

Francisco Rey  
(Redaktør)  
Havforskningsinstituttet

**OPPBLOMSTRINGEN AV *Chrysochromulina*  
*leadbeateri* I VESTFJORDEN, MAI-JUNI 1991**

Rapport fra et faglig arbeidsseminar

*THE Chrysochromulina leadbeateri BLOOM IN VESTFJORDEN, NORTH  
NORWAY, MAY-JUNE 1991*  
*Proceedings from a scientific working meeting*

**HAVFORSKNINGSINSTITUTTET**



## FORORD

I andre halvdel av mai 1991 førte en oppblomstring av flagellaten *Chrysochromulina leadbeateri* (Prymnesiophyceae) i Vestfjorden og tilstøtende områder til betydelig fiskedød i flere fiskeoppdrettsanlegg. Det totale tap ble 742 tonn oppdrettslaks til en verdi av ca. 22,5 millioner kroner. En betydelig overvåknings- og forsknings innsats ble satt i gang for å klartlegge algeutbredelsen og skaffe data som kunne gi en bedre forståelse av denne uvanlige oppblomstringen. Havforskningsinstituttet, Senter for Marint Miljø, arrangerte den 18-19 september 1991 et faglig arbeidsseminar i Svolvær for å samle den kunnskapen som ble oppnådd under oppblomstringen. Hensikten med seminaret var å best mulig å kunne gi en detaljert beskrivelse av blomstringens forløp samt en ajourføring av *C. leadbeateri* biologi og dens effekter på oppdrettsfisk og den naturlige flora og fauna. I alt omkring 30 personer deltok i seminaret som bestod av presentasjonen av 11 faglige innlegg samt en generelt diskusjon og oppsummering. Denne rapporten presenterer de fleste av de enkelte bidragene til seminaret. Vi vil gjerne takke Fiskeridepartementet, Norges Fiskeriforskningsråd, Direktoratet for Naturforvaltning, Miljøverndepartementet og HOV for deres økonomisk støtte til seminaret. Takk også til J. Erices for hans hjelp med figurene.

Francisco Rey og Roald Sætre

Bergen, desember 1991

## FOREWORD

*In the second half of May 1991 a bloom of the flagellate Chrysochromulina leadbeateri (Prymnesiophyceae) in the Vestfjord and surrounding areas, North Norway, occasionated significant fish death in several fishfarms. The total losses were 742 tons of salmon with an estimated value of 3,5 millions US dollars. A large monitoring and research program was carried out during the bloom in order to map the distribution of the algae and collect data that could lead to a better understanding of this unusual algae bloom. The Institute of Marine Research in Bergen, Norway, through its Department of the Marine Environment, arranged on the 18-19 of September 1991, a scientific working meeting in the city of Svolvær in order to gather all the knowledge obtained during the bloom. The aims of the meeting were to obtain a detailed description of the bloom and an updating of the biology of C. leadbeateri and its effects on farmed fish and the natural flora and fauna. Altogether 30 persons participated in the meeting that comprised 11 scientific presentations and a general discussion and summary. This proceedings presents some of the contributions to the meeting.*

## OPPSUMMERING

16. mai 1991 døde all laksen i en brønnbåt på vei fra Lødingen til Skrova i Vestfjorden. I perioden 24. til 28. mai var det stor dødelighet av oppdrettsfisk i området. Mistanken om at denne dødeligheten var forårsaket av en skadelig alge ble bekreftet ved at "synderen" ble identifisert som mikroalgen *Chrysochromulina leadbeateri*. Oppblomstringen med skadelige algekonsentrasjoner vedvarte frem til omkring 20. juni. Høye konsentrasjoner av *C. leadbeateri* ble funnet i Vestfjorden, Tjeldsundet, Astafjorden og tilgrensede fjordområder. Blomstringen førte til et tap på omkring 740 tonn oppdrettsfisk.

Et stort apparat ble etablert for å kartlegge omfanget av blomstringen. I dette arbeidet deltok Fiskerihøgskolen i Tromsø, Høgskolesenteret i Nordland, Havforskningsinstituttet, Miljøverndepartementets Program for Havmiljø-overvåking og varsling (HOV), OCEANOR og Universitetet i Oslo. Ansvaret for de forvaltningsrettede aktivitetene lå hos Fiskeridirektoratet og Fiskerisjefene i Nordland og Troms.

Spørsmålet som naturlig melder seg i slike situasjoner er følgende: Hvorfor skjedde oppblomstringen av akkurat denne algen der og da? Ingen er i stand til å gi et entydig svar på dette spørsmålet. Til dette er våre kunnskaper om alger og vår innsikt i de mekanismer som fører til blomstringer for dårlig. Til tross for disse mangler, så vet vi noe om blomstringsforløpet og om de fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som virker inn på dette. Denne innsikten og de foreliggende observasjoner er benyttet i et forsøk på å rekonstruere hendelsesforløpet. Selv om dette er usikkert og inneholder mange hypotetiske antagelser, synes følgende scenario sannsynlig:

Oppblomstringen berørte Vestfjorden og tilgrensede fjorder. Det er sannsynlig at den startet i området Ofotfjorden/Tysfjord i siste del av april. Det er uklart hvorvidt blomstringen startet lokalt i en av fjordene innenfor Vestfjorden eller om den startet mer diffust i flere fjorder med lignende miljøforhold. Det siste er mulig da algen ble påvist å ha stor utbredelse i kystvannmassene utenfor Nord-Norge selv om den ikke dannet blomstringer andre steder enn i indre Vestfjordområdet. Det er lite sannsynlig at blomstringen skyldtes transport av algen til dette området med ballastvann i skip, da algen også tidligere er påvist i norske kystfarvann. Det er mer sannsynlig at blomstringen startet pga. en spesiell kombinasjon av den sesongmessige utviklingen av biologiske og fysiske miljøforhold og egenskapene hos denne type alge. Utover i mai og juni førte en økende ferskvannsavrenning til at den skadelige algen spredte seg til Vestfjorden og nordover Tjeldsundet til Astafjordområdet.

Vinteren 1990/91 føyer seg inn i rekken av milde vintre vi har hatt i de senere årene og kystvannet var derfor varmere enn normalt. Økt ferskvannavrenning fra land vinteren og våren 1991 førte til lavere saltholdighet og forsterket lagdeling i vannsøylen. Den vanlige våroppblomstringen startet derfor tidlig, men hadde sannsynligvis et langstrakt forløp pga. overskyet vær med mye vind og nedbør frem til slutten av april. Dette kan generelt ha begünstiget forholdene for vekst av flagellater utover våren. Et spesielt forhold var den tidlige vårflommen til Ofotfjorden og Tysfjorden i siste del av april. Denne førte til en sterk lagdeling i vannmassene samtidig som den satte opp en estuarine sirkulasjon med utstrømming av brakkvann til indre del av Vestfjorden. Dette, kombinert med en periode med klarvær og lite vind i slutten av april, har trolig bidratt til oppblomstringen og spredningen av *C. leadbeateri*.

Et annet og meget spesielt forhold som kan ha hatt betydning for denne oppblomstringen er sildas overvintring i Ofotfjorden og Tysfjorden. I de senere år har det meste av den norske vårgytende sildebstanden overvintret i disse fjordene. Fra september 1990 til januar 1991 oppholdt det seg omtrent 1 million tonn sild i disse områdene. Denne silda representerer en "miljøbelastning" ved at den forbruker oksygen og skiller ut avfallsstoffer til vannet. Dette, samt at en viss prosentdel av sild dør og går i foråtnelse i løpet av en slik periode, medfører en gjødsling av vannmassene. Som et resultat av de store sildemengdene ble det observert meget lave oksygenverdier og høye næringssaltkonsentrasjoner i indre deler av Ofotfjorden i november 1990. Det kan derfor ikke utelukkes at den organiske belastningen av fjorden i løpet av overvintringsperioden kan ha virket selektivt på blomstringen av mikroalger av *Chrysochromulina* typen.

*C. leadbeateri* er ikke tidligere beskrevet i litteraturen som giftig. Den tilhører gruppen Prymnesiophyceer og er nært beslektet med *Chrysochromulina polylepis* og *Prymnesium parvum* som begge har dannet giftige oppblomstringer de senere årene i Sør-Norge. Denne gruppe alger er relativt dårlig kjent. De har imidlertid en del egenskaper som kan være viktig i forhold til forekomst og giftighet. Prymnesiophyceene er flagellater med flageller og evne til å svømme. I tillegg har de en festetråd (haptonema) som gjør det mulig for disse alger å feste seg til partikler og overflater. De artene som har dannet giftige oppblomstringer synes alle å ha giftstoffer med en generell membran-ødeleggende virkning. Det har vært foreslått at en slik virkning kan være en mekanisme som algene bruker for å skaffe seg næring under forhold med næringsbegrensning. Disse algene har også evne til å spise bakterier og andre små organismer og skaffe seg supplerende næring på den måten.

Oppblomstringen av *C. leadbeateri* har endel fellestrekk med de tidligere oppblomstringene av *C. polylepis* og *P. parvum*. Alle disse oppblomstringene har oppstått i og vært avgrenset til

områder med lagdelte vannmasser pga. stor ferskvannspåvirkning. Dette tyder på en sammenheng mellom slike miljøforhold og egenskaper hos denne type alge. Blomstringene av *C. polylepis* og *P. parvum* oppstod i miljøer hvor det var klare indikasjoner på fosforbegrensning av algeveksten. Det er også eksperimentelle resultater som indikerer at fosforbegrensning kan ha medvirket til utviklingen av giftighet ved disse blomstringene. Det er ingen klare holdepunkter for at fosfor var begrensende ved oppblomstringen av *C. leadbeateri* i Vestfjorden. Dette kan imidlertid ikke utelukkes pga. manglende målinger av næringssalter i tidlig fase av oppblomstringen. Det er også mulig at eventuelle næringssalter fra sildas overvintring i Ofotfjorden og Tysfjorden forelå som organiske forbindelser som ikke var inkludert i det etablerte måleprogrammet. I tillegg til ubalansert næringssaltinnhold vil sannsynligvis også andre stoffer som frigjøres ved forråttelse av organisk materiale, kunne virke inn på algens giftproduksjon.

Under blomstringen ble algegift påvist både i sjøvann, i blåskjell og i eksponert laks fra området. Man kunne ikke påvise giftstoffer i muskulaturen fra laks som døde pga. algeeksponering, men algegift ble funnet både i lever og i mageinnholdet. I oppdrettsanleggene synes den største laksen å ha vært mest utsatt for algegiften. Det var også større dødelighet i anlegg med høy fisketetthet enn i anlegg med lav. I tillegg til den største laksen, var nyutsatt smolt særlig sårbar for algene.

Ved *C. polylepis* blomstringen i Skagerrak i 1988 ble det observert omfattende skader på villfauna. Noe tilsvarende ble ikke funnet ved *C. leadbeateri* blomstringen. Det eneste stedet hvor skader på frittlevende organismer ble observert var i Kannstadvfjorden. I dette området hadde det 10 dager i forveien vært omfattende dødelighet i oppdrettsanlegg. Det ble her registrert stor dødelighet (40 - 70 %) av fire forskjellige arter sjøpinnsvin og noen få døde fisk. En rekke arter som ble hardt rammet ved oppblomstringen av *C. polylepis* i 1988, var ikke synlig påvirket. Ved Vestbygd ble undersøkelsen utført mens det var akutt dødelighet i et oppdrettsanlegg. Frittlevende fauna lot til å være upåvirket. Dette understreker at oppdrettsfisk er betydelig mere utsatt for giftige alger enn frittlevende organismer.

Kunne den skadelige blomstringen av *C. leadbeateri* i Vestfjorden i mai-juni 1991 vært varslet dersom vi hadde hatt et utbygget overvåkingsystem? Svaret på dette spørsmålet er et klart nei. Dersom man hadde nok kunnskap om den potensielt skadelige algen ville dette kanskje ha vært mulig. Når nye alger i skadelige utgaver plutselig blomstrer, vil ikke noe overvåkingsystem kunne fange opp slike begivenheter i forkant. Det beste systemet og det som i dag gir det første varsel om en skadelig blomstring, er faktisk fiskeoppdrettsanleggene langs kysten.

Er det da i det hele tatt nødvendig å ha et algeovervåkingsystem? Like klart som svaret på det foregående spørsmålet var nei, er det her ja. Ved et rimelig utbygget overvåkingsprogram som inkluderer fysiske, kjemiske og biologiske parametre vil man kunne oppnå følgende:

- Man vil med en viss grad av sannsynlighet kunne varsle om risiko for skadelige blomstringer uten at man kan si hvilken art som vil blomstre.
- Ved at tidsserier etableres vil kunnskapen om algeblomstringers forløp og de mekanismer som styrer disse øke. Det vil igjen medføre at sikkerheten i varslene under foregående punkt bedres.
- Man har muligheter for å studere langtidsvariasjoner i planktonsamfunnet knyttet opp mot klimaendringer, antropogene utslipp til havet og til effektene av tiltak for å bedre havmiljøet.
- Når skadelige blomstringer inntreffer har man mulighet for i ettertid å rekonstruere hendelsesforløpet for derved å stå bedre rustet til neste blomstring.

Når en skadelig algeblomstring først er inntrådt er det viktig at aksjon settes inn og at et utvidet observasjonsnett etableres så raskt som mulig. Målet med denne aktiviteten er

- Å identifisere den skadelige algen
- Fremskaffe all tilgjengelig informasjon om organismen og dens mulige effekter.
- Kartlegge omfang, utbredelse og effekter av oppblomstringen.
- Komme med råd til forvaltningen om skadereduserende tiltak.
- Forsøke å varsle videre utbredelse, omfang og forløp av blomstringen.
- Samle inn den nødvendige tilleggsinformasjon for senere å kunne belyse mulige årsakssammenhenger.

Fagfolkene som deltar i aksjonen, er dels knyttet til et operasjonelt senter ledet av forvaltningen og dels deltakere i et faglig "brannkorps" som raskt etableres for å samle inn den nødvendige informasjon i det berørte området.

For å stå bedre rustet ved neste algeblomstring bør følgende tiltak settes i verk straks:

- Det etableres et landsdekkende nasjonalt overvåkningsprogram.
- Ansvarsforhold og kommandolinjer for overvåking, beredskap og aksjoner avklares.
- Det etableres et "brannkorps" av spesialister innen flere faglige disipliner hvor man trekker på hele den nasjonale kompetanse. Forvaltningen inngår formelle organisatoriske og økonomiske avtaler med relevante faglige institusjoner og enkeltpersoner om beredskap og innsats.



## SUMMARY

On the 16th of May of 1991 all salmon onboard a well boat died on its way from Lødingen til Skrova in the Vestfjord, North Norway. In the period from 24 to 28 of May considerable mortality of reared salmon and trout was registered in the same area. The suspicion that harmful algae were responsible for the death of fish was confirmed when the positive identification of *Chrysochromulina leadbeateri*, as the dominant algae, was made a few days afterwards. The harmful bloom continued until the 20th of June with high cell concentrations in Vestfjorden, Tjeldsundet, Astafjorden and adjacent fjord areas. The bloom caused losses of about 740 tons reared fish.

In such situations a number of questions arises. One question is why the bloom of this particular algal species occurred there and then. To date nobody is able to give a clear answer to this question since our knowledge of the biology of these algae and the mechanisms leading to their blooms is incomplete. However, despite this general lack of knowledge, some information about previous blooms in Norwegian waters and this particular bloom can enable us to reconstruct what happened. Although this reconstruction undoubtedly has several uncertain aspects and is based upon many hypothetical considerations, the following possible scenario can be presented:

The bloom affected Vestfjorden and adjacent fjord systems. It is probable that the bloom started in the Ofotfjorden/Tysfjord area during the last part of April. It is not yet clear whether the bloom started locally in one of the fjords or in a more diffuse form in several fjords with similar environmental conditions. The last assumption cannot be ruled out since the algae showed a large spreading in the coastal water masses off North Norway, although it had not bloomed in places other than in the Vestfjorden area. It is unlikely that the bloom was due to transport of the algae to the area by ballast water since this species has been recorded previously in Norwegian coastal waters. Most probably the bloom was triggered by a special combination of the seasonal development of biological and physical environmental conditions and physiological characteristics of this type of algae. From the end of May and through June, the seasonal increase in freshwater runoff led to the spreading of the harmful algae first to the Vestfjorden and thereafter, through the Tjeldsundet, northwards to the Astafjord area.

The winter 1990/1991 was another of the mild winters in Norway during the last few years leading to warmer coastal waters than normal. An increase in freshwater runoff during winter and spring of 1991 also led to lower salinities and a subsequent enhancement of the stratification of the water column. The regular spring bloom also started earlier and was probably characterised by a slower development than normal due to heavy cloudiness associated with strong winds and precipitation until the end of April. This situation could have favored the growth of flagellates after the spring bloom. Special conditions were also present due to an early freshwater runoff to the Ofotfjorden/Tysfjord area during the second half of

April. This probably resulted in a strengthening of the water column stratification at the same time as it triggered an estuarine circulation with an outflow of brackish water to the inner part of the Vestfjorden. This situation occurred together with a period of fair weather at the end of April and probably contributed to the start of the bloom of *Chrysochromulina leadbeateri* and its subsequent spreading to the areas outside the fjord.

