 4. Resultat fra toksinanalyse (microcystin) av algemateriale på GF/C-filter med HPLC-DA.

Prøvedato	Dyp (m)	<i>Planktothrix</i> -konsentrasjon ($\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$)	Analyseresultat
2001.03.22.	5	384	ikke påvist microcystiner
2001.03.22.	0	0	ikke påvist microcystiner
2001.08.08.	10	906	en liten microcystin-topp
2001.08.08.	11	854	en liten microcystin-topp
2001.09.04.	0-7	127	ikke påvist microcystiner
2001.09.04.	8-14	264	en liten microcystin-topp

Toksinninnhold i fisk og kreps ble ikke undersøkt i 2001. Microcystiner ble påvist i fisk og kreps samlet inn sommeren 1997, men kun i lave konsentrasjoner (Aune et al. 1997, Underdal et al. 1998).

4.5 Konklusjoner

Steinsfjorden preges av årvisse oppblomstringer av toksinproduserende cyanobakterier i slekten *Planktothrix*, som vanligvis har sin høyeste konsentrasjon i et sjikt i metalimnion (ca 8-15 m dyp) i sommerhalvåret. I 2001 var *Planktothrix*-populasjonen konsentrert i metalimnion fra juni –august. I september ble deler av populasjonen imidlertid ført opp til de øvre vannmassene (ca 18 000 trichomer L^{-1} i epilimnion). Opp til 110 000 *Planktothrix* trichomer L^{-1} ble målt i metalimnion i 2001 (8. august, 10 m). Toksinnivået i dette vannet oversteg WHO's anbefalte maksimumsverdier for drikkevann, men vannet kunne regnes som akseptabelt for bading. Lokale variasjoner kan forekomme p.g.a. omrøring og oppstuing mot land på sensommeren og høsten, noe som gjorde at det ble anbefalt å holde oppsikt og unngå kontakt med røde cyanobakterieflak. Videre undersøkelser av cyanobakterier og cyanotoksiner i Steinsfjorden påbegynt i 2002 vil omfatte en risikovurdering for helse og vurdering av effekter på økosystem.

5. Litteraturhenvisning

- Aune, T., Ramstad, H., Skulberg, O.M., Underdal, B., Yndestad, M., Østensvik, Ø. 1997. Cyanobakterier og edelkreps – toksinproduserende blågrønnalger i Steinsfjorden sommeren 1997. Rapport. Norges veterinærhøgskole, Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene og Norsk institutt for vannforskning.
- Berge, D. (red.) 1983. Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget, NIVA, Oslo, Norge. ISBN 82-90356-31-5. 156 sider.
- Bratli, J.L. Tjomsland, T., Brørs, B., Källqvist, T., Skulberg, O.M. 1999. Vannutskifting i Steinsfjorden. Mulige konsekvenser for vannutskifting, vannkvalitet og blågrønnalger ved åpning av vegfyllingene. Forprosjekt. Fellesrapport SINTEF/NIVA, NIVA Lnr 3953-99. 70 sider.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport O-86116. Lnr. 2344, ISBN 82-577-1627-8.
- Chorus, I., Bartram, J. (red.) 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. World Health Organization, E & FN Spon, London, 416 sider.
- Edvardsen, B. Østensvik, Ø., Underdal, B., Utkilen, H., Skulberg, R., Skulberg, O.M. Toxigenic species of *Planktothrix* in the Lake Steinsfjorden, Norway – studies on bloom formation, toxin production and phylogeny”, Fifth International Conference on Toxic Cyanobacteria, Noosa, Australia, July 16-20, 2001 (sammendrag).
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G., Eloranta, P. (1998). Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, Part I. Naturvårdsverkets rapport nr. 4860. 86 s.
- Skulberg, O.M. 1965. Vannblomstdannende blågrønnalger i Norge og deres betydning ved studiet av vannforekomstenes kulturpåvirkning. Nord. Jordbruksforskning 47:180-190.
- Skulberg, O.M. , Skulberg, R. 1985. Planktic species of *Oscillatoria* (Cyanophyceae) from Norway – characterization and classification. Arch. Hydrobiol. Suppl. 71: 157-174.
- Skulberg, O.M. 1998. Steinsfjorden – Toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1997. NIVA-rapport LNR 3901-98. ISBN 82-577-3488-8.
- Skulberg, O.M. 1999. Steinsfjorden – Toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1998. NIVA-rapport LNR 3964-99. ISBN 82-577-3558-2.
- Skulberg, O.M. 2000. Steinsfjorden – Toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1999. Vintersituasjonen 2000. NIVA-rapport ISBN 82-577-3882-4.
- Underdal, B., , Hormazabal, V., Skulberg, O.M., Østensvik, Ø., Aune, T. 1998. Cyanotoksiner og fisk – toksinproduserende blågrønnalger i Steinsfjorden. Rapport. Norges veterinærhøgskole, Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene og Norsk institutt for vannforskning.

Vedlegg A. Beskrivelse av kjemiske analysemetoder

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 1-1	Fosfat	µg/l P	PO4-P
Tittel:			
Bestemmelse av fosfat med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av fosfat i naturlig ferskvann og sjøvann. Den maksimale fosforkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortynning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P. Silisium og arsen kan interferere, men ved de betingelser som brukes her interfererer ikke SiO ₂ lavere enn 5 mg/l.			
Prinsipp:			
I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0,1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gulfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. Metoden utføres automatisert med autoanalysator.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en syntetisk fosfatløsning med konsentrasjon 4 µg/l ga som middelværdi 4,03 µg/l og standardavvik 0,14 µg/l. Tilsvarende for 41 målinger av 40 µg/l ga 40,0 og 0,41 µg/l, og 42 målinger av 400 µg/l ga 400,2 og 2,7 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard NS 4724. Bestemmelse av fosfat. 2. Utg. 1984. Modifisert ved at metoden er automatisert.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 2-1	Totalfosfor	µg/l P	Tot-P/L
Tittel:			
Bestemmelse av totalfosfor i ferskvann og sjøvann med Skalar Autoanalysator etter oppslutning med peroksoedisulfat.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av totalfosfor i naturlig ferskvann og sjøvann med Skalar autoanalysator, og er ikke egnet for avløpsvann med høyt innhold av organisk materiale. Den maksimale fosforkonsentrasjon som bestemmes uten fortynning er 500 µg/l P. Prøver med høyere innhold av fosfor må fortynnes. Nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l P.			
Prinsipp:			
Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor omdannes til ortofosfat ved oppslutning med peroksoedisulfat i surt miljø. Oppslutningen skjer ved koking i lukket teflon-beholder i autoklav. I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0.1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gulfarget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. For			

prøver med høyt innhold av organisk stoff må en kraftigere oksidasjonsmetode benyttes. Interferens fra fritt klor elimineres av askorbinsyren under den fargefrem-kallende reaksjon.
Instrument(er):
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.
Måleusikkerhet:
20 målinger av en kaliumhydrogenfosfatløsning med konsentrasjon 4,85 µg/l ga middelvei 4,76 µg/l og standardavvik 0,17 µg/l. Tilsvarende for 20 målinger av 48,5 µg/l ga 48,6 og 0,62 µg/l, og 19 målinger av 485 µg/l ga 487,6 og 2, µg/l.
Referanser:
Norsk Standard, NS 4725. Bestemmelse av totalfosfor – Oppslutning med peroksidisulfat. 3. Utg. 1984. Modifisert ved at bestemmelsestrinnet er automatisert.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 3	Nitrat + nitritt-nitrogen	µg/l N	NO3-N
Tittel:			
Bestemmelse av nitritt + nitrat med Skalar Autoanalysator i ferskvann, sjøvann og rensset avløpsvann.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av summen av nitrat- og nitritt-nitrogen i naturlig ferskvann og sjøvann, samt i rensset avløpsvann. Metoden er ikke egnet for direkte bestemmelse i avløpsvann med høyt innhold av metaller eller organisk materiale. Avløpsvann som inneholder partikulært materiale må filtreres før analyse. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortykning av prøven er 1200 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense er 1 µg/l.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for systemer der det anvendes luftsegmentering. Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt i en bufret løsning der pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)-etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølglengden 540 nm.			
Instrument(er):			
Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.			
Måleusikkerhet:			
Området 1 – 150 µg/l: 44 målinger av en kaliumnitratløsning 5 µg/l N ga middelveien 5,6 µg/l og standardavviket 1,0 µg/l. 43 målinger av 50µg/l ga tilsvarende 49,7 og 1,3 µg/l. For området 5 – 1200 µg/l: 45 målinger av 5 µg/l ga 4,8 og 1,1 µg/l, 43 målinger av 50 µg/l ga 49,2 og 1,7 µg/l, og 42 målinger av 1000 µg/l ga 1013 og 16 µg/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4745. Bestemmelse av summen av nitritt- og nitratnitrogen. 2. Utg, 1991. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 5-1	Ammonium-nitrogen	µg/l	NH4-N, NH4-N-Sj
Tittel:			
Bestemmelse av ammonium-nitrogen med Technicon Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Denne metoden gjelder for bestemmelse av ammonium-nitrogen i ferskvann og sjøvann. Minste bestembare konsentrasjon er 5 µ g/l . Høyeste konsentrasjon for direkte bestemmelse er 500 µ g/li ferskvann og 250 µg/l for sjøvann. Ved å bruke en 1:10 fortyning kan man analysere opp til 5000 µ g/l. Prøver med høyere ammoniuminnhold, forurensede prøver og sulfidholdig sjøvann analyseres med ammonium elektrode.			
Prinsipp:			
Ammonium reagerer i svakt alkalisk løsning (pH 10.8 til 11.4) med hypokloritt under dannelse av monokloramin, som i nærvær av fenol og overskudd av hypokloritt gir en blåfarget forbindelse, indofenolblått. Absorbansen til denne forbindelsen måles ved bølge-lengden 630 nm. Reaksjonen blir katalysert av pentacyanonitrosylferrat (nitroprussid).			
Instrument(er):			
Technicon Autoanalysator II med ammoniumkasett og Sampletron prøveveksler.			
Måleusikkerhet:			
43 målinger av en ammoniumsulfatløsning med konsentrasjon 200 µg/l N i ferskvann ga middelværdi 199,8 µg/l og standardavvik 1,9 µg/l. Tilsvarende for en 200 µg/l løsning i sjøvann ga 42 målinger 201,0 og 5,0 µg/l N.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4746. Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammonium-nitrogen. 1. utg. 1975. Modifisert ved automatisering av bestemmelsen.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
D 6-1	Totalnitrogen	µg/l N	Tot-N/L
Tittel:			
Bestemmelse av nitrogen i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksoedisulfat, sluttbestemmelse med Skalar Autoanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogeninnhold i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksoedisulfat. Metoden er tilpasset syrekonserverte prøver. Den maksimale nitrogenkonsentrasjon som kan bestemmes uten fortyning av prøven er 1500 µg/l, og nedre bestemmelsesgrense settes da til 10 µg/l. Prøvene fortynnes maksimalt 1:4. Prøver med høyere nitrogeninnhold sendes til bestemmelse av TOT-N/H.			
Prinsipp:			
Metodebeskrivelsen angir en automatisert metode som gjelder for analysesystemer der det anvendes luftsegmentering. Organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres til nitrat ved oppslutning med kaliumperoksoedisulfat i alkalisk miljø. Nitrat bestemmes som nitritt etter reduksjon i en kobberbelagt kadmiumkolonne i en bufret løsning med pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2.0) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm.			
Instrument(er):			