Another important aspect to be considered as a possible contributor to the bloom is the overwintering of herring in Ofotfjorden and Tysfjorden. During the last four years most of the stock of the Atlanto-Scandian herring (about 1 million metric tons) has overwintered in these fjords from September to January. The herring represent an environmental problem through its own oxygen consumption and the release of waste products to the water. This, combined with a natural mortality of herring that decompose in the fjord, lead to an eutrophication of the water masses. As a result of the large amounts of overwintering herring a dramatic decrease in oxygen concentration and increase in nutrients has been observed in the Ofotfjorden for the last few years. Although there is not direct evidence, the possibility of this organic load acting selectively on the blooming of flagellates of the *Chrysochromulina* type cannot be ruled out.

*C. leadbeateri* has not been described earlier as being toxic. This alga belongs to the group Prymnesiophyceae and is a close relative of *Chrysochromulina polylepis* and *Prymnesium parvum*, both of which have bloomed toxically in South Norway during the last years. This algal group is relatively poorly known, but it has a series of common characteristics that can be of importance in relation to their occurrence and toxicity. The group members possess flagella that enable them to swim. In addition they have an haptonema that can be used for attaching to surfaces or particles. The species that previously have formed toxic blooms seem to produce toxins that destroy cell membranes. It has been suggested that this property is used by the algae as a mechanism to obtain nourishment under conditions of nutrient limitation. These algae also have the ability to ingest bacteria and other microorganisms as an alternative way of obtaining food.

The bloom of *C. leadbeateri* has some common features with the earlier blooms of *C. polylepis* og *P. parvum*. All of these blooms have originated in and been restricted to areas with water column stratification due to a large influence of freshwater runoff. This suggests a certain coupling between such environmental conditions and properties in this type of algae. The blooms of *C. polylepis* og *P. parvum* occurred in environments with clear indications of the algal growth being phosphorus limited. There are also experimental results showing that phosphorus limitation could have resulted in the development of toxicity within these blooms. There is, however, no clear indication of phosphorus limitation during the bloom of *C. leadbeateri* in the Vestfjorden, although such a possibility cannot be ruled out since there are no nutrient data from the earliest phase of the bloom. There is also the possibility of the presence of algal nutrients in the form of organic compounds as a result of the herring overwintering in the area, the measurement of which was not included in the sampling program carried out during the bloom. In addition to unbalanced nutrient concentrations, the eventual presence of organic

compounds from the decomposition of organic material, could also have influenced the toxin production of the algae.

During the bloom, algal toxins were found in seawater, in mussels and in reared salmon from the area. It was not possible to show the presence of toxins in muscles of salmon that died due to exposure to algae, although toxins were found both in the liver and stomach content. In the fish farms, the largest salmon and new smolt were most affected by the algal toxins. There was also a trend towards larger mortality in fish cages with relatively high fish densities.

During the *C. polylepis* bloom in the Skagerrak in May 1988 serious damage to the wild fauna was observed. This was not observed during the *C. leadbeateri* bloom. The only place where damage on free-living organisms was observed was in Kamstadjorden, ten days after large mortality was registered in a fish farm in the area. About 40 to 70 % mortality was observed in four species of sea urchins together with some few dead fish. Several other species that suffered considerable damage during the *C. polylepis* bloom in 1988 were not visually affected. In the Vestbygd area the field observations were carried out while there was high mortality in a fish farm, yet all free-living fauna seemed to be unaffected. These observations emphasize the fact that reared fish are considerably more susceptible to toxic algae than free-living organisms.

Could this harmful bloom of *C. leadbeateri* in Vestfjorden during May-June 1991 have been predicted through an algae monitoring program? The answer to this question is a clear "no". It could have been possible if a thorough knowledge of the algae had been available. When supposedly harmless algae suddenly appear in a toxic mode, it is impossible for any monitoring program to predict the phenomenon. The best available system today that can give such a warning is undoubtedly the fish farm industry itself.

Is it then at all necessary to have an algae monitoring program? As clear as the answer to the previous question was "no", the answer to this question is "yes". With a reasonable monitoring program that includes physical, chemical and biological parameters it is possible to obtain the following:

- With a certain degree of probability, an early warning of risk of a harmful algae bloom can be obtained, although without specifying which algae.
- With the establishment of time series the knowledge about algae bloom development and their steering mechanisms undoubtedly shall increase. This will also result in an improvement of the warnings mentioned above.
- It will increase the possibilities of studying long time variations in planktonic communities in relation to climatic changes, anthropogenic discharge to the ocean and the effects of efforts taken to improve the marine environment.

- In the case of harmful blooms it will be possible to reconstruct the bloom development and in that way be better prepared for future blooms.

When a harmful bloom has already developed it is important to act promptly and to establish an expanded observation network. The purposes of this activity are:

- A proper identification of the harmful algae.
- To rapidly obtain all available information about the organism in question and its possible effects on other organisms.
- To map the dimensions, spreading and effects of the bloom.
- To assist the administrative authorities with advice on possible measures to be taken in order to minimize the damages caused by the bloom.
- To attempt to predict the further spreading, dimension and development of the bloom.
- To collect all the necessary information that can lead to defining possible causal relationships of the bloom.

The participating scientific personal should be partly attached to an operational center under the direction of the administrative authorities and partly to a scientific working team (“fire brigade”) promptly established in order to gather all the necessary information in the affected area.

In order to be better prepared for future harmful blooms the following measures are recommended:

- Establish a national monitoring program covering the entire Norwegian coast.
- The lines of responsibility and command for monitoring, preparedness and eventual actions have to be clearly defined beforehand.
- A scientific working team (“fire brigade”) has to be established with participation of experts covering different scientific fields utilising all the available national competence. The administrative authorities should negotiate organizational and economical agreements with relevant scientific institutions and individuals in relation to the preparedness and involment.

# OPPBLOMSTRINGEN AV *Chrysochromulina leadbeateri* I VESTFJORDEN MAI-JUNI 1991. MILJØFORHOLD OG MULIGE ÅRSAKER.

*THE Chrysochromulina leadbeateri BLOOM IN THE VESTFJORD, NORTH NORWAY, MAY-JUNE 1991. ENVIRONMENTAL CONDITIONS AND POSSIBLE CAUSES*

Francisco Rey og Jan Aure  
Havforskningsinstituttet  
Postboks 1870 Nordnes  
N-5024 Bergen

## SAMMENDRAG

Miljøforholdene og algeutbredelsen under oppblomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden blir beskrevet. Oppblomstringen har sannsynligvis hatt sin opprinnelse innerst i fjordsystemet Ofotfjorden/Tysfjorden under spesielle miljøforhold hvor uvanlig ferskvannsavrenning kombinert med spesielle lokale vind og værforhold er identifisert som mulige hovedårsaker. Tilstedeværelse av store mengder sild om vinteren 1991 i fjordsystemet kunne også ha bidratt til spesielle miljøforhold. Herfra spredte algene seg ut til Vestfjorden og tilgrensende områder hvor utbredelsen var nært knyttet til sirkulasjonsmønsteret i området.

## SUMMARY

The environmental conditions and algae distribution during the bloom of *Chrysochromulina leadbeateri* in the Vestfjord, North Norway, are described. The bloom apparently had its origin in the fjord system Ofotfjord/Tysfjord under special environmental conditions, of which unusual freshwater runoff combined with special local wind and weather conditions were assumed to be the possible main causes. The presence of large amounts of herring in the fjord system during winter 1991 could have resulted in special environmental conditions. From this area the bloom was transported to the Vestfjorden and adjacent areas where the algae distribution followed closely the main circulation patterns in the area.

# 1. INNLEDNING

De første meldingene om unormalt oppførsel og senere dødelighet hos oppdrettsfisk kom i siste uken i mai fra Lødingen, selv om det allerede 16. mai ble rapportert om fiskedød under transport i brønnbåt fra Lødingen til Skrova. Fiskedøden i oppdrettsmerder ble fort satt i forbindelse med tilstedeværelsen av relativt store mengder av en mikroalge som kort etterpå ble, av forskere i Oslo, identifisert som *Chrysochromulina leadbeateri*.

For å kartlegge algeutbredelse ble det i slutten av mai satt igang en omfattende prøveinnsamling i området i regi av Fiskerisjefene i Nordland og Troms og forsikringsselskapene (OCEANOR). Prøvene ble fortløpende analysert ved Høgskolesenteret i Nordland (Bodø) og Norges Fiskerihøgskole i Tromsø. Innsamlingen fortsatte helt til midten av juni. For å danne oss et bilde av oppblomstringsforløpet har vi satt sammen mesteparten av datane slik de ble meldt til Beredningsgruppen ved Fiskeridirektoratet i Bergen. De fleste av miljødataene ble hentet fra Havforskningsinstituttets egen miljødatabase. De meteorologiske parametrene ble stilt til vår disposisjon av Det Norske Meteorologiske Institutt. Vannføringsdataene ble innhentet fra Norges Vassdrag og Energiverk

Fig. 1. gir en oversikt over det omtalte område.

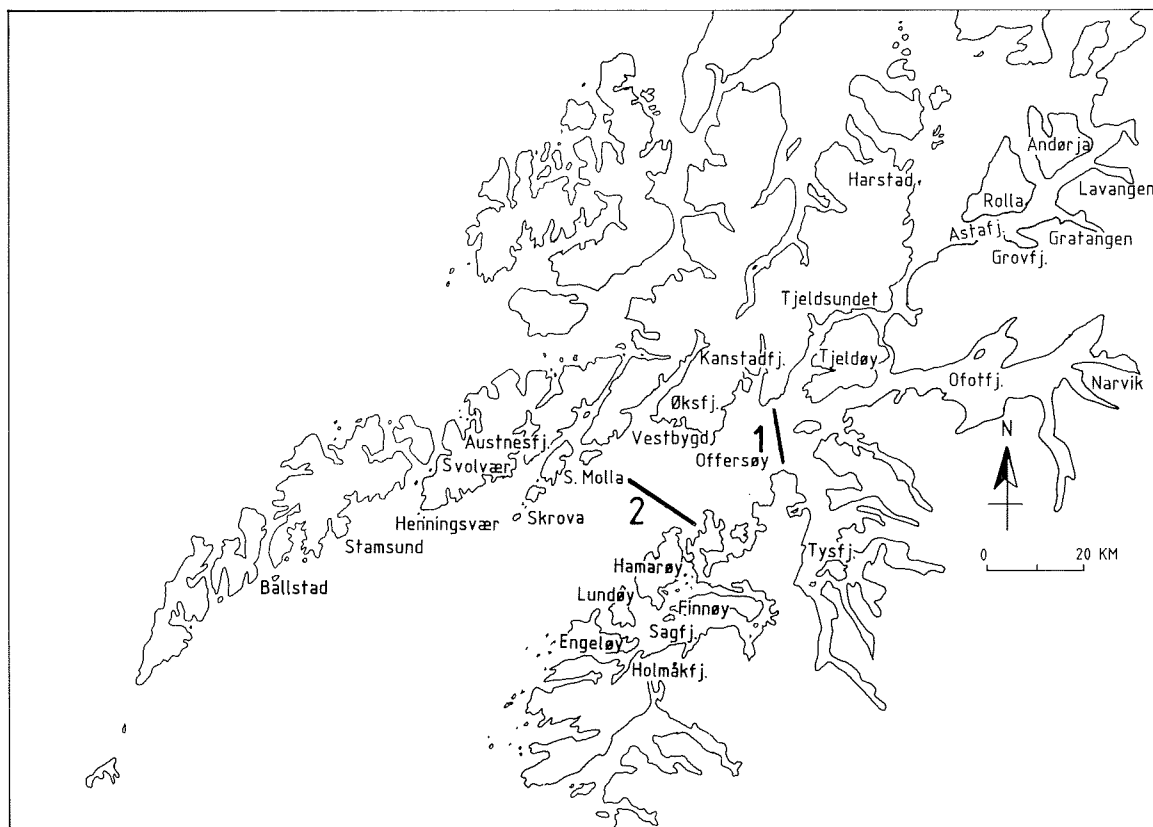


Fig. 1. Oversiktskart over Vestfjordområdet og sør-Troms. 1) Snitt Rotvær-Korsnes, 2) Snitt Holand-Tranøy. (Map of the Vestfjorden area and southern Troms. 1) Section Rotvær-Korsnes, 2) Section Holand-Tranøy).

## 2. MILJØFORHOLD

### 2.1. Ferskvannsavrenning

Den årlige ferskvannsavrenningen til Vestfjorden kan deles i 3 hovedperioder (SUNDBY 1982):

1. Vinter fra og med desember til og med april
2. Sommer fra og med mai til og med august
3. Høst fra og med september til og med november

Om vinteren er tilsiget fra land svært lite og for normalåret er tilførslene mindre enn 10% av årsmiddelet (Fig 2). I milde nedbørsrike perioder kan det i enkelte år tilføres betydelige mengder ferskvann til Vestfjorden også i vintermånedene.

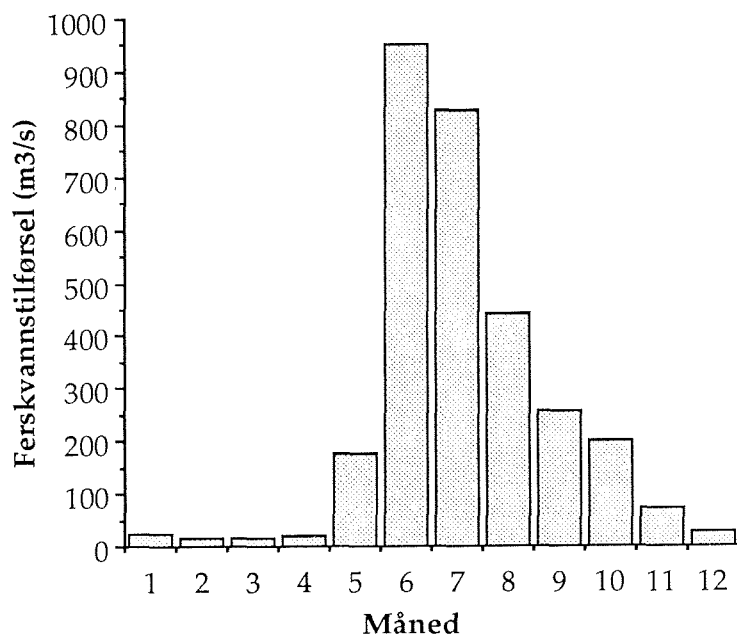


Fig. 2. Månedlig middellavrenning til Ofotfjorden og Tysfjord i et normalår (Etter SUNDBY 1982).  
( Mean monthly freshwater runoff to Ofotfjorden and Tysfjord in a normal year).

Sommertilførslene av ferskvann starter vanligvis i siste halvdel av mai. Denne perioden er dominert av ferskvannstilførsel fra land som følge av snøsmeltningen. I juli er tilførselen normalt ca 300% av årsmiddelet.

Høstmånedene preges av nedbørsaktiviteten som er størst på denne tiden av året. Virkningen forsterkes betydelig ved at nedbøren over land ennå ikke blir bundet i snø. Avrenningen ligger imidlertid betydelig under sommertilførslene i juni og juli måned.

Indre del av Vestfjorden, innenfor linjen mellom Skrova og Engeløy/Steigen, tilføres ferskvann

hovedsakelig fra Ofotfjorden og Tysfjord (SUNDBY 1982). I vintermånedene er tilførslene omlag  $20 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , mens de i juni/juli måned i forbindelse med snøsmeltingen øker til nærmere  $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (Fig.2). I forhold til vintermånedene tilsvarer avrenningen i juni/juli en 50-dobling av ferskvannstilførslene til indre del av Vestfjorden. Dette medfører tildels store endringer i de hydrografiske forholdene i de øvre lag av Ofotfjorden/Tysfjord og indre del av Vestfjorden i løpet av mai/juni i form av økt utgående "brakkvannstransport", forsterket lagdeling og redusert saltholdighet og oppholdstid.

Hydrologisk region 4 strekker seg fra Vikna til Senja (PYTTE ASVALL 1976). Ferskvannsavrenningen til Vestfjordområdet i 1991 er representert ved vannmerket Skarsvatn like syd for Bodø. I løpet av vinteren -91 var det to markerte flomtopper med ferskvannsavrenning betydelig over det normale, en i januar og en i april (Fig. 3). I mai var månedsavrenningen tilnærmet normal, med en flomtopp omkring dag 20. Utover i juni måned økte ferskvannsavrenningen kraftig, med et maksimum mellom dag 10 og 15. Den totale avrenningen i juni lå endel over det normale for årstiden.