Skalar San Plus Autoanalysator, med Skalar Autosampler San System 1070, Skalar Module holder/pump San System 4000, Skalar Matrix photometric detector SA 6250-02, Skalar Controller San System 8600, Skalar Autodiluter SA 1091-02, Skalar 16 channel data processing package type 8600.
Måleusikkerhet:
45 målinger av en kaliumnitratløsning med konsentrasjon 400 µg/l ga middelværdien 405 µg/l og standardavviket 7,9 µg/l. 45 målinger av en EDTA-løsning med 400 µg/l N ga tilsvarende 405 og 7,2 µg/l.
Referanser:
Norsk Standard, NS 4743. Vannundersøkelse – Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksidisulfat.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 4 - 2	Totalt organisk karbon	mg/l	TOC
Tittel:			
Bestemmelse av totalt organisk karbon med peroksidisulfat / UV metoden.			
Anvendelsesområde:			
Totalt organisk karbon i ferskvann uten partikler, eventuelt filtreres med GF/F-filter, gir løst organisk karbon, DOC (dissolved organic carbon). Under analysen gjennomobiles prøven, og flyktige organiske forbindelser drives også ut sammen med uorganisk CO ₂ , slik at det er ikke-flyktig organisk karbon som bestemmes, NPOC (non-purgeable organic carbon). Metoden er mindre egnet til å oksidere partikulært materiale. Området for direkte bestemmelse er 0,1 - 20 mg/l C. 20 – 50 mg/l fortynnes. Deteksjonsgrensen er 0.10 mg/l C.			
Prinsipp:			
Prøven surgjøres med fosforsyre og gjennomobiles med oksygen for å fjerne uorganisk karbon. OBS! Flyktig organisk karbon blir også fjernet ved denne behandlingen! Den gjennomobilete prøven tilsettes en løsning av natriumperoksydisulfat, og UV-bestråles. Organiske karbonforbindelser oksideres til CO ₂ , som blir kvantitativt målt med en IR-detektor.			
Instrument(er):			
Phoenix 8000 TOC-TC analysator med prøvekarusell STS 8000.			
Måleusikkerhet:			
23 målinger av en kaliumhydrogenftalatløsning med konsentrasjon 0.5 mg/l ga middelværdi 0.49 mg/l og standardavvik 0.025mg/l. Tilsvarende for 30 målinger av 5.0 mg/l ga 4.89 og 0.069 mg/l.			
Referanser:			
Wet Chemical Oxidation IR-detection (EPA godkjent metode nr. 415.1 - STANDARD). Standard Methods 5310C, ASTM D 4779 og D 4839.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 6	Totalt karbon og nitrogen	mg/l	TC/F, TN/F, TOC/F
Tittel:			
Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5			

mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 μ g/mg N, 0.1% karbon - 1.0 μ g/mg C.
Prinsipp:
Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N ₂ -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N ₂ - og CO ₂ -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.
Instrument(er):
Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.
Måleusikkerhet:
84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelværdi 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 %, og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.
Referanser:
CARLO ERBA STRUMENTAZIONE, ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS, Elemental analysis lab, Carlo Erba. January 1987.

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 1-1	Klorofyll a	μ g/l	KLA/S
Tittel:			
Spektrofotometrisk bestemmelse av klorofyll a i metanolekstrakt.			
Anvendelsesområde:			
Klorofyll-a kan brukes som et indirekte mål for algebiomassen, men man må være oppmerksom på at algenes innhold av klorofyll-a varierer avhengig av lys, temperatur, næringsforhold etc. Metoden kan anvendes både for ferskvann og sjøvann. Fremgangsmåten forutsetter filtrering av inntil 2,5 liter vann avhengig av algekonsentrasjonen i vannet. Den minste klorofyllmengden som kan bestemmes ved bruk av f.eks. 1 liter vann, 5 cm kyvetter og 5 ml ekstraktvolum er ca. 0,25 μ g/l.			
Prinsipp:			
Denne metoden beskriver en spektrofotometrisk metode for bestemmelse av klorofyll-a i 100 % metanol, og er basert på metoden foreslått av Richard & Thompson (1952) med modifikasjoner foreslått av Marker et.al. (1980). Det korrigeres ikke for klorofyll b, c og nedbrytningsprodukter (phaeopigmenter). Denne metoden avviker noe fra Norsk Standard (NS 4767) idet tørkingen av filterne etter filtrering er sløyfet i denne metoden. Klorofyllet ekstraheres med metanol, og ekstraktets absorbans måles ved absorpsjonsmaksimum, som normalt (ikke nedbrutt) er ved bølgelengden 665 \pm 1 nm. Korreksjon for turbiditet i ekstraktet gjøres ved å trekke fra absorbansen ved 750 nm hvor klorofyll har lav absorbans.			
Instrument(er):			
Perkin-Elmer Lambda 40 spektrofotometer med 50 mm kyvetter av optisk spesialglass.			
Måleusikkerhet:			
10 dobbeltanalyser av tre ulike prøver ga følgende middelværdier og standardavvik: Maridalsvannet 2.2 og 0.09 μ g/l, Gjersjøen 9.5 og 0.25 μ g/l, og Helgetjern 91 og 3.6 μ g/l.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4767 Vannundersøkelse. Bestemmelse av klorofyll-a, spektrofotometrisk måling i metanolekstrakt.			

Vedlegg B. Volumrelaterte blandprøver og beregninger

Intervall For 0-23m				For 0-8m				For 8-15m				For 15-23m			
m	mill*m3	%	ml/l	m	mill*m3	%	ml/l	m	mill*m3	%	ml/l	m	mill*m3	%	ml/l
¹ 0-1	13,8	9,51	95	0-1	13,8	16,01	160	8-9	7,2	17,18	172				
1-2	13,1	8,98	90	1-2	13,1	15,11	151	9-10	6,8	16,09	161	15-16	4,4	26,13	261
2-3	12,2	8,41	84	2-3	12,2	14,15	141	10-11	6,4	15,09	151	16-17	3,8	22,36	224
3-4	11,3	7,76	78	3-4	11,3	13,06	131	11-12	6,0	14,18	142	17-18	3,1	18,38	184
4-5	10,3	7,08	71	4-5	10,3	11,92	119	12-13	5,6	13,30	133	18-19	2,4	13,96	140
5-6	9,4	6,45	65	5-6	9,4	10,86	109	13-14	5,3	12,47	125	19-20	1,6	9,33	93
6-7	8,5	5,87	59	6-7	8,5	9,88	99	14-15	4,9	11,67	117	20-23	1,7	9,85	98
7-8	7,8	5,35	54	7-8	7,8	9,01	90								
8-9	7,2	4,97	50												
9-10	6,8	4,66	47												
10-11	6,4	4,37	44												
11-12	6,0	4,11	41												
12-13	5,6	3,85	38												
13-14	5,3	3,61	36												
14-15	4,9	3,38	34												
15-16	4,4	3,04	30												
16-17	3,8	2,60	26												
17-18	3,1	2,14	21												
18-19	2,4	1,63	16												
19-20	1,6	1,09	11												
20-23	1,7	1,15	11												
Sum	145,5	100	1000		86,4	100	1000		42,1	82,8	1000		16,9	100	1000

¹ Vannprøve for intervallet 0-1 m er tatt med øvre del av vannhenter i 0 m dyp osv.