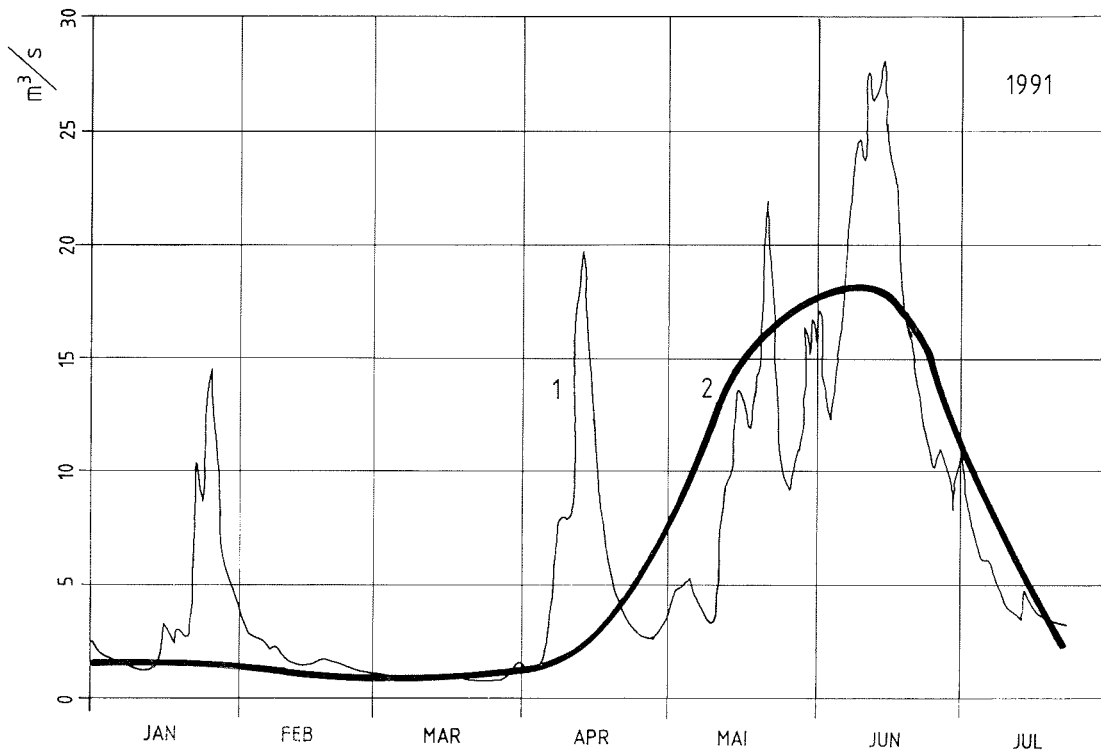


Fig. 3. Ferskvannsavrenning ved vannmerket Skarsvatn sør for Bodø. 1. Døgnmidler 1991 2. Månedsmidler. (Freshwater runoff at Skarsvatn, south of Bodø. 1. Daily mean 1991 2. Monthly mean).

## 2.2. Meteorologiske forhold

Vind har betydning for vinddrift og vertikalblanding i sjøen, mens skydekket innvirker på lysforholdene og dermed algeproduksjonen.



Vindforholdene i Vestfjordområdet er generelt beskrevet av DANNEVIG 1966 : "Lavtrykkene som kommer inn fra Atlanteren bremses ofte opp i Norskehavet og får ikke stor effekt her nord, mens lavtrykkene som dannes i området Island- Jan Mayen slår ofte inn for full styrke. Om vinteren vil kaldluften over land strømme ut fjordene og gi vind fra sør og øst. De ytre kyststrøkene som da ligger i østkant av lavtrykk ute i Norskehavet, får vind mellom sørøst og sørvest. Dette er den hyppigste vindsituasjonen vinterstid. Når lavtrykkene slår inn på kysten , blir det sterk vind fra sørvest i hele området" (sitat).

Sommerstid er lavtrykksaktiviteten meget moderat, og i rolige perioder er vind fra nordøst dominerende.

Vindfordelingen gjennom året i indre del av Vestfjorden (Skrova) er vist i Fig. 4. Vinden følger hovedsakelig Lofotveggen og Ofotfjorden med dominerende vindretning fra øst og sørvest med maksimale vindstyrker i perioden fra oktober til mars. I månedene fra mai til august er det markert lavere vindstyrker.

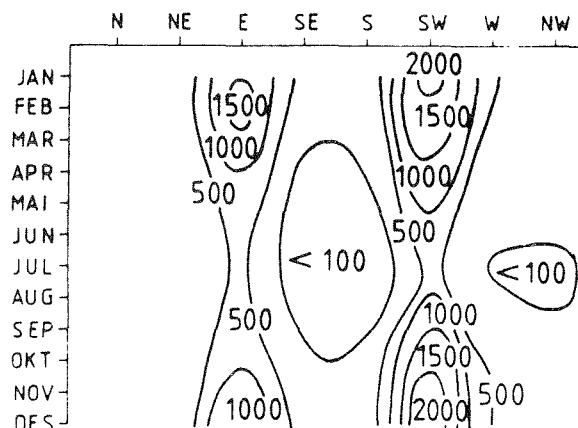


Fig. 4. Vindforholdene ved Skrova i et normalår (1931-60) uttrykt ved "vindenergien"  $E = f W^2$ , der  $f$ =hyppighet i prosent og  $W$ = vindhastighet i  $ms^{-1}$ .(Etter SUNDBY 1982).

*Frequency distribution of "wind energy" (E) at Skrova  $E = f W^2$ , where  $f$  = frequency in percentage and  $W$  = wind speed in  $ms^{-1}$ )*

I apri og mai 1991 var det variende vindretninger med sterkest vind fra sør og nord. I juni var det en markert endring i vindmønsteret med en stabil og i perioder sterk østlig utgående vind. Vindretning , "vindstress" og skydekke for de enkelte dagene i perioden fra april til juli er gitt i Fig. 5.

### 2.3. Strøm, hydrografi og næringssalter

Fig. 6a viser den generelle sirkulasjonen i Vestfjorden med en utgående lokal "kyststrøm" langs Lofotveggen. I området utenfor Skrova resirkulerer imidlertid deler av den utgående kyststrømmen over fjorden mot Engelsøy og tilbake til de indre delene av Vestfjorden (sirkulasjon mot klokken). Utenfor den indre hvirvelen er det ofte en hvirvel med motsatt sirkulasjonsretning. Den utgående transporten langs Lofotveggen intensiveres ved østlige

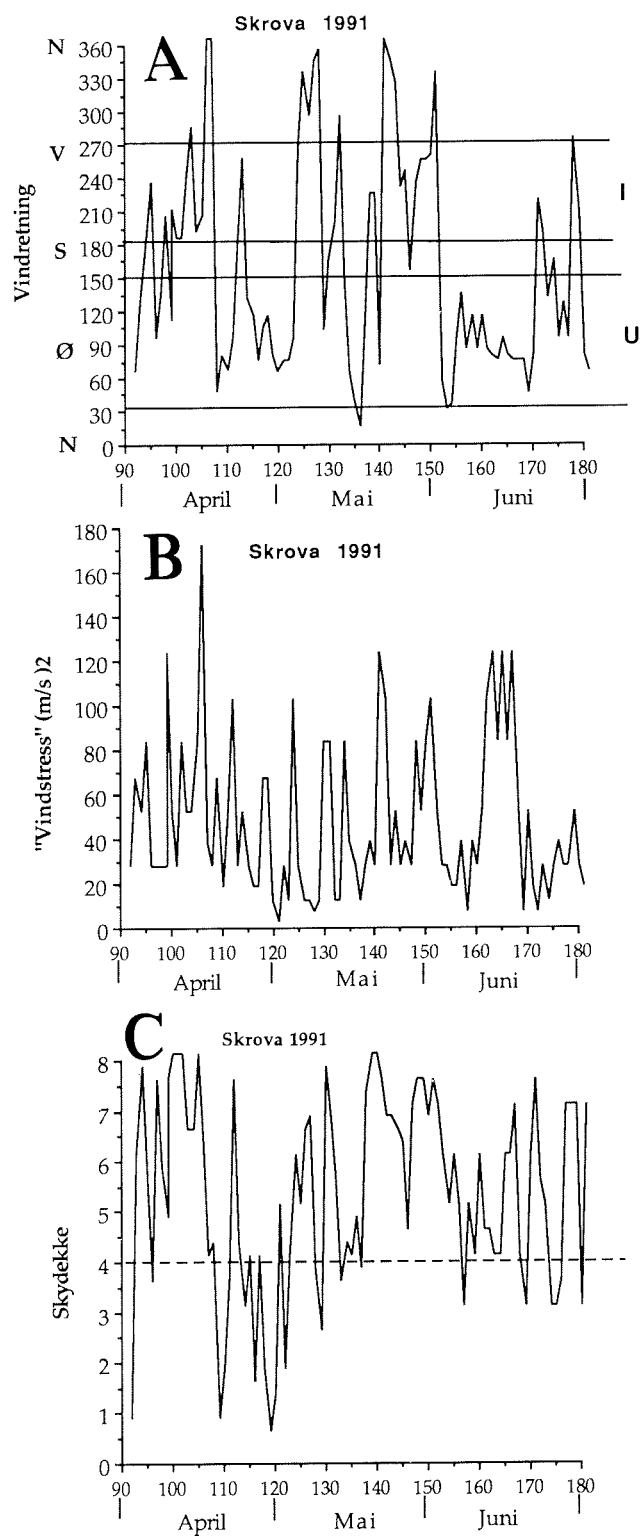


Fig. 5. Døgnmidler av vindretning (A), "vindstress" ( $W^2$ ) (B) og skydekke (C) i perioden fra april til juni 1991 ved Skrova. I = vindretninger som forårsaker innstrømming i fjorden; U = vindretninger som forårsaker utstrømming.

(Daily mean of wind direction (A), "windstress" (B), and cloud cover (C) at Skrova in the period from April to June 1991. I = wind direction that produce inflow into the fjord; U = wind direction that produce outflow).



Fig. 6. a) Normalsirkulasjonen av vannmasser i Vestfjorden. b) Sirkulasjonen av vannmasser i Vestfjorden ved sterk sørvestlig vind (Etter FURNES og SUNDBY 1981)  
 (a) Basic circulation of water masses in the Vestfjorden. b) Circulation of water masses in the Vestfjorden with strong southwesterly winds)

vinder og ved økt ferskvannstilførsel fra Ofotfjorden og Tysfjord .

Ved kraftig sørvest vind kan dette strømbildet forandre seg innenfor ett døgn (FURNES og SUNDBY 1981). Strømbildet reverseres med inngående strøm og oppstrømning av dypvann langs Lofotveggen (Fig.6b). Hvirvelen innenfor Skrova sirkulerer nå med klokken og det er inngående strøm i øvre lag av Ofotfjorden og Tysfjord. Vannstanden kan under slike vindsituasjoner øke betydelig i den innerste delen av Vestfjorden og kan medføre en nettotransport av Vestfjordvann nordover i Tjeldsundet.

Fig. 7 viser temperatur og saltholdighetsforholdene i de øverste 200 m ved Skrova fra januar til juli 1991, mens Fig. 8 gir et mer detaljert bilde av utviklingen fra april til juni i overflatelaget ved Stamsund. Temperaturen stiger gradvis fra ca 3.5 °C i begynnelsen av april til ca 7 °C i slutten av mai. I løpet av juni var det en relativt rask temperaturstigning i overflatelaget forårsaket av høye lufttemperaturer og solinnstråling. Varmeperioden førte også til økt avrenning av ferskvann (Fig. 2) og saltholdigheten avtok derfor også i samme perioden.

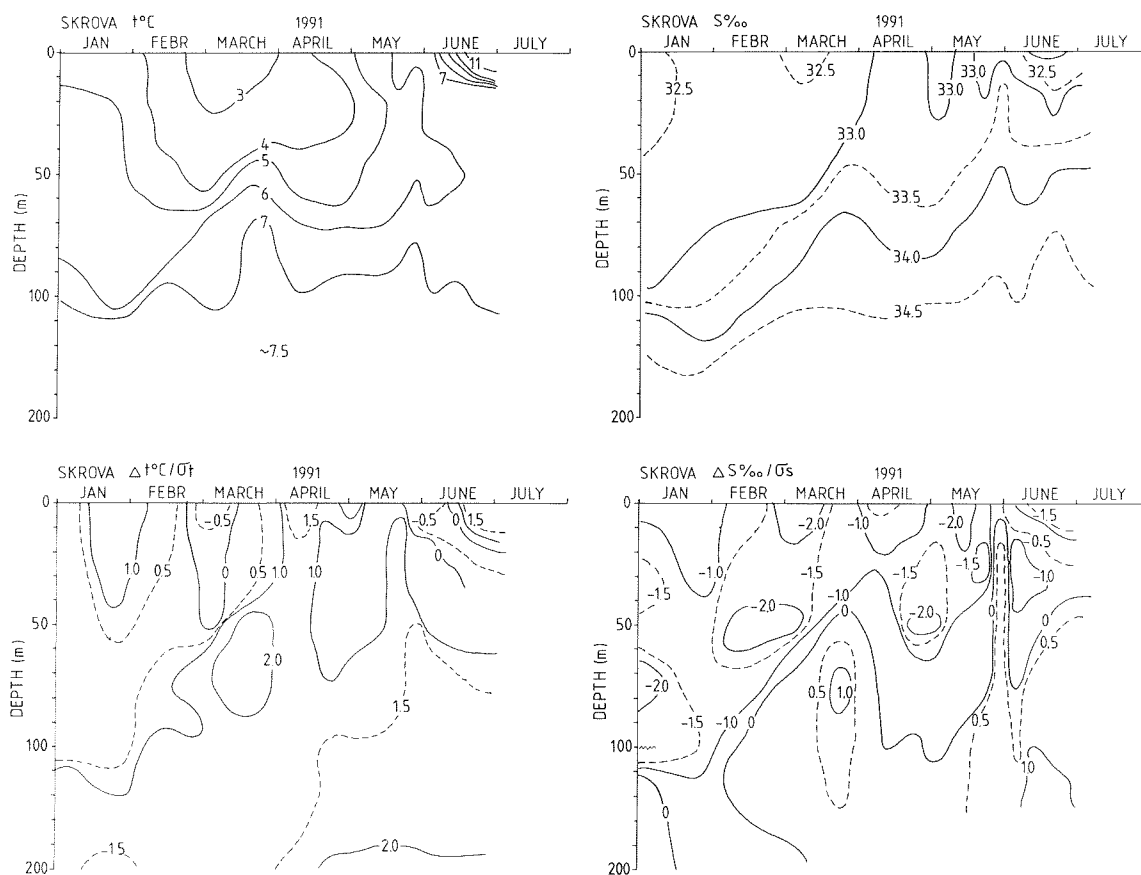


Fig. 7. Temperatur og saltholdighet ved Skrova fra januar til juli 1991(øverst). Temperatur og saltholdighetsavvik fra januar til juli i 1991 ved Skrova (nederst) uttrykt ved  $\Delta t/t$  og  $\Delta S/s$ , der  $\Delta t$  og  $\Delta S$  er avviket fra normalen og  $t$  og  $s$  er standardavviket for henholdsvis temperatur og saltholdighet. (Temperature and salinity distribution at Skrova from January to July 1991 (upper figure). Temperature and salinity anomaly at Skrova (lower figure) expressed as  $\Delta t/t$  and  $\Delta S/s$  where  $\Delta t$  and  $\Delta S$  are deviation from normal values and  $t$  and  $s$  are the standard deviations.

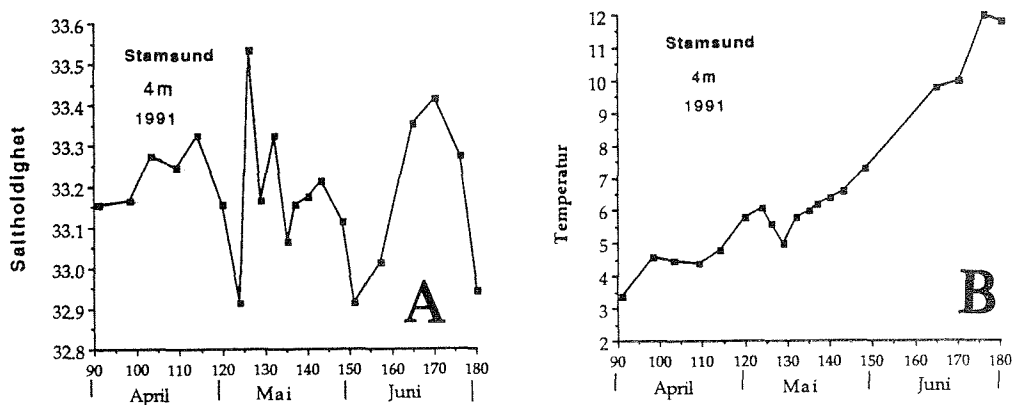


Fig. 8. Saltholdighet (A) og temperatur (B) i 4m dyp ved Stamsund fra april til juli 1991. (Salinity (A) and temperature (B) at 4 m depth at Stamsund from April to July 1991).

Fig. 7 viser også at saltholdighetene fra januar til mai tildels lå betydelig under det normale for årstiden i de øverste 50-100 m, mens sjøtemperaturene lå over det normale i hele vannsøylen fra overflaten til 200 m dyp .