Vedlegg C. Hydrografiske og biologiske primærdata

Dyp (m)	Vanntemperatur (°C)						Konduktivitet (mS m ⁻¹)					
	22.03.01	07.05.01	05.06.01	02.07.01	08.08.01	04.09.01	22.03.01	07.05.01	05.06.01	03.07.01	08.08.01	04.09.01
0	0,1	7,0	13,6	21,3	19,2	18,0	11,6	10,8	10,4	10,5	9,6	9,3
1	1,5	6,2	13,7	20,5	19,2	18,0	11,5	10,8	10,4	10,5	9,6	9,3
2	2,0	5,9	13,6	20,1	19,2	17,9	11,4	10,9	10,4	10,5	9,6	9,4
3	2,2	5,5	13,5	19,4	19,1	17,9	11,2	10,9	10,5	10,5	9,7	9,4
4	2,4	5,5	13,3	18,5	19,1	17,9	10,9	10,9	10,5	10,4	9,7	9,4
5	2,7	5,5	13,1	17,5	19,1	17,9	10,9	10,9	10,5	10,5	9,7	9,5
6	2,8	5,4	12,4	16,2	19,1	17,9	10,9	10,9	10,5	10,5	9,7	9,5
7	2,8	5,4	12,3	15,5	18,7	17,9	10,9	10,9	10,6	10,6	9,7	9,5
8	2,9	5,4	11,9	14,8	18,3	17,9	11,0	10,9	10,6	10,6	9,7	9,5
9	3,0	5,4	11	13,4	16,4	17,8	11,0	10,9	10,6	10,7	9,8	9,5
10	3,0	5,4	9,1	12,2	13,1	17,8	11,1	10,9	10,7	10,7	10,1	9,5
11	3,1	5,4	8,4	9,9	10,4	15,8	11,2	10,9	10,8	10,9	10,2	9,8
12	3,1	5,4	8,2	8,7	9,5	13,2	11,3	10,9	10,8	10,9	10,3	10,0
13	3,2	5,4	7,9	8,5	9,0	11,7	11,4	10,9	10,8	10,9	10,3	10,1
14	3,2	5,4	7,6	8,1	8,9	11,0	11,5	10,9	10,8	10,9	10,3	10,2
15	3,2	5,4	7,1	7,9	8,7	10,5	11,6	10,9	10,9	10,9	10,4	10,2
16	3,4	5,3	6,7	7,7	8,4	10,3	11,6	10,9	10,9	11,0	10,4	10,3
17	3,5	5,3	6,5	7,6	8,4	10,2	11,8	11,0	10,9	11,0	10,4	10,3
18	3,9	5,3	6,5	7,5	8,3	10,1	12,1	11,0	10,9	11,0	10,5	10,3
19	4,2	5,3	6,5	7,5	8,3	10,0	12,5	11,0	10,9	11,0	10,5	10,3
20	4,6	5,3	6,5	7,4	8,2	9,9	14,0	11,1	10,9	11,0	10,5	10,4