Stor ferskvannsavrenning, en mild vinter og hyppige sørlige vinder har trolig ført til økt transport av varmt og ferskt kystvann fra sør mot nord vinteren 1991. Juni var som nevnt foran dominert av østlige vinder og stor ferskvannsavrenning til Ofotfjorden og Tysfjord. En vil derfor forvente en velutviklet lokal kyststrøm utover langs Lofotveggen med en antisyklonisk sirkulasjon i indre del av Vestfjorden. Fig. 9 bekrefter stort sett dette strømbildet og spesielt situasjonen 12. juni 1991 viser resirkuleringen av lokalt kystvann fra Lofotsiden mot Steigenområdet. Saltholdigheten i overflatelaget var tydelig preget av utstrømningen av "brakkvann" fra Ofotfjorden og Tysfjord. Vertikalsnitt på tvers av fjorden i den innerste del av Vestfjorden like utenfor utløpet av Ofotfjorden (Rotvær-Korsnes) og mellom Molla og Hamarøy (Holand-Tranøy) viser at kystvannet hadde en vertikalutbredelse på ca 30 m langs Lofotsiden og at grensen mellom lokalt og regionalt kystvann gikk ved saltholdighet ca 33 ppt. (Fig.10). Vertikalfordelingen av nitrat viste en skarp gradient mellom det næringsfattige overflatelaget og de dypere vannlag på den nordlige siden av snittene (Fig. 10). Særlig markert var dette på snittet ved utløpet av Ofotfjorden. I løpet av juni forplantet det lokale kystvannet seg utover langs hele Lofotsiden av Vestfjorden , mens det på sørsiden hadde sin ytre begrensning i Steigenområdet. Transportberegninger viser at det i snittet Holand/Tranøy 16. juni var en utgående transport av kystvann på  $25\text{-}30.000\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , med midlere hastighet på  $25\text{-}30\text{ cm s}^{-1}$  ( $\text{km døg}^{-1}$ ) . Ferskvannstransporten i snittet er beregnet til omlag  $1000\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Dette stemmer bra med midlere ferskvannsutstrømning fra Ofotfjorden og Tysfjord i juni (Fig. 2).

Økende ferskvannstilførsel og perioder med sterk østavind resulterte i en stadig økende uttransport av lokalt kystvann langs Lofotsiden i juni 1991. Dette førte også til redusert oppholdstid og fordypning av overflatelaget både i Ofotfjorden og langs Lofotveggen.

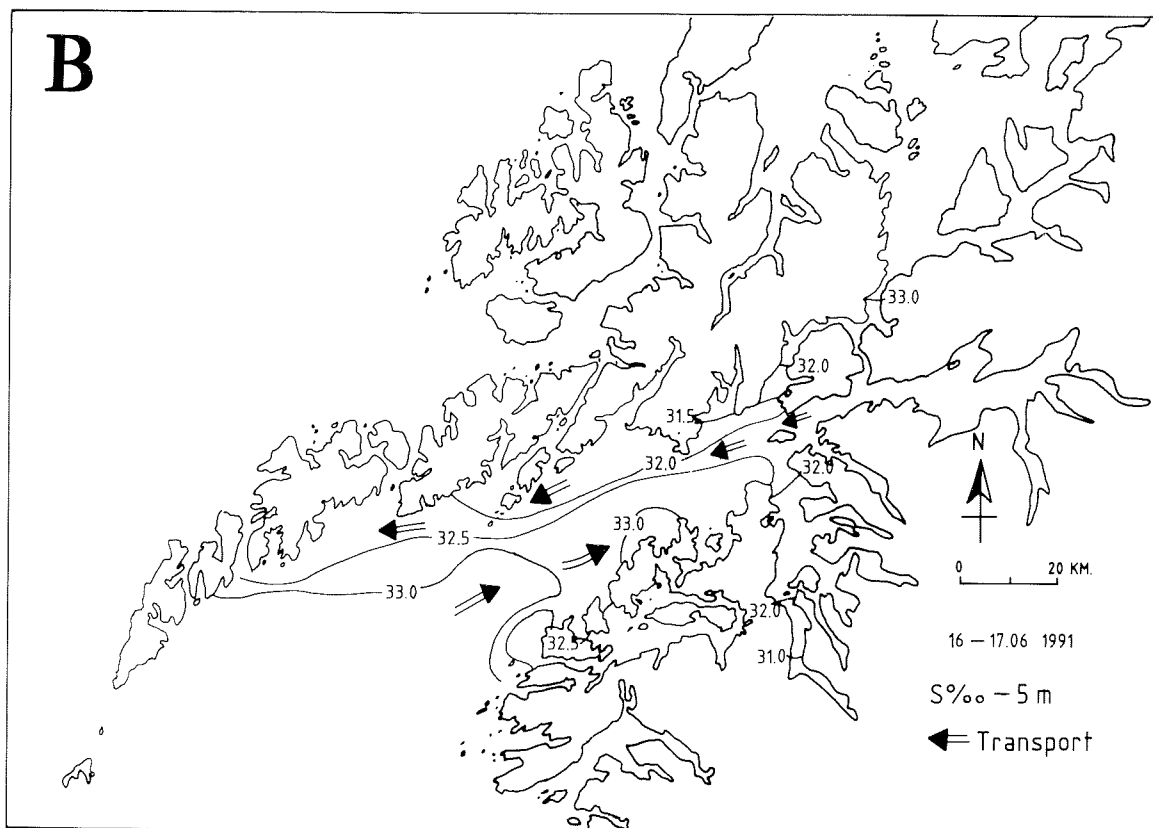
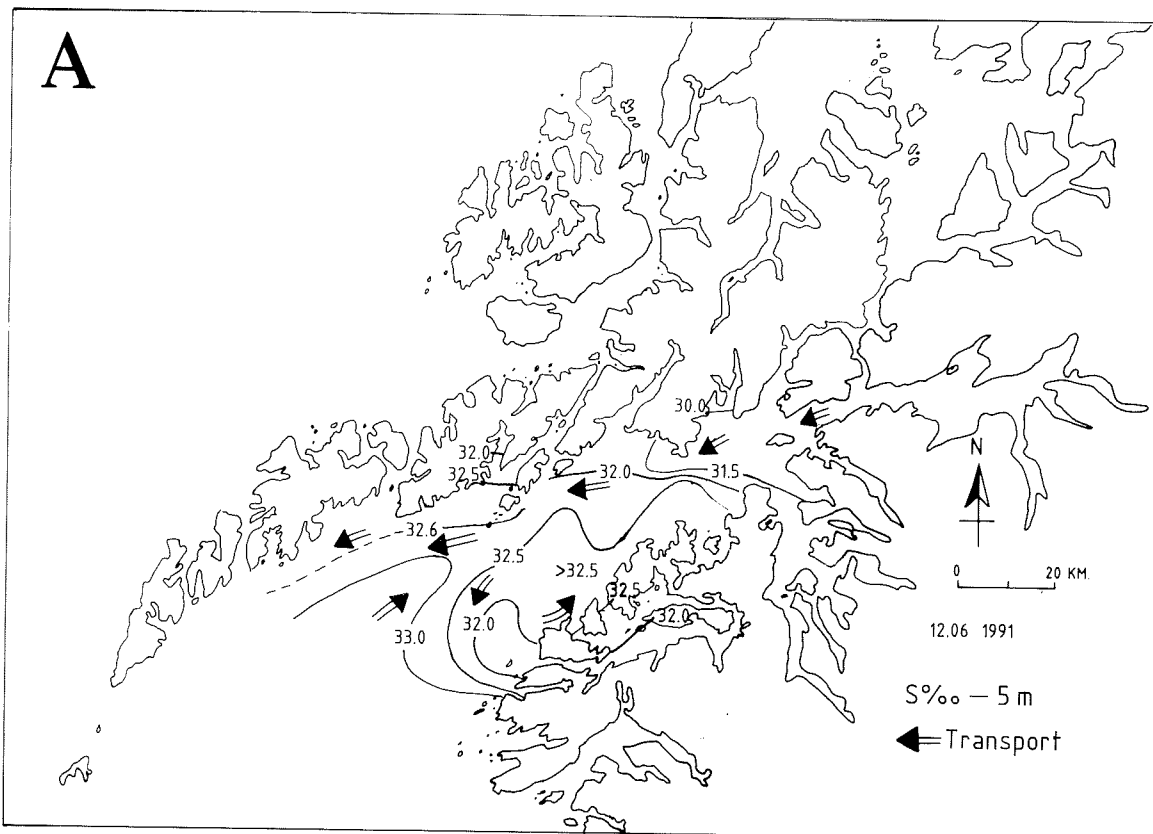


Fig. 9. Horisontalfordelingen av saltholdighet i 5 m dyp i Vestfjorden 12.juni (A) og 16-17.juni 1991(B).  
 (Horizontal distribution of salinity at 5 m depth in Vestfjorden 12 June (A) and 16-17 June (B).)

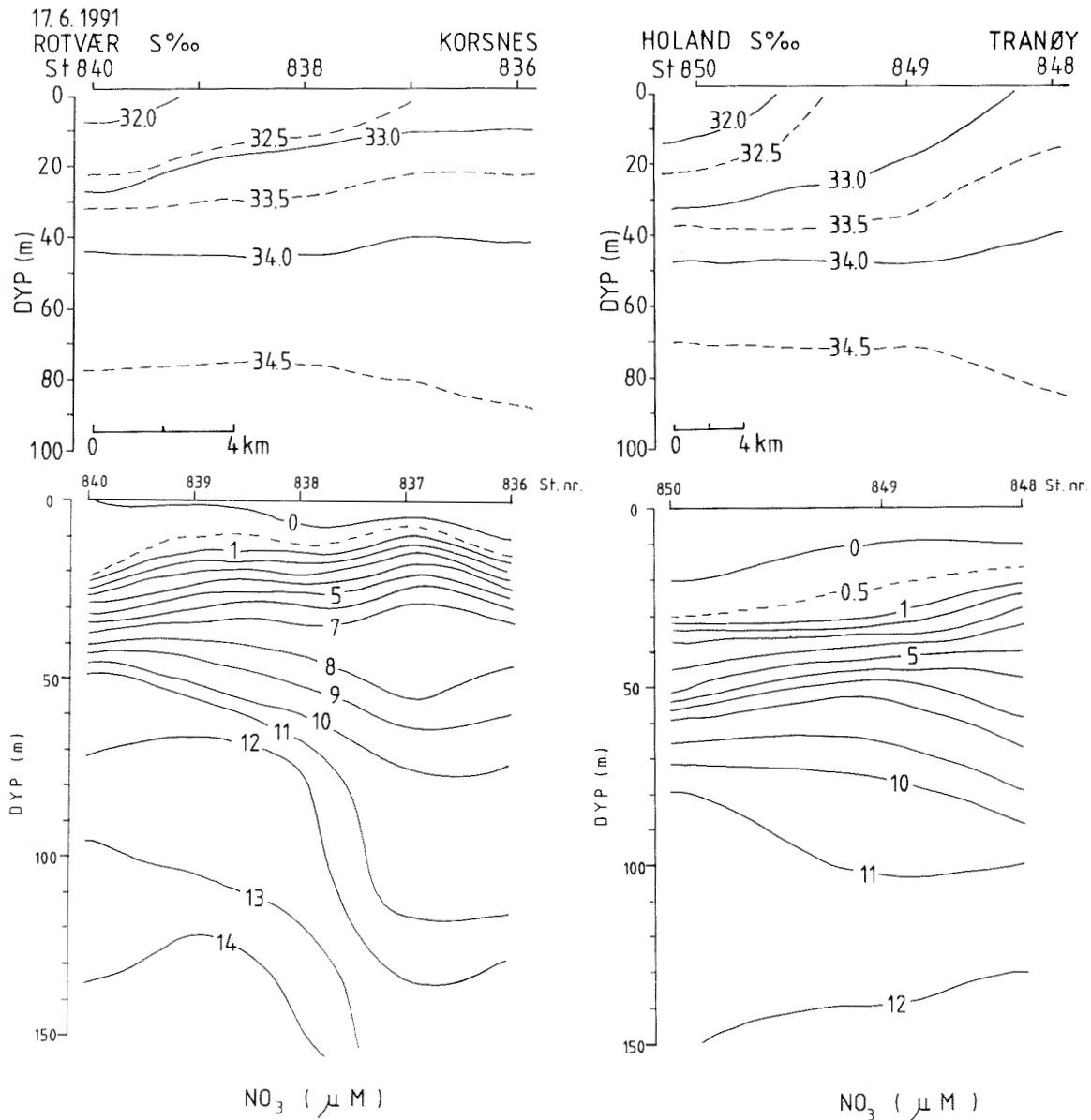


Fig. 10. Vertikalfordelingen av saltholdighet og nitrat innenfor Offersøy (Rotnes-Korsnes) og mellom Molla og Hamarøy (Holand-Tranøy). Se Fig.1 for lokalisering av vertikalsnittene. (Vertical distribution of salinity and nitrate inside Offersøy (Rotvær-Korsnes) and between Molla and Hamarøy (Holand-Tranøy). For section location see Fig.1.)

### 3. OPPBLOMSTRINGENS UTBREDELSE.

De første meldinger om fiskedød i Vestfjordområdet kom den 16. mai da en brønnbåt på vei fra Kanstafjord til Skrova mistet all fisken, men i første omgang satte man ikke denne dødeligheten i forbindelse med alger. Det var i slutten av mai da det kom det meldinger om fiskedød i lakseoppdrettsanlegg i indre del av Vestfjorden, Tjeldsundet og i Astafjordområdet at man ble klar over at det var en oppblomstring av skadelige alger.

Den første kartlegging av algeutbredelsen ble utført mellom 29. mai og 2. juni. Det viste seg at allerede på dette tidspunkt hadde *C. leadbeateri* spredt seg utover langs Lofotveggen til Svolveområdet og til Hamarøy/Sagfjordområdet på sørsiden av Vestfjorden. Algene var også blitt transportert nordover gjennom Tjeldsundet til Astafjorden og sidefjordene Grovfjord, Gratangen og Salangen som resultat av den kraftige sørvestlige vinden som dominerte i denne perioden (Fig. 11).

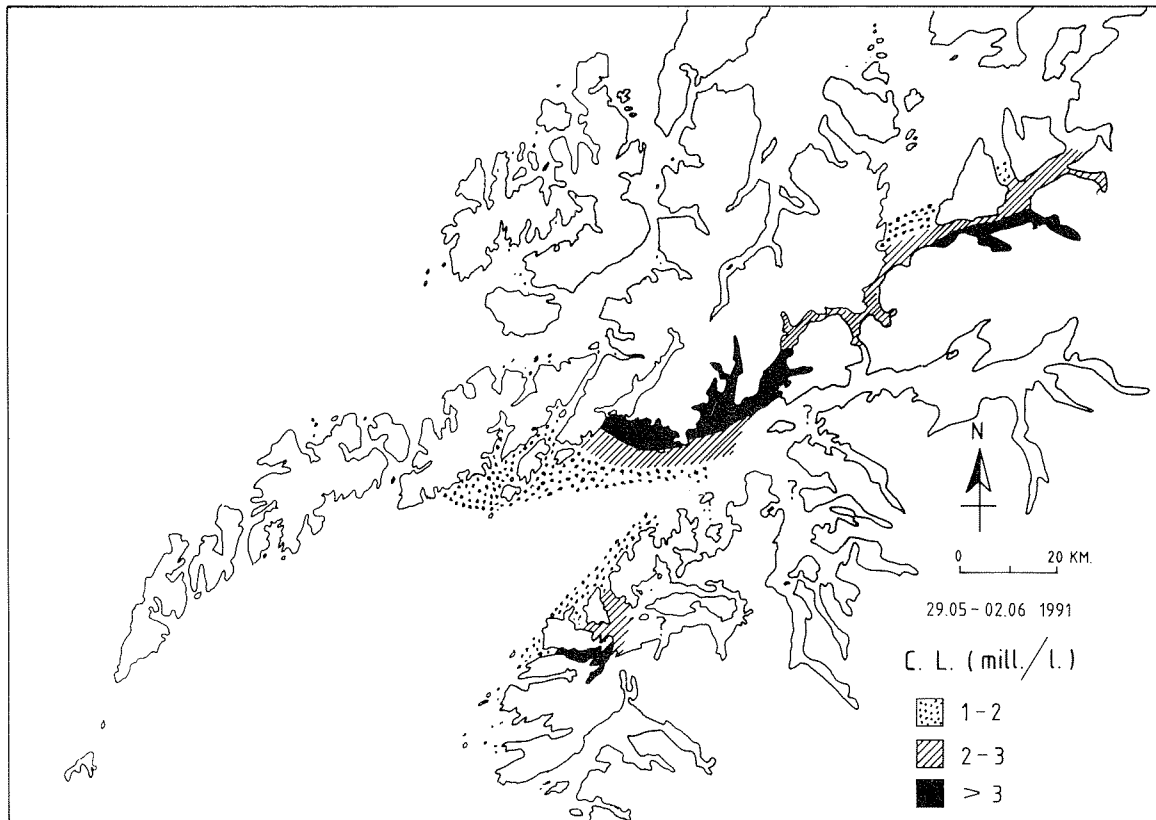


Fig. 11. Horisontalutbredelsen av *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden og sør-Troms mellom 29. mai og 2. juni 1991 (maksimumskonsentrasjoner)  
 (Horizontal distribution of *Chrysochromulina leadbeateri* between 29 May and 2 June 1991 (maximum concentrations))

De største konsentrasjoner langs Lofotveggen (> 3 millioner celler l<sup>-1</sup>) ble observert i sørlige delen av Tjeldsundet, i Kanstadvfjorden og i Vestbygdområdet (Fig.12). På sørsiden av Vestfjorden, i Steigenområdet, var det størst konsentrasjoner mellom Engelsøy og Holmåkfjorden. I Grovfjord og Gratangen i Sør-Troms var det også høye konsentrasjoner i denne fasen av utviklingen.