Dyp (m)	Oksvaenkonsentrasio (mgO ₂ L ⁻¹)						Oksvaenmetning (%)					
	22.03.01	07.05.01	05.06.01	02.07.01	08.08.01	04.09.01	22.03.01	07.05.01	05.06.01	02.07.01	08.08.01	04.09.01
0	14,0	11,6	11,6	12,0	9,0	8,8	96	96	112	135	98	93
1	11,0	11,2	10,6	11,9	9,3	8,8	78	90	102	132	101	93
2	10,2	11,2	10,6	11,9	9,6	8,8	74	90	102	131	104	93
3	9,3	11,2	10,5	11,8	9,8	8,8	68	89	101	128	106	93
4	8,7	11,1	10,5	11,7	9,8	8,8	64	88	100	125	106	93
5	8,2	11,1	10,5	11,2	9,8	8,8	60	88	100	117	106	93
6	7,7	11,0	10,6	11,0	9,7	8,8	57	87	99	112	105	93
7	6,9	10,9	10,6	10,9	9,1	8,8	51	86	99	109	98	93
8	6,0	10,8	10,6	10,7	8,6	8,7	44	85	98	106	91	92
9	5,5	10,6	10,6	10,6	7,6	8,7	41	84	96	102	78	92
10	5,3	10,3	10,6	10,0	6,8	8,3	39	81	92	93	65	87
11	4,9	10,0	10,4	9,3	6,1	6,1	36	79	89	82	55	62
12	4,7	9,4	10,4	9,2	5,8	4,3	35	74	88	79	51	41
13	4,5	9,1	10,4	9,1	5,4	3,4	34	72	88	78	47	31
14	4,4	8,5	10,3	8,8	5,1	3,0	33	67	86	75	44	27
15	4,2	8,0	10,1	8,6	4,8	2,8	31	63	83	72	41	25
16	4,1	7,6	9,9	8,3	4,7	2,7	31	59	81	70	40	24
17	3,8	7,3	9,8	8,3	4,5	2,6	29	57	80	69	38	23
18	3,5	6,9	9,7	8,1	4,4	2,5	27	54	79	68	37	22
19	3,0	6,8	9,7	7,8	4,1	2,4	23	53	79	65	35	21
20	2,4	6,6	9,6	7,7	4,0	2,3	19	51	78	64	34	20

Dyp (m)	Lvsintensitet, vann ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)						Lvsintensitet, luft ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)					
	22.03.01	07.05.01	05.06.01	02.07.01	08.08.01	04.09.01	22.03.01	07.05.01	05.06.01	02.07.01	08.08.01	04.09.01
0	51	1207	610	1214	638	400	1021	1395	742	1627	690	447
1	21	650	351	660	361	231	1021	1399	756	1621	696	449
2	10	233	158	332	194	123	1022	1392	737	1629	704	448
3	7	62	88	265	130	76	1020	1391	731	1623	750	445
4	4	48	56	133	74	47	1019	1397	723	1634	716	448
5	3	32	34	72	46,2	29	1017	1408	714	1635	701	444
6	2	21	21	55	27,7	18,5	1020	1406	708	1639	712	446
7	1,25	13	13	38	17,7	11,8	1025	1423	701	1645	731	446
8	0,84	7	8,5	21	10,7	7,6	1027	1423	696	1631	726	446
9	0,55	4	5,3	13	6,33	5	1032	1422	694	1636	718	440
10	0,35	3	3,4	8	3,13	3,07	1032	1416	694	1639	722	433
11		1,5	2,2	5		1,8		1416	694	1642		427
12		1	1,4	3		0,98		1411	695	1636		423
13		0	0,9	2		0,46		1399	695	1640		415
14			0,6	1,7		0,17			696	1643		408
15			0,37	1,1					694	1639		
16			0,25	0,80					694	1643		
17			0,22	0,51					691	1649		
18				0,4						1653		
19				0,23						1636		

Dyp (m)	Planktothrix (trichomer L^{-1})					
	22.03.01	07.05.01	05.06.01	02.07.01	08.08.01	04.09.01
0	40	2880	3960	290	2880	18000
1	260	2880	4010	250	3230	17700
2	500	2680	4760	240	3340	17800
3	1260	2780	5180	280	3780	18480
4	2320	3060	5600	1030	3720	18170
5	4170	2600	5600	2570	3560	18850
6	3360	3005	7170	5000	3870	19580
7	2570	2570	9000	10100	10900	19800
8	2020	2760	11730	12500	19500	17960
9	1950	2540	12400	40000	87900	17380
10	1350	2660	12000	41400	108400	25760
11	1020	2980	11200	22200	102600	40830
12	980	2790	11570	16800	40300	46600
13	600	2430	14600	10300	34600	44600
14	640	2920	11250	6180	28600	35400
15	640	2770	11460	4470	18900	31880
16	680	3180	11150	3710	14100	32100
17	440	3030	10630	3260	14000	29950
18	270	2810	9680	2840	14200	29000
19	160	2870	9200	2420	13000	32700
20	150	2800	8220	2500	10800	29630

Vedlegg D. Data fra planteplanktontellinger

Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Steinsfjorden

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	År	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	
Måned	3	3	3	5	5	5	6	6	7	7	8	8	8	9	9	
Dag	22	22	22	7	7	7	5	5	3	3	8	8	8	4	4	
Dyp	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m	0-7 m	8-14m	0-7 m	8-14m	0-7 m	10 m	8-14m	0-7 m	8-14m	
Cyanophyceae (Blågrønnalger)																
Anabaena lemmermannii	0,3	3,4	0,4	
Aphanocapsa elachista	7,2	.	.	.		
Planktothrix cf.prolifica	18,8	0,8	74,8	6,9	378,0	252,9	36,7	184,4		
Planktothrix prolifica	.	364,4	6,8	.	19,5	20,0		
Planktothrix rubescens	.	19,8	.	3,3	13,2	29,0	27,7	107,8	.	214,5	20,7	521,0	299,8	85,7	76,6	
Snowella lacustris	0,2	.	.	0,4	0,7		
Woronichinia naegeliana	1,2	1,2		
Sum - Blågrønnalger	0,0	384,2	6,8	3,3	32,7	49,0	27,7	126,6	0,8	289,3	27,8	906,2	553,0	127,4	263,3	
Chlorophyceae (Grønnalger)																
Botryococcus braunii	.	.	0,7	2,8	.	0,7	.	.		
Carteria sp. (l=6-7)	.	.	0,2	1,6	1,6	1,1	.	.	.	1,2	1,1	2,8	0,8	2,0		
Chlamydomonas sp. (l=8)	1,1	0,3	0,5	.	.	1,1	0,3		
Closterium limneticum	0,3	.	.		
Cosmarium depressum	1,0	0,5		
Dictyosphaerium pulchellum	0,2		
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0,3	0,3	.	0,3	1,0	0,3		

Forts. vedlegg D

Fusola viridis	0,8
Gyromitus cordiformis	.	.	0,4	0,9	4,2	.	.	1,3	.	.	2,4	2,4	2,4	1,2	2,1
Monoraphidium dybowskii	0,7	.	1,0
Oocystis marssonii	2,1	.	.	.	0,2	.	.
Pandorina morum	1,0	.	.	0,5	.
Paramastix conifera	1,9
Platymonas sp.	2,7
Quadrigula pfitzeri	0,2	0,2
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	0,2	0,6	0,1	1,2	0,9	0,7	.	0,6
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	1,4
Ubest.gr.flagellat	.	0,2	0,7
Sum - Grønnalger	1,2	1,1	1,4	3,7	6,6	6,3	0,7	1,9	5,3	0,3	7,4	4,4	6,7	5,7	6,1

Chrysophyceae (Gullalger)

Chrysidiastrum catenatum	1,3	4,2
Chrysochromulina parva	302,2	0,5	.	224,8	170,0	177,6	11,0	5,3	1,0	.	5,1	0,5	0,4	3,6	1,0
Craspedomonader	.	0,1	0,4	.	.	1,6	.	0,2	.	.	0,1	0,7	0,5	2,8	2,1
Dinobryon cylindricum	.	.	.	0,6	3,4	1,2
Dinobryon divergens	13,1	1,3	.	.	.	0,4	.
Dinobryon sociale	835,1	3,1	.	.	.	0,4	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	.	17,9	2,0	0,4
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	.	1,3	0,9	.	.	.	111,5
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	369,7	5,4	1,2	1,8	2,0	2,0
Mallomonas caudata	4,9	4,8	.	3,8	27,3	.	1,6
Mallomonas elongata	0,5	.	4,0
Mallomonas punctifera (M.reginae)	0,4	.	.	0,2	0,2
Mallomonas spp.	1,7	.	.	5,0	2,7
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5,7	4,9	2,3	7,2	8,9	5,7	1,1	0,4	2,0	2,3	6,4	3,2	5,3	4,4	2,5
Små chrysomonader (<7)	44,1	37,0	2,5	45,8	49,6	44,4	24,4	11,4	11,0	3,1	13,8	14,6	17,1	12,9	9,0
Store chrysomonader (>7)	10,3	3,4	1,3	32,7	34,5	34,5	2,6	8,6	0,9	0,9	0,9	5,2	0,9	4,3	1,7
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	0,2	0,7	3,6	1,8	.	0,3	.	.	0,3	.	.	0,7	.
Ubest.chrysophyce	0,1
Uroglena americana	14,9	1,3	15,1	1,4	.
Sum - Gullalger	732,1	51,4	7,8	332,8	274,8	270,9	55,8	31,8	1003,7	18,1	26,9	28,0	51,4	31,1	18,2