Algen spredte seg etterhvert vestover langs Lofotveggen og nådde Stamsundområdet omkring 15. juni, som var yttergrensen for maksimumskonsentrasjoner over 1 million celler l<sup>-1</sup>. Det er nødvendig å påpeke at i områdene med moderate algemengder (ca.1-2 millioner celler l<sup>-1</sup>) fantes det i tillegg til *C. leadbeateri* også et variert mikroalge-samfunn bla med andre



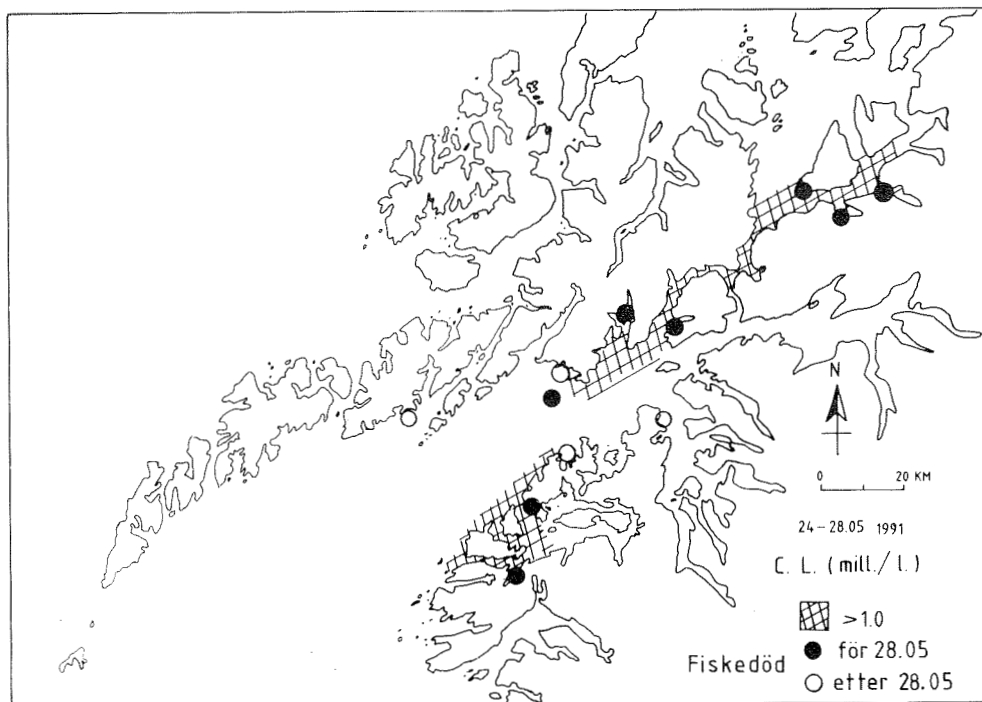


Fig. 12. Antatt utbredelse av *Chrysochromulina leadbeateri* mellom 24. og 28. mai 1991. Fiskeoppdrettsanlegg med fiskedød før og etter 28. mai 1991. (Tentative distribution of *Chrysochromulina leadbeateri* between 24 and 28 May 1991. Location of fish farms with severe loss of salmon before and after 28 May 1991)

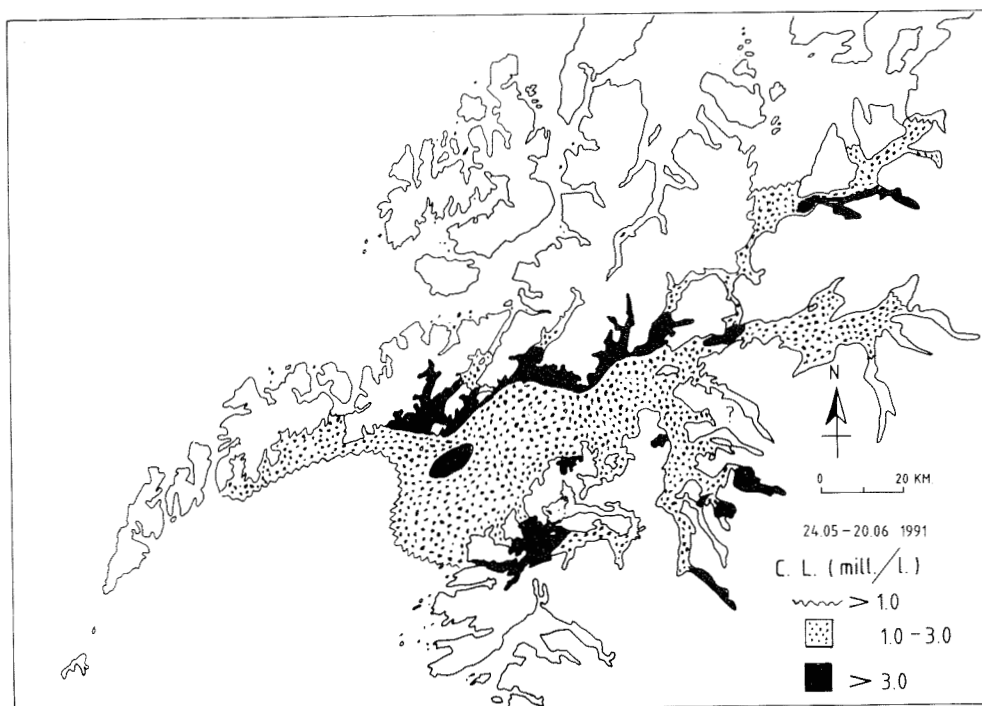


Fig.13 Totalutbredelse og maksimumskonsentrasjoner av *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden og sør-Troms i perioden fra 24.mai til 20. juni 1991. (Total horizontal distribution and maximum concentrations of *Chrysochromulina leadbeateri* in Vestfjorden and southern Troms in the period from 24 May to 20 June 1991)

*Chrysochromulina* - arter som *C. hirta* og *C. ericina*. *C. leadbeateri* dominerte fullstendig kun i de områder hvor algekonsentrasjoner var over ca. 3 millioner celler l<sup>-1</sup> (W. Eikrem, pers. medd.). Som følge av sirkulasjonsmønsteret i indre del av Vestfjorden (Fig. 6) ble algene også spredt utover hele indre fjordbasseng innenfor linjen Henningsvær-Engelsøy (Fig.13). Konsentrasjoner over 3 millioner celler l<sup>-1</sup> ble stort sett observert i kystnære områder innenfor Svolvær og da ofte i bakevjer og i småfjordene. På østsiden av Vestfjorden, i ytre del av Sagfjorden og i Holmåkfjorden/Engelsøyområdet var det periodevis høye algekonsentrasjoner i hele perioden. I Tysfjord ble det også registrert konsentrasjoner over 3 millioner celler l<sup>-1</sup> utover i juni måneden. I områdene nord for Tjeldsundet avtok algekonsentrasjonene etter 1-2. juni og stabiliserte seg på 1-2 millioner celler l<sup>-1</sup>.

Anlegg med laksedød var hovedsakelig lokalisert i områder hvor det i perioden fra slutten av mai til ca. 20. juni ble registrert algekonsentrasjoner over 3 millioner celler l<sup>-1</sup> (Figs.12 og 13). Horisontal og vertikalfordeling av algene i Vestfjorden var klart knyttet til det lokale kystvannet med saltholdigheter under 33 ppt (Figs.9 og 13) og innenfor denne vannmassene ble algene registrert fra overflatelaget og ned til maksimalt 20-30 m dyp. Denne lokale vannmassen i indre del av Vestfjorden har som allerede nevnt sin opprinnelse hovedsakelig i utstrømningen av "brakkvann" fra Ofotfjorden og Tysfjorden. Dette støtter også opp under våre antagelser at det høyst sannsynligvis var disse fjordene som fungerte som kildeområder for algene.

Etter 17. juni var det en rask nedgang i algekonsentrasjonene i hele området med en gradvis overgang til en diatomee dominert algesamfunn. Etter 20 juni var det lite igjen av *C. leadbeateri* og andre *Chrysochromulina* arter både i Vestfjorden og i sør-Troms.

#### 4. ET MULIG SCENARIO FOR OPPBLOMSTRINGEN

Økt forståelse av hvorfor skadelige algeoppblomstringer oppstår er nødvendig for i fremtiden å være i bedre stand til eventuelt å forutsi algeoppblomstringer. I denne sammenheng synes vi at vurdering av mulige scenarier for denne oppblomstringen er påkrevet.

Planteplanktonets årsyklus i norske fjorder og kystområder er karakterisert av en fattig vinter fulgt av en intensiv våroppblomstring hovedsakelig dominert av diatomeer som medfører et stort forbruk av vinternæringssalter. Våroppblomstringen kulminerer pga. næringssaltmangel og/eller økt beitepress fra dyreplanktonet. Etter våroppblomstringen er planteplanktonsamfunnet som regel dominert av små flagellater med lav total biomasse. Senere på våren eller tidlig sommer kan det forekomme sekundære blomstringer som for det meste er knyttet til den årlige vårflommen. Langs store deler av kysten kan det også forekomme høstoppblomstringer, men med lavere total biomasse enn om våren (SAKSHAUG 1976, SAKSHAUG og MYKLESTAD 1973, MATTHEWS og HEIMDAL 1980).

Avvik fra det generelle mønsteret kan forekomme som vekst av planteplanktonet forårsaket av mange forskjellige faktorer. De fleste av dem er av fysiske karakter som for eksempel avrenning fra land, oppblanding av dypere næringsrikt vann, oppstrømming, osv. Det er også et faktum at det sjelden er en enkelt faktor som kan utløse en uvanlig oppblomstring, men at det i de aller fleste tilfeller skyldes samspillet mellom flere faktorer såvel biologiske som fysiske og kjemiske.

I søken etter årsakene til oppblomstringen i 1991 er det derfor nødvendig å gå gjennom de forskjellige miljøforhold som karakteriserte situasjonen i området i perioden før oppblomstringen.

Vinteren 1991 kan karakteriseres som mild med et uvanlig avrenningsmønster i forhold det normale (Fig.3) med to markerte flomtopper i januar og april. Av størst interesse er flomtoppen omkring den 11. april siden den muligens har forårsaket en forsterket utstrømming av overflatevann fra fjordsystemene. Det er sannsynligvis denne flommen som har forårsaket den markerte nedgangen i salholdighet og temperatur ved Stamsund i begynnelsen av mai (Fig. 8).

Det milde klimaet i første halvdel av 1991 har trolig også vært hovedårsaken til den tidlige våroppblomstringen observert langs hele norskekysten. Våroppblomstringen i Skagerrak for eksempel startet allerede i siste halvdel av januar, vel en måned tidligere enn normalt, og var dominert av kiselalger, særlig *Skeletonema costatum*. I Vestfjorden startet oppblomstringen omkring tredje uke i mars (SCHJØLBERG *et al.* 1991) og var dominert av forskjellige *Chaetoceros*-arter med hovedvekt på *C. convolutus*. I indre deler av fjordene begynner våroppblomstringen som regel tidligere enn i de mer åpne farvann slik at vårbloomstringen i Ofotfjorden og Tysfjorden sannsynligvis startet omkring første uke i mars, to til tre uker tidligere enn vanlig.

Våroppblomstringen har som regel en varighet på to til tre uker og blir erstattet av et planteplanktonsamfunn med lav biomasse og dominans av mikroflagellater. I Nordland var trolig oppblomstringen over allerede i midten av april, siden observasjoner sist i måneden viste at mikroflagellatene var dominerende (SCHJØLBERG og DRAGSUND 1991). Det er rimelig å anta at mikroflagellatene dominerte mikroalge-samfunnet i Ofotfjorden og Tysfjorden allerede i slutten av mars og at den var vel etablert i området da aprilflommen fant sted.

Lokale vindforhold er også av betydning for sirkulasjonsmønsteret i fjordsystemene. I Nordland fører vestlige og sørvestlige vindretninger til en oppstuvning av vann innerst i fjordene, mens østlige og nordøstlige vinder resulterer i en øket utstrømming av overflatevann. Det er interessant å merke seg at under flomperioden i april (Fig. 3) var den dominerende vindretning fra sørvest (Fig. 5), noe som i teorien burde føre til oppstuvning av ferskvannet innerst i fjordene. Få dager etter flomtoppen skiftet vinden plutselig retning til øst-nordøst og en utstrømming av det akkumulerte ferskvannet i overflatelaget må ha funnet sted. De

forskjellige vindretninger er nært knyttet til værtype. Fig. 5 viser også at under flomperioden med sørvestlige vind var det overskyet og dermed dårlige lysforhold. Da vinden skiftet retning til øst-nordøst ble det en dramatisk forandring i skydekket med lettskyet og klart vær utover i april måned. I siste halvdel av april var det trolig en utstrøming av det oppstuvete ferskvannet i fjorden som må ha bidratt til en tidlig lagdeling av overflatelaget. Dette laget må ha vært utsatt for vindblanding utover i fjorden.

De fysiske mekanismer nevnt ovenfor er av betydning for vekst av flagellater i form av tilførselen av næringssalter og dannelsen av et overflatelag. Tilførselen av næringssalter kan skje direkte via selve flommen (SAKSHAUG 1976) eller via oppblanding av dypere liggende vannmasser rike på næringssalter. Næringssalter tilføres direkte via ferskvannsavrenning til fjordsystemene. Ifølge SAKSHAUG og MYKLESTAD (1973) ligger nitratkonsentrasjoner mellom 3-20  $\mu\text{M}$ , mens fosfat er å finne bare i spormengder. Dette fører til et N:P forhold på over 40 sammenlignet med 10-12 i sjøvann. Tilførselen av næringssalter fra sjøvannet er avhengig av vindblanding i overflatelaget og konsentrasjonsnivåer i de underliggende vannmasser.

Under våroppblomstringen i fjordene forbruker planteplanktonet som regel næringssaltene i de øverste 10-20 meter samtidig som det dannes en kraftig næringssaltgradient (nutriklinen) mot dypere vannmasser. Høye næringssaltkonsentrasjoner finnes igjen under ca. 30 meter dyp. I enkelte fjorder kan mengden tilgjengelige næringssalter øke pga eutrofiering. Når det gjelder det siste er ikke Ofotfjorden og Tysfjorden kjent som problemfjorder. Siden 1988 har det imidlertid blitt observert en markert økning av næringssaltkonsentrasjoner innerst i Ofotfjorden om høsten. Dette skjer i et lag som strekker seg fra ca. 75 til 250 meter dyp (Fig. 14a) I dette

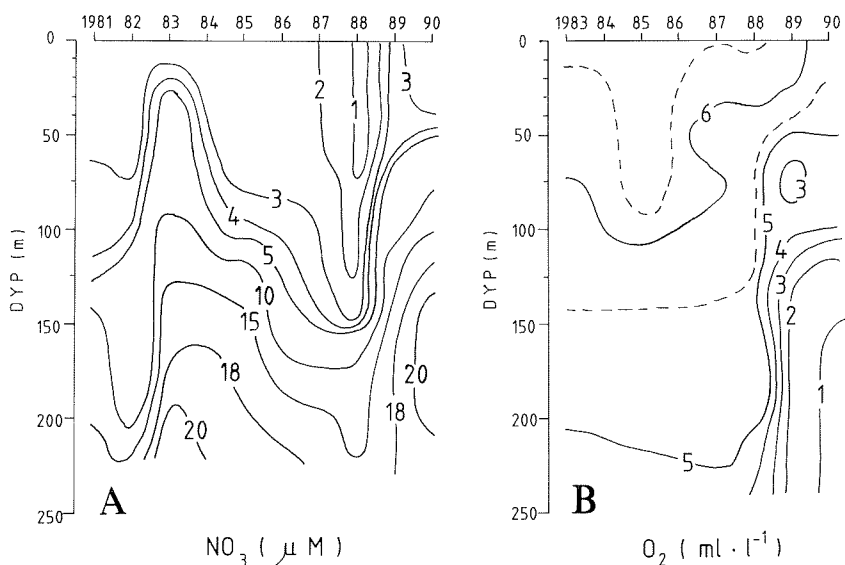


Fig. 14 Vertikalfordeling av nitrat (A) and oksygen (B) i Ofotfjorden ved Narvik i november måned (Vertical distribution of nitrate (A) and oxygen (B) in Ofotfjorden at Narvik in November).

laget har det også blitt observert en kraftig nedgang i oksygenkonsentrasjonen (Fig.14b). Alt tyder på at dette laget er knyttet til overvintring av sild i fjorden siden høsten 1987 (RØTTINGEN 1990).

Dersom deler av dette laget med forhøyete næringssaltkonsentrasjoner føres opp i de øvre lag pga oppstrømming i indre del av fjordene som følge av vedvarende fralandsvind i løpet av vinteren og våren vil dette føre til økt tilførsel av næringssalter. Som nevnt tidligere er fralandsvind et typisk vinter fenomen (LOENG 1978, AURE 1983) . Om et sånt fenomen fant sted i april 1991 kan ikke bekreftes pga mangel på data , men det er en aspekt som ikke bør ignoreres i fremtidige arbeid for å finne årsaker til oppblomstringen. Et annet aspekt knyttet til miljøpåvirkninger er tilstedeværelsen av sild i fjorden om vinteren. En slik stor oppkonsentrering av biomasse kan føre til en økning i konsentrasjonen av organiske stoffer . Dersom de organiske belastete vannmassene blir ført opp til overflatelaget, kan dette virke gunstig på alger som *Chrysochromulina* som er kjent for å vise stor fleksibilitet når det gjelder ernæringsform (THRONDSEN og EIKREM 1991).

Ut fra beskrivelsen av de fysiske, biologiske og kjemiske faktorer i perioden før oppblomstringen ble oppdaget i Vestfjorden, kan man kort rekonstruere et mulig scenario for årsakene til oppblomstringen. Det er rimelig å anta at oppblomstringen startet i indre deler av Ofotfjorden og/eller Tysfjorden. Den kraftig utstrømmingen av overflatevann i midten av april i en periode med østlige vind kunne ha forårsaket både et stabilt overflatelag og tilførsel av næringssaltrikt vann til dette. Våroppblomstringen i dette laget var allerede over og laget var dominert av mikroflagellater bl.a. *Chrysochromulina leadbeateri* som ansees å være et vanlig innslag i planteplanktonsamfunnet i denne perioden. Tilførselen av næringssalter ble fulgt av en periode med klarvær og dermed gunstige lysforhold for algevekst. Hvorfor *C. leadbeateri* ble den dominerende alge er noe som man idag vet lite om. En kan ikke utelukke mulighetene for at den organiske belastning på fjorden i løpet av sildas overvintringsperiode kan ha virket selektivt på mikroalger av *Chrysochromulina*- typen. En grafisk framstilling av dette scenariet er vist i Fig.15.

## **5. SAMMENLIGNING AV *C. leadbeateri* - OPPBLOMSTRINGEN MED *C. polylepis* - OPPBLOMSTRINGEN I SKAGERRAK MAI 1988.**

En sammeligning av begge oppblomstringer synes nødvendig mhp å finne felles trekk eller forskjeller som kan føre til en bedre forståelse av uvanlige mikroalg- oppblomstringene. *C. polylepis* - oppblomstringen er nå vel dokumentert (SKJOLDAL og DUNDAS 1991).

- Fellestrekk:
- Oppblomstringene tar til etter diatomeenes våroppblomstring.
  - Økt vanntransport i overflatelaget forsterker lagdelingen.

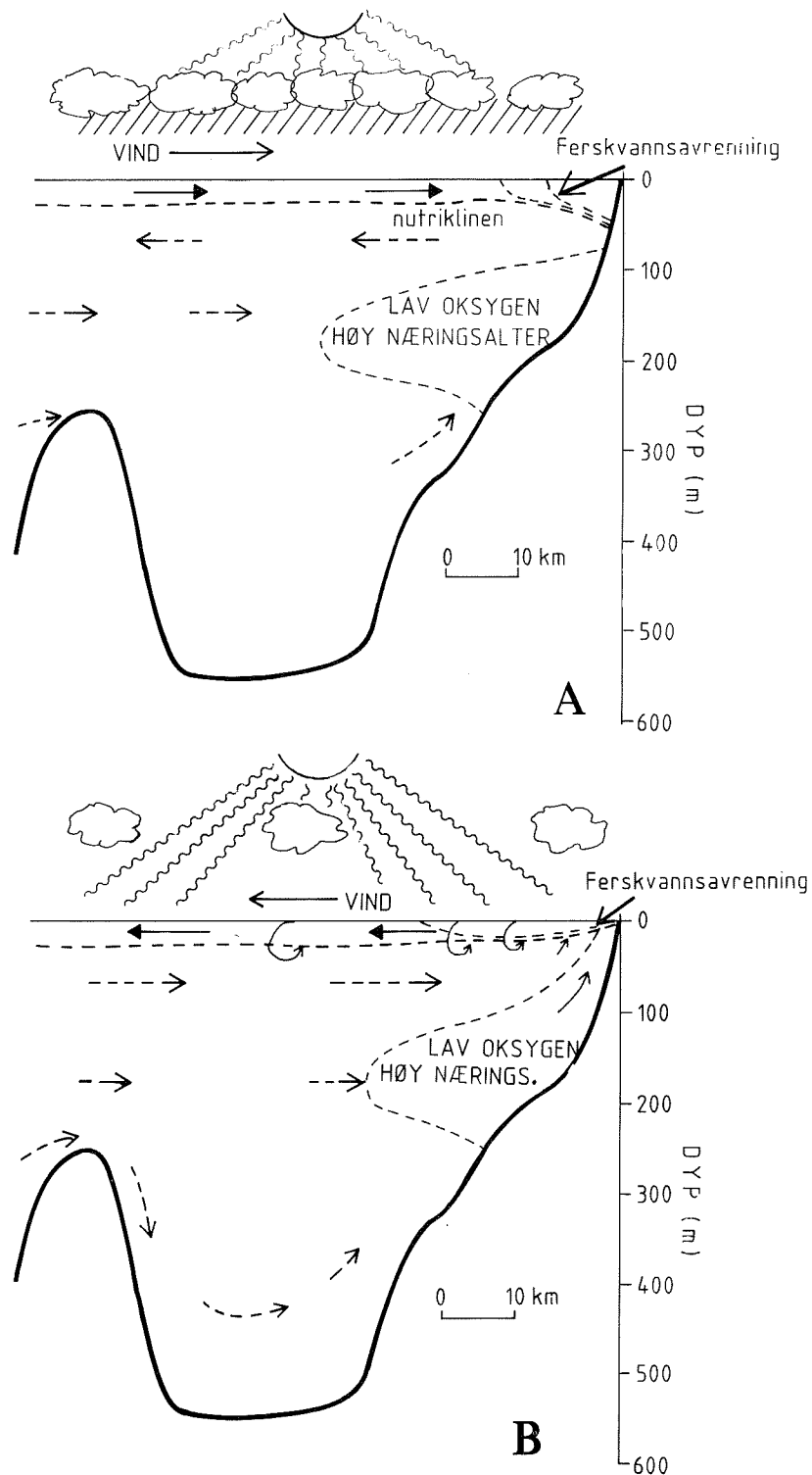


Fig. 15. Skjematisk fremstilling av fysiske mekanismer som kunne ha hatt betydning for oppblomstringen. A) Forholdene i første halvdel av april med sørvestlig vind og stor ferskvannsavrenning. B) Forholdene i andre halvdel av april med østlige vind og klarvær. (Schematic presentation of the physical mechanisms that could have triggered the bloom. A) Situation in the first half of April with southwesterly winds and large freshwater runoff. B) Situation in the second half of April with easterly winds and clear weather).

- Høyere næringskonsentrasjoner tilgjengelige i dypere vannlag.
  - Klarvær og moderate vindforhold under oppblomstringens startfase.
  - Sirkulasjonsmønster er av stor betydning for utbredelsen av oppblomstringen.
- Ulikheter
- N/P forhold normalt i Vestfjorden under *C. leadbeateri*.. En må imidlertid ikke utelukke at høye N/P forhold i ferskvannet kan ha påvirket dette forhold tidligst i blomstringens startfase.
  - Vesentlige lavere maksimale algekonsentrasjoner under *C. leadbeateri*..
  - Vannmasser med lavere temperatur og høyere saltholdighet under *C. leadbeateri*.
  - Mer begrenset totalt utbredelsesområde under *C. leadbeateri*.
  - Ubetydelige skader på den naturlige flora og fauna under *C. leadbeateri*.

## 6. LITTERATUR

- AURE, J. 1983. Akvakultur i Troms. Kartlegging av høvelige lokaliteter for fiskeoppdrett. *Fisken og Hav., Serie B, 1983. Nr. 1. 91 s.*
- DANNEVIG, P. 1966. *Vær, vind og sjø på Norskekysten*. Nordangers nautiske håndbøker, Bergen, 55 pp.
- FURNES, G. and SUNDBY, S. 1981. Upwelling and wind induced circulation in Vestfjorden. Pp. 152-178 in SÆTRE, R. and MORK, M. eds. *The Norwegian Coastal Current*, University of Bergen
- LOENG, H. 1978. *Hydrografi og strømforhold i Skjomen, 1969-1973*. Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser-Skjomenprosjektet. Rapport Nr.1. Oslo 1978: 1-87.
- MATTHEWS, J.B.L. and HEIMDAL, B.R. 1980. Pelagic productivity and food chains in fjord systems. Pp. 377-398 in FREELAND, H.J., FARMER, D.M. and LEVINGS, C.D. eds. *Fjord Oceanography*. NATO Conference Series VI: Marine Science, Plenum.
- PYTTE ASVALL, R. 1976. Effects of regulation on freshwater runoff. Pp. 15-21 in SKRESLET, S., LEINEBØ, R., MATTHEWS, J.B.L. and SAKSHAUG, E. eds. *Freshwater on the sea*. The Association of Norwegian Oceanographers. Oslo.
- RØTTINGEN, I. 1990. The 1983 year class of Norwegian spring spawning herring as juveniles and recruit spawners. Pp. 165-203 in MONSTAD, T. ed. *Biology and fisheries of the Norwegian spring spawning herring and blue whiting in the Northeast Atlantic*. Proceedings of the Fourth Soviet-Norwegian Symposium. Bergen, 12-16 June 1989. Institute of Marine Research, Bergen, Norway.
- SAKSHAUG, E. 1976. Dynamics of phytoplankton blooms in Norwegian fjords and coastal waters. Pp. 139-143 in SKRESLET, S., LEINEBØ, R., MATTHEWS, J.B.L.

- and SAKSHAUG, E. eds. *Freshwater on the sea*. The Association of Norwegian Oceanographers. Oslo.
- SAKSHAUG, E. and MYKLESTAD, S. 1973. Studies on the phytoplankton ecology of the Trondheimsfjord.III. Dynamics of phytoplankton blooms in relation to environmental factors, bioassay experiments and parameters for the physiological state of the populations. *J. exp. mar Biol. Ecol.* 11 : 157-188.
- SCHJØLBERG, P., DRAGSUND, E. og TANGEN, K. 1991. *Ukentlig datarapport nr. 13/91. 25-31 mars 1991*. OCEANOR, 15 april 1991.Trondheim.
- SCHJØLBERG, P.og DRAGSUND, E. 1991. *Ukentlig datarapport nr. 17/91. 22-28 april 1991*. OCEANOR, 10 mai 1991.Trondheim.
- SKJOLDAL, H.R. and DUNDAS, I. 1991. eds. *The Chrysochromulina polylepis bloom in the Skagerrak and the Kattegat in May-June 1988: Environmental conditions, possible causes, and effects*. ICES Cooperative Research Report nr. 175. International Council for the Exploration of the Sea.
- SUNDBY, S. 1982. Vestfjordundersøkelsene 1978.1.Ferskvannsbudsjett og vindforhold *Fisken Hav, 1982* (1):1-30.
- THRONDSSEN, J. og EIKREM, W. 1991. *Chrysochromulina leadbeateri* og andre *Chrysochromulina* arters biologi. Dette bind.



# FORDELINGEN AV PLANKTONALGEN *Chrysochromulina leadbeateri* OG DENS MILJØBETINGELSER I VESTFJORDEN 1991

*DISTRIBUTION OF THE PLANKTONALGAE Chrysochromulina leadbeateri AND ITS ENVIRONMENTAL CONDITIONS IN THE VESTFJORD, NORTH NORWAY, 1991*

Kristin Heidal, Stig Skreslet, Åge Mohus, Robert Eliassen og Morten Frogh  
Høgskolesenteret i Nordland og Nordlandsforskning  
Postboks 6003 Mørkved  
8016 Bodø

## SAMMENDRAG

*Chrysochromulina leadbeateri* var trolig til stede i hele Nordland og var den dominerende planktonalge nord for Bodø. Diatomeer dominerte planktonfloraen sør for Bodø. *C. leadbeateri* tappet nitrogenreservene ved overflaten tidlig i juni, men klarte å opprettholde forekomster på større dyp der algen hadde tilgang på næringssalter. Der var det også lys nok på solskinnsdager, fordi sjøen var svært klar. *C. leadbeateri* som drev inn i terskelfjorder med tidevannsomrøring, fikk muligens tilført plantenæring fra dype vannlag og kunne vokse lokalt. En kan ikke se bort fra at næringssalttilførsel fra sedimenter under oppdrettsanlegg kan ha bidratt til lokal oppblomstring. Dødelighet i merdbestander av laks var imidlertid ikke knyttet til høye konsentrasjoner av algen og skyldtes trolig heller spesielle miljøforhold som foreløpig ikke er klarlagt. Avslutningen på blomstringen av *C. leadbeateri* kan muligens skyldes utvasking med vårflom, nedbeiting av dyreplankton eller andre miljøbetingelser.

## SUMMARY

*Chrysochromulina leadbeateri* was probably present overall in Nordland and was the dominating plankton algae north of Bodø. Diatoms dominated the plankton flora south of Bodø. *C. leadbeateri* used up surface nitrogen early in June, but managed to maintain populations deeper in the water column where it had access to nutrients. There was also enough light during sunshine days because water transparency was high. *C. leadbeateri* that drifted into threshold fjords with tidal mixing got probably its nutrient supply from deeper layers and could grow locally. The possibility of nutrient supply from sediments under the fish cages cannot be ruled out as contributing to local blooms. Salmon death in fish cages was not related to high algae concentrations and was most probably due to special environmental conditions not yet

identified. The *C. leadbeateri* bloom ended probably due to washing out with the spring flood, grazing by zooplankton or other environmental conditions.

## 1. INNLEDNING

Påvisningen av *Chrysochromulina leadbeateri* som årsak til fiskedød i merdanlegg reiste umiddelbart spørsmål om:

- algens geografiske utbredelse langs kysten av Nordland
- miljøfaktorenes betydning for dannelse av lokale forekomster
- årsaker til giftighet for oppdrettslaks

For å klarlegge disse spørsmålene, ble det iverksatt spesielle undersøkelser, parallelt med overvåkingsarbeidet.

## 2. MATERIALE OG METODER

En del av observasjonsmaterialet ble sanket inn av oppdrettere som observerte siktedyp og sendte vannprøver med hurtiggående rutebåt. Prøvetaking til sjøs ble utført fra F/F Raud, K/V Sture-Gøran, M/B Octopussy og helikopter fra Kystvakt Nord. Tidsrom og områder som ble dekket er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Tokt foretatt under oppblomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri*, 1991.  
(Cruises during the bloom of *Chrysochromulina leadbeateri*, 1991)

TIDSRUM	FARTØY	OMRÅDE
29. mai	F/F Raud	Langs kysten fra Nord-Helgeland til Salten
2.-6. juni	F/F Raud	Fra Helligvær utfor Bodø inn Vestfjorden til Offersøy
7.-11. juni	Helikopter	Helligvær, Indre Vestfjord, Sagfjord
11.-13. juni	M/B Octopussy	Ofoten, Tysfjord
12.-14. juni	K/V Sture-Gøran	Ytre og indre Vestfjord, Tysfjord, Sagfjord
18.-19. juni	K/V Sture-Gøran	Holmåkfjorden, Sagfjord
19.-20. juni	M/B Octopussy	Ofoten, Tysfjord
21.-22. juni	K/V Sture Gøran	Mannfjorden, Tysfjord

Det meste av undersøkelsene foregikk i Vestfjorden og tilstøtende sidefjorder (Fig. 1), men helt i begynnelsen av perioden ble det foretatt et tokt med F/F Raud fra Helgeland til Bodø for å fastslå om skadealgen hadde en sørgrense i forhold til forekomstene i Vestfjorden. Fartøyets påfølgende tokt i Vestfjorden, skulle fastslå utbredelsen av *C. leadbeateri* i ytre del av Vestfjorden og langs Lofoten. I samme periode foretok fiskeoppdretterne siktedypmålinger i det meste av fylket og rapporterte disse over telefax.