Forts. vedlegg D. Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	13,2	58,5	7,6	34,2	45,7	36,5	0,8	6,8	22,6	86,0	1,5	1,3	23,3	20,5	10,8
Aulacoseira alpigena	0,9
Aulacoseira ambigua	5,1
Aulacoseira granulata v.angustissima	.	0,2
Aulacoseira italica	1,7
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	.	1,4	5,5	10,4	8,6	11,9	9,9	0,3	6,8	0,5	0,8	1,8	1,0	1,0
Cocconeis placentula	0,2	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	139,1	34,5	24,2	30,2	24,7	8,1	5,3
Cyclotella glomerata	0,6	.	.
Cyclotella radiosa	.	.	0,6	0,6	.	4,8	.	3,9	14,0	11,5	0,7	1,5	5,0	.	.
Diatoma tenue	.	.	.	0,5
Fragilaria crotonensis	.	.	.	16,5	.	2,2	4,8	10,7	38,5	30,8	77,0	232,4	369,8	63,8	224,1
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	.	0,6	0,6	.	0,6	0,6
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	.	3,0	4,5	2,0	13,0	17,0
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	3,2
Rhizosolenia longiseta	0,4
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	339,5	59,8	5,8	5,4	13,3	20,5
Stephanodiscus hantzschii	0,8	1,3	0,4	0,3	1,9	1,3	9,0	20,2
Tabellaria fenestrata	.	.	.	11,4	3,6	3,3	8,8	15,6	43,2	90,0	388,8	464,4	473,1	30,0	5,1
Sum - Kiselalger	353,4	119,8	15,8	78,0	81,6	84,3	49,7	84,6	257,7	259,6	492,7	730,5	898,4	123,4	249,8

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	3,2	.	.	.
Cryptaulax vulgaris	.	0,3	0,2	0,7	1,2	1,0	.	2,0	1,0	0,3
Cryptomonas cf.erosa	12,7	55,4	63,6	63,6	19,1	12,7
Cryptomonas erosa	15,1	.	.	17,2	74,2	86,1	28,6	165,4	11,1
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	60,4	.	.	10,4	35,2	52,5	18,4	37,6	.	14,3	9,0	10,5	9,6	5,4	3,6
Cryptomonas marssonii	.	.	.	1,1	28,6	4,8	.	7,0
Cryptomonas parapyrenoidifera	4,8	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	12,5	2,5	.	12,0	33,1	12,5	27,0	41,0	1,0	.	3,5	4,5	10,0	5,9	4,5
Katablepharis ovalis	13,8	0,8	0,1	53,0	53,6	34,7	8,1	20,7	0,5	1,9	8,1	1,9	5,6	1,0	1,0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	14,3	0,4	.	80,8	144,5	132,5	42,7	52,0	11,9	9,1	22,2	14,6	18,9	14,8	7,4
Rhodomonas lens	14,8	38,2	30,7	93,3	1,1	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	.	1,6	.	.	11,5	17,2	8,0	4,0	14,3	2,7	2,4	1,3	.
Sum - Svelgflagellater	116,1	4,0	0,3	176,8	385,4	362,3	167,1	436,2	32,4	42,1	112,6	101,0	110,0	54,2	29,5

Forts. vedlegg D

Dinophyceae (Fureflagellater)

Amphidinium sp.	.	.	.	0,7
Ceratium hirundinella	90,0	6,0	24,0	.	6,0	.	.	
Gymnodinium cf.lacustre	7,2	1,1	1,1	10,7	9,5	7,2	.	.	1,1	6,4	1,1	1,1	.	0,2	
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	3,0	.	.	6,0	.	.	.	3,3	6,6	3,3	.	.	
Gymnodinium helveticum	.	.	4,8	.	26,4	33,6	38,4	204,0	2,4	.	30,0	21,6	2,4	4,8	
Peridinium cinctum	96,0	
Peridinium sp. (l=15-17)	23,8	1,0	1,3	78,7	56,8	52,5	.	8,9	0,3	4,4	11,6	17,5	.	.	
Peridinium willei	9,0	.	.	.	18,0	
Ubest.dinoflagellat	0,9	.	.	1,1	1,1	
Sum - Fureflagellater	127,8	2,1	10,2	91,2	102,8	99,2	38,4	212,9	108,0	9,8	38,0	49,2	49,5	2,4	5,0

Euglenophyceae (Øyealger)

Trachelomonas volvocina	2,0	0,7	.	.	.	5,2
Sum - Øyealger	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,7	0,0	0,0	0,0	5,2

My-alger

My-alger	18,9	9,6	3,1	10,9	11,6	12,0	5,3	8,8	7,3	5,2	26,4	10,2	17,5	12,6	7,0
Sum - My-alge	18,9	9,6	3,1	10,9	11,6	12,0	5,3	8,8	7,3	5,2	26,4	10,2	17,5	12,6	7,0

Sum totalt : 1349,5 572,1 45,3 696,6 895,5 884,0 344,7 902,8 1415,2 626,2 732,5 1829,4 1686,5 356,8 584,1