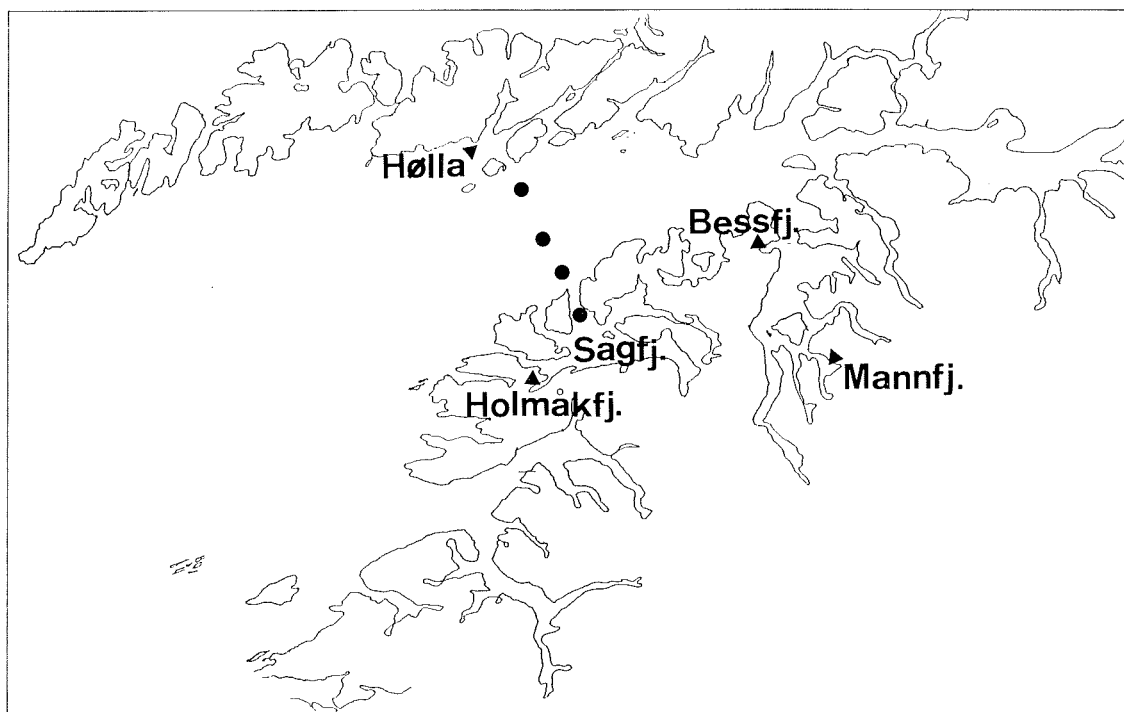


Fig. 1. Vestfjorden med sidefjorder der det ble gjort spesialundersøkelser. Snitt fra Sagfjorden mot Hølla er tegnet inn.

*(The Vestfjord with connected fjords. Localities referred to in this paper are indicated.)*

De etterfølgende toktene med helikopter, M/B Octopussy og K/V Sture-Gøran, ble foretatt for å utvide observasjonsområdet til indre fjordstrøk og følge utviklingen i Vestfjorden. Under toktet til Sture-Gøran i Tysfjorden 13. juni, ble det fra fartøyet foretatt undersøkelser av miljøforholdene ved et lakseoppdrettsanlegg i Bessfjorden. 18.-19. juni ble Sture-Gøran benyttet til observasjoner av *C. leadbeateri* og dens miljøforhold i Holmåkfjorden. Hensikten var å klarlegge om det var spesielle hydrografiske forhold som lå til grunn for at algen hadde forårsaket dødelighet i et lokalt smoltanlegg og deretter opprettholdt høye celletall i fjorden.

På fartøyenes stasjoner ble det tatt dybdeprofiler av saltholdighet og temperatur med SD200 mini STD og benyttet vannhentere i standarddyp, hyppigst i 0 og 10 m dyp. Prøvetaking med helikopter ble foretatt i 2 og 15 m dyp. Under toktet med F/F Raud ble det også tatt integrerte

prøver av vannsøylen fra 0 til 10 m dyp, ved å senke enden av en plastslange ned til 10 m og ta vare på det innestengte vannvolum. Temperatur og siktedyp ble målt ombord i fartøyet. Vannprøvene ble sendt til Høgskolesenteret i Nordland, Bodø, der det ble foretatt telling av algearter under mikroskop, måling av næringssaltkonsentrasjoner med autoanalysator, måling av saltholdighet med laboratoriesalinometer, måling av *in vivo* fluorescens og klorofyll *a* med Turner fluorometer.

Under oppholdet til K/V Sture-Gøran i Mannfjorden i Tysfjord ble det utført eksperimenter med smolt som skulle eksponeres for sjøvann med høye konsentrasjoner av *C. leadbeateri*. Dette ble gjort ved å pumpe sjøvann fra 3 m dyp til dekksmonterte 170 l fiskekar. To av karene ble tilført ufiltrert sjøvann, mens to kontrollgrupper fikk tilført sjøvann filtrert gjennom filterbatterier med minste porestørrelse lik 5 µm. I hvert av karene ble det plassert 160 stk 60-120 g laksesmolt.

For å undersøke om sjøvannets innhold av gjødningsstoffer begrenset planteplanktonets vekst, ble algene satt opp i kultur. Sjøvann med *C. leadbeateri* som dominerende art, ble hentet inn fra Kanstadvfjorden 18. juni og fordelt på kulturkolber slik at de fikk like store utgangbestander av algene. Kolbene ble anriket med f/4-medium med forskjellig tilsetning av nitrat, fosfat og mineraler. Biomasseøkningen (produksjonen) ble målt som *in vivo* fluorescens med et Turner fluorometer (HOLM-HANSEN *et al.* 1965).

### 3. RESULTATER

Ved begynnelsen av blomstringsperioden for *C. leadbeateri*, fra 31. mai til 3. juni, var siktedypet på stasjoner sør for Bodø 2-7 m. I Vestfjorden og Vesterålen var siktedypet samtidig 8-21 m. Den inverse verdien av siktedypet illustrerer at sjøen i nordfylket inneholdt få partikler (Fig. 2). I sør bestod planktonbiomassen for det meste av diatomeer som *Leptocylindrus danicus* og *Rhizosolenia fragilissima*. På enkelte stasjoner var det høye konsentrasjoner av små flagellater, bl.a. et lite innslag av *C. leadbeateri*. I nordfylket dominerte *C. leadbeateri* og bortsett fra små, men faste innslag av en liten svelgflagellat (Chryptophyceae) og sporadiske innslag av andre flagellater, var det ikke større arter tilstede.

Det var ingen entydig sammenheng mellom nedsatt sikt i sjøen og tettheten av *C. leadbeateri*. Lave celletall forekom ved siktedyp fra 8 til 17 m og høye tall fra 8 til 14 m (Fig. 3).

*In vivo* fluorescens økte proporsjonalt med verdiene for klorofyll *a* (Fig.4). De høyeste verdiene av fluorescens forekom inne i enkelte fjorder. Ellers var det middels verdier langs Lofoten og i hele indre Vestfjord (Fig. 5)

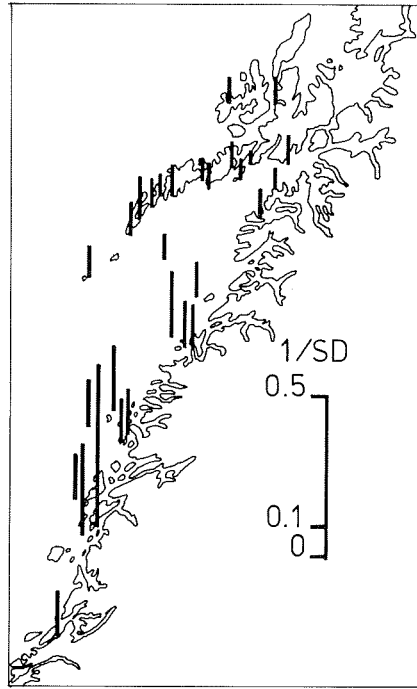


Fig. 2. Inversverdier av siktedyp målt med Secchiskive ved oppdrettsanlegg og på noen av stasjonene til F/F Raud, 31. mai til 3. juni 1991.  
*(Inverse Secchi depths measured near fish farms and on some R/V Raud stations)*

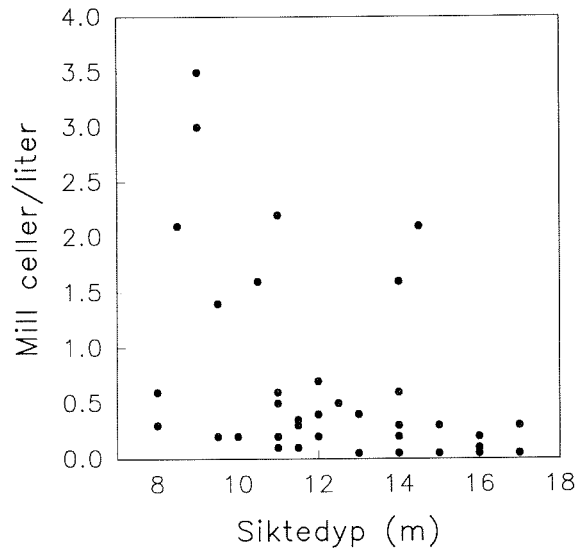
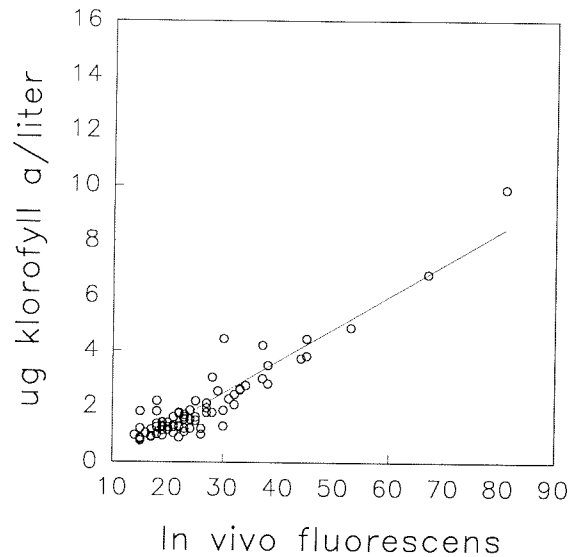
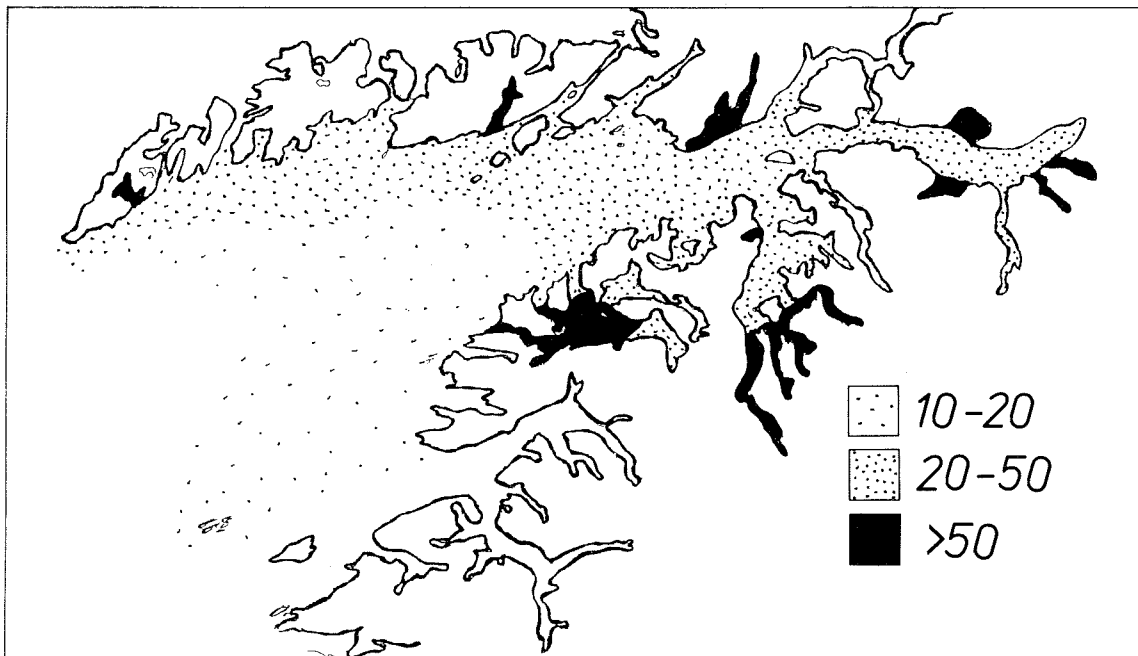


Fig. 3. Celletall av *Chrysocromulina leadbeateri* (integret slangeprøve 0-10 m dyp) relatert til siktedyp, Lofoten 2.-6. juni.  
*(Concentrations of Chrysochromulina leadbeateri (integrated sample 0-10 m) related to Secchi depths, Lofoten 2-6 June.)*

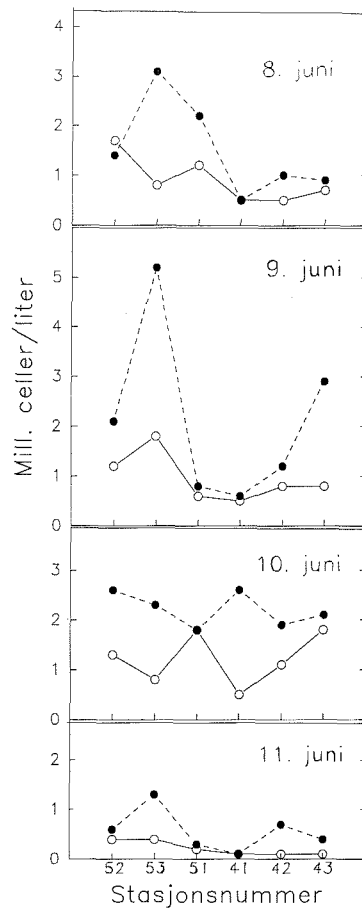


Figur 4. *In vivo* fluorescens relatert til klorofyllmengde. Indre Vestfjord 8.-11. juni.  
(*In vivo* fluorescence related to chlorophyll a, inner Vestfjord 8-11 June.)



Figur 5. *In vivo* fluorescens. Max-verdier i perioden 2.-20. juni.  
(*In vivo* fluorescence. Maximum figures from the period 2-20 June.)

I et snitt på tvers av Vestfjorden, var det høyere tetthet av *C. leadbeateri* på 15 m dyp enn på 2 m, fra 8. til 11. juni. Forskjellen var større inne i Sagfjorden (St. 53) enn utover i den mer åpne Vestfjorden (Fig. 5). Også på andre stasjoner ble de høyeste cellekonsentrasjonene funnet på 10 m eller dypere (Tabell 2 og 3).



Figur 6. Celletall for *Chrysochromulina leadbeateri* i 2 m (o) og 15 m (•) dyp i et snitt av Vestfjorden fra Sagfjorden mot Hølla.  
( Cell numbers for *Chrysochromulina leadbeateri* in 2 m (o) and 15 m (•) depth in a transect of Vestfjord from Sagfjord towards Hølla.)

Den 2. juni var det i Hølla fra 9,1 til 16,0 ppb fosfat og fra 28,3 til 33,1 ppb nitrat-nitritt i vannsøylen fra 0 til 20 m dyp. Den 4. juni ble det målt fra 3,4 til 4,2 ppb fosfat og 0 ppb nitrat-nitritt i den samme vannsøylen. Også den 6. juni var det meget lave verdier for nitrat-nitritt og fosfat ned til og med 20 meters dyp, men fra 30 m og nedover i vannsøylen var det høye konsentrasjoner av næringssalter (Tabell 2).

Tabell 2. Næringssalter og konsentrasjoner av *Chrysochromulina leadbeateri* på Hølla 6. juni 1991.  
(Nutrients and cell concentrations of *Chrysochromulina leadbeateri* at Hølla 6 June 1991)

Dyp m	Chryso. mill l <sup>-1</sup>	Salt ‰	Temp °C	PO <sub>4</sub> - ppb	NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N ppb
0	0,2	32,7	7,7	6,1	0,7
5	0,4	32,9	7,6	4,7	0
10	1,5	32,8	6,9	4,5	0
20	0,7	33,1	6,3	5,5	0,2
30	0,2	33,2	5,8	8,1	18,7
50	0	33,3	5,7	15,5	64,8
100	0	34,4	6,7	25,1	128,9
150	0	34,7	7,2	28,2	144,9

Siktedyp 14 m

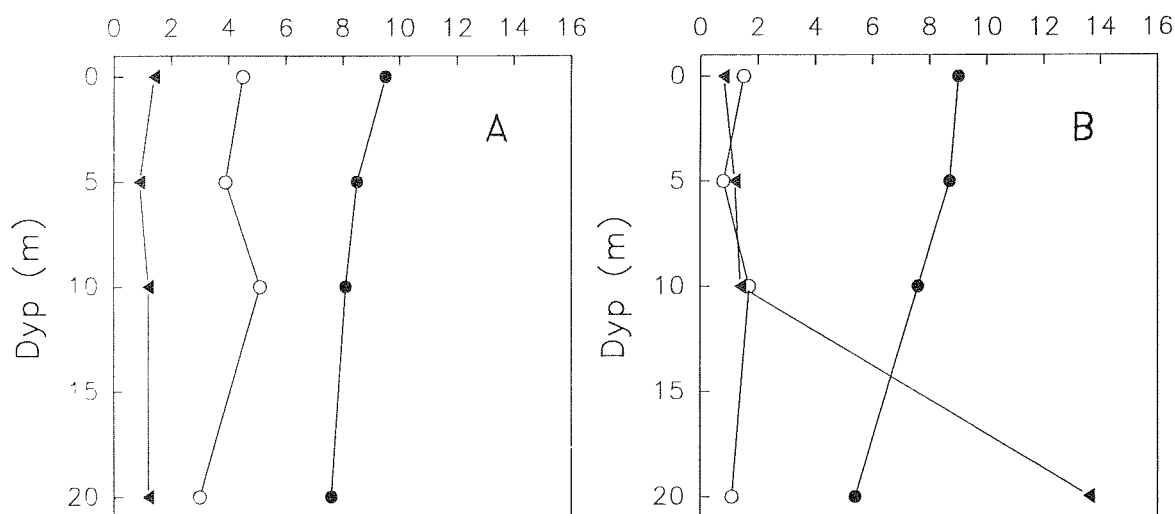
Den 13. juni var det ikke mer enn 0,9-2,0 mill celler l<sup>-1</sup> av *C. leadbeateri* i Bessfjorden. Det var lavt innhold av nitrat i de første 10 m, men forholdsvis høye verdier på 20 m dyp (Tabell 3). Hverken i fjorden eller i sidefjordene, var det utviklet markante sprannglag i vannsøylen mens blomstringen av *C. leadbeateri* var på det mest kritiske (Tabell 2 og 3). Først mot slutten av perioden, rundt 20. juni, ble det registrert markante fall i overflatesaltholdigheten og dannelse av tydelig sprannglag.

Tabell 3. Næringsalter og konsentrasjoner av *Chrysochromulina leadbeateri* i Bessfjorden 13. juni 1991. (Nutrients and concentrations of *Chrysochromulina leadbeateri* in the Bessfjord 13 June 1991)

Dyp P m	Chryso. mill/l	In vivo fluoresc.	Salt ‰	Temp °C	NO <sub>3</sub> -N ppb	NO <sub>2</sub> -N ppb	PO <sub>4</sub> - ppb
0	1,4	29	32,0	8,4	0,6	0	3,2
5	0,9	27	32,2	7,4	0,1	0	4,4
10	1,9	47	32,7	7,4	0,4	0	3,2
20	2,0	55	33,0	5,6	10,1	1,1	3,5

Siktedyp 11 m

I Holmåkfjorden var det høyere konsentrasjoner av *C. leadbeateri* enn på en referansestasjon i Sagfjorden. I Holmåkfjorden var det små forskjeller i temperatur og nitrat ned til 20 m dyp. I Sagfjorden var det mere utpregede gradienter med lav temperatur og høyt innhold av nitrat på 20 m dyp (Fig. 7).



Figur 7. Dybdeprofiler av (•) temperatur (°C), (o) *Chrysochromulina leadbeateri* (10<sup>6</sup> celler l<sup>-1</sup>) og (♦) nitrat (ppb NO<sub>3</sub>-N) i (A) Holmåkfjorden og (B) Sagfjorden 14. juni 1991. (Profiles of (•) temperature (°C), (o) *Chrysochromulina leadbeateri* (10<sup>6</sup> cells/litre) and (♦) nitrate (ppb NO<sub>3</sub>-N) in (A) Holmåkfjord and (B) Sagfjord 14. June 1991.)



Smolt som ble eksponert overfor *C. leadbeateri* i konsentrasjoner mellom 0,5-1,6 mill. celler l<sup>-1</sup> i et døgn, endret ikke adferd og det ble ikke registrert dødelighet eller patologiske endringer i form av økt slimproduksjon i gjellene. Det var lite nitrat og fosfat, men mye ammonium, i det sjøvannet som ble pumpet ombord og det fulgte med mye krepsdyrplankton i vannet (Tabell 4).

Tabell 4. Konsentrasjon av *Chrysochromulina leadbeateri* i ufiltrert og filtrert sjøvann fra 3 m dyp i Mannfjorden og sjøvannets innhold av plantenæringssalter, 6, 12 og 24 timer etter starten av eksponeringsforsøk med smolt 21.-22. juni 1991.

(*Concentration of Chrysochromulina leadbeateri in filtered and unfiltered seawater from 3 m depth in the Mannfjord, and its content of nutrients 6, 12 and 24 hours after the initial exposure of salmon smolts.*)

Timer eksponering	Celler, mill l <sup>-1</sup>		NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P
	Ufiltrert	Filtrert	ppb	ppb	ppb
6	1,10	0,05	1,2	81,4	2,5
12	1,60	0,30	1,8	74,6	2,7
24	0,50	0,15	1,9	82,4	3,0

Sjøvann fra Kanstadfjorden inneholdt lite planteplankton i utgangspunktet, og vokste langsomt ved tilsetning av bare fosfat eller mineraler. Ved tilsetning av bare nitrat økte veksten noe, men både nitrat og fosfat var nødvendig for å oppnå god vekst (Tabell 5).

Tabell 5. *In vivo* fluorescens i planteplanktonkulturer i f/4 medier av sjøvann fra Kanstadfjorden tilsatt forskjellig innhold av plantenæringssalter.

(*In vivo fluorescence in phytoplankton cultures of seawater from the Kanstadfjord, with f/4 additions of nutrients.*)

Tilsetning f/4 kons.	Tidspunkt (timer)	
	0	72
N	26	99
P	26	45
Mineraler	26	44
N + P	26	293
N, P, Mineraler	26	323
#	26	359

#### 4. DISKUSJON

Området sør for Bodø skilte seg ut som klart forskjellig fra Vestfjordområdet nord for Bodø. Uklart vann med dominans av diatomeer var trolig mer ufordelaktig for *C. leadbeateri* enn de klare vannmassene i nord, der arten på det nærmeste var enerådende. Det virker som om den i

Vestfjordområdet har klart å utnytte en situasjon med godvær og sol, svært klart overflatevann og tilgang på plantenæringssalter i 20-30 m dyp. Dette forklarer de registrerte maksima for celletall på slike dyp i Vestfjorden.

I begynnelsen av juni var lagdelingen i Vestfjorden svakt utviklet, ved at overflatesaltholdigheten fortsatt var høy. Normalt skulle begynnende ferskvannsavrenning og soloppvarming ha ført til mer markert lagdeling. En kald mai synes å ha medført sen flom og forsinket oppvarming ved overflaten. I tillegg var det en langvarig periode med sterk, sørvestlig vind i Vestfjorden, forut for algeoppblomstringen. Det førte trolig til omrøring og oppstuing av et ganske tykt lag med kaldt og relativt salt overflatevann i de indre deler av Vestfjorden.

Den 2. juni var det fortsatt en del nitrogensalter og fosfat til stede ved overflaten i Hølla, men allerede den 4. juni var nitrogenet brukt opp. Vekstforsøk med vann fra Kanstadsfjorden demonstrerte at nitrogen var minimumsfaktoren for vekst, men også fosfatreserven var svært liten. *C. leadbeateri* blomstret likevel opp til høye konsentrasjoner i enkelte fjordstrøk rundt Vestfjorden, trolig som følge av spesielle økologiske forhold.

En kan ikke se bort fra at nitrogensalter som frigjøres fra slam under fiskeoppdrettsanlegg, kan ha gitt grunnlag for rask oppblomstring med derav følgende dødelighet for laks i merder. Det var imidlertid påfallende lave celletall ved matfiskanlegget i Bessfjorden mens det samtidig ble håvet død fisk og svimere fra merdene. Et noe høyt N/P-forhold på 20 m dyp kan muligens være en interessant ledetråd for eksperimentell oppfølging vedrørende algens giftproduksjon.

Når smolt som ble tilført *C. leadbeateri* eksperimentelt ikke døde eller tok skade, kan det skyldes at cellekonsentrasjonen var for lav. Den var imidlertid ikke særlig mye lavere enn det som ble registrert i Bessfjorden. Flere tilfeller av at oppdrettslaks kunne gå uskadet i høye konsentrasjoner av *C. leadbeateri*, understreker at dødeligheten ikke var korrelert med celletall alene, men må relateres til betingelser som får algen til å bli giftig.

Mange av de fiskeoppdrettsanlegg som erfarte dødelighet i Nordland, lå i små terskelfjorder. I Nord-Norge skaper tidevannsforskjeller på 2-3 m stor utskifting av vann mellom fjordene og farvann utenfor. Når tidevannet strømmer inn gjennom et trangt terskelområde, dannes det en tidevannsstråle som skaper omrøring på innsiden av terskelen (MCCLIMANS 1978). Holmåkfjorden er en utpreget representant for slike fjorder, med et terskeldyp på bare 3 m ved lavvann, dyp omrøring i bassenget og god oksygenering ved bunnen (SKRESLET og FROGH 1990). Aerob mineralisering av biomasse i bassengets sedimentet kan ha forsynt *C. leadbeateri* med næringssalter og gitt grunnlag for vekst i fjorden. Mangel på næringssalter i vannsøylen kan skyldes at de ble brukt straks de var tilgjengelig i vannmassen.

Ved slutten av oppblomstringperioden var det fortsatt lite fosfat i Mannfjordens øvre lag, men

mye ammonium som muligens skyldtes ekskresjon fra beitende dyreplankton. Det er sannsynlig at kystvann sørfra ble trukket inn i fjorden da vårflommen begynte og at det blandet seg med fjordvannet. Dyreplanktonet som fulgte med kystvannet beitet muligens ned forekomstene av *C. leadbeateri* og kan være årsaken til at blomstringen opphørte.

## 5. LITTERATUR

HOLM-HANSEN, O., LORENZEN, C.J., HOLMES, R.W. og STRICKLAND, J.D.H.

1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 30 : 3-15

MCCLIMANS, T. 1978. On the energetics of tidal inlets to landlocked fjords. *Mar. Sci.*

*Comm.* 4 :121-137.

SKRESLET, S. og FROGH, M. 1990. *Hydrografiske og faunistiske effekter av fjordstruping i Nordland*. Nordlandsforskning, NF-rapport nr 20.06/90. 11 pp.



# OPPBLOMSTRINGEN AV *Chrysochromulina leadbeateri* I TROMS MAI/JUNI 1991. OPPBLOMSTRINGENS FORLØP OG ÅRSAKER

*THE Chrysochromulina leadbeateri BLOOM IN TROMS MAY/JUNE 1991. DEVELOPMENT AND CAUSES*

Else Nøst Hegseth og Hans Chr. Eilertsen  
Norges Fiskerihøgskole  
Universitetet i Tromsø  
9000 Tromsø

## SAMMENDRAG

Oppblomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri* i mai-juni 1991 hadde sitt utspring i Nordland, og ble transportert inn i Troms via Tjeldsundet. Etter hovedtilførselen de siste dagene av mai, sank algemengdene raskt på de fleste undersøkte lokaliteter. Unntakene var Tjeldsundet og Grovfjorden hvor blomstringen holdt seg til langt ut i juni måned. I Tjeldsundet skyldes dette trolig kraftig omrøring i sundet pga. strøm og tidevann ("sundeffekt"), mens Grovfjorden fikk en stadig økende tilførsel av ferskvann i innerste del av fjorden som ga omrøring og innblanding av dypereliggende, næringsrikt vann. Algene ble kun registrert som toksiske for oppdrettslaks i de første 2-3 dagene av blomstringsperioden, men dataene er for spredte til å kunne fastslå om dette skyldes en konsentrasjonseffekt eller en effekt av endrede forhold i algene selv.

## SUMMARY

The stocks of *Chrysochromulina leadbeateri* that bloomed in Troms probably resulted from northward transport from Nordland through Tjeldsundet. After a massive northward drift the last days of May, the registered algal cell numbers declined rapidly at most stations in Troms. In Tjeldsundet, due to admixture of nutrient richer bottom water, and Grovfjorden, probably resulting from nutrient "entrainment" from increased freshwater-runoff, the blooming was prolonged. The algae was only registered as toxic the first days of the period, but the data are too scarce to decide if this was an effect of high cell numbers or changed physiological state of the algae.

## 1. INNLEDNING

Etter at det i slutten av mai 1991 ble rapportert dødelighet på oppdrettsfisk i Lødingen og Kanstadjordområdet, ble vi involvert i innsamling og opptelling av algeprøver via Fiskerisjefen i Troms. Denne rapporten oppsummerer de konklusjoner vi mener å kunne fatte på grunnlag av de dataene som ble samlet inn i Troms og Finnmark, samt belyser en del generelle trekk ved planteplanktonsamfunnene og årstidsvekslingene i nord. En åpenbar svakhet ved den innsamlingen som ble foretatt, sett ut fra et fortolkningssynspunkt, var at tidsseriene hadde for mange "hull". Det var også mangelfull innsamling av miljødata (saltholdighet, næringssalter), noe som ytterligere vanskeliggjør en fullgod fortolkning av resultatene. Alt dette er selvsagt en følge av at innsamlingen ble planlagt som en overvåking av algevekst og oppblomstring i området. Til tross for de forbehold som er tatt mener vi sammenfatningen gir et rimelig godt bilde av oppblomstringsforløpet, og at de slutninger vi trekker er korrekte.

### 1.1. Generelt om masseoppblomstring av alger

Oppblomstring av alger er et naturlig uttrykk for dynamikken i marine økosystemer. I de nordlige/tempererte/boreale områder er en forutsetning for en økt vekst næringssalter som er regenerert/akkumulert i den kalde årstiden. Om våren initieres en hurtig biomasseøkning av den årlige økningen i innstrålt lys/daglengde. Vi får en typisk "vår oppblomstring" som finner sted fra tidlig mars til sent april, avhengig av når den årlige økingen i innstrålt lys forekommer langs norskekysten (se EILERTSEN *et al.* 1981a). Det kan også forekomme "sekundære vår/sommer oppblomstringer" som f.eks. kan være assosiert til økt avrenning fra land (SAKSHAUG og MYKLESTAD 1973). Før, eller i løpet av vår oppblomstringen etableres det en pyknoklin (tetthetsgradient/sprangsjikt) i overflatelagene som hindrer utveksling med underliggende vann. Næringssaltene i overflatelagene forbrukes og vår oppblomstringen kulminerer pga. næringssaltmangel og/eller økt beittingspress fra de om våren oppvoksende dyreplanktonbestander. Om sommeren er planteplanktonveksten preget av lavere biomasseverdier. I enkelte områder kan det forekomme en mer eller mindre regulær "høst oppblomstring". Masseoppvekst av planteplankton om sommeren og om høsten/tidlig vinter forårsakes oftest av nedbrytning av pyknoklin pga. nedkjøling, lokale vindfelter, samt avrenningseffekter fra land (MATTHEWS og HEIMDAL 1980). Innvirkning pga. tilførsel av ekstra næringsrikt vann fra land (eutrofiering, jordbruk etc.) kan heller ikke utelukkes som oppblomstringsårsak utenom våren.

## 1.2. Oppblomstringer av skadelige alger

De mest vanlige registrerte "skadelige" planteplanktonarter kan finnes innen klassen Dinoflagellater. Andre giftige alger kan finnes innen fellesbetegnelsen Flagellater, som er en heterogen gruppe inneholdende organismer fra forskjellige andre algeklasser, f. eks. Chrysophyceae. Flagellatene er vanligvis adskillig mindre enn dinoflagellatene.

Forutsetningene som må ligge til grunn for å få en oppblomstring av alger er tilstrekkelig utgangsbestand, lys og næringssalter samt at de hydrofysiske forhold (evt. stabilitet av øvre vannlag) og temperaturen (artsspesifikk) må ligge til rette. De fleste registreringene av sekundære masseoppblomstringer av "skadelige" alger som er gjort konkluderer med at slike blomstringer ved tempererte og høye breddegrader hovedsakelig er et kystfenomen som forekommer om sommeren (TAYLOR 1987). Disse blomstringene kommer etter diatomeblomstringen om våren når næringssaltnivået er lavt og stabiliteten i overflaten er høy. I noen tilfeller kan oppblomstringene følge perioder med tilførsel av næringssalter, dvs. oppstrømming av vann, økt avrenning fra land etc., påfallende ofte skjer dette etter lengre perioder med stille vær og mye sol. En kan registrere tettheter langt over det som den naturlige veksthastigheten skulle tilsi.

Oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i 1988 hadde sannsynligvis sammenheng med økt næringssalttilførsel til den sørlige del av Nordsjøen (AKSNES *et al.* 1989). Dette igjen hadde bla. sammenheng med unormalt høy avrenning fra land som medførte tilførsel av nitrat. I andre tilfeller hvor det har forekommet sekundære oppblomstringer av alger, både toksiske og ikke toksiske arter, er det et gjennomgående trekk at det er sammenheng med enten avrenning fra land (SAKSHAUG og JENSEN 1971 *Gonyaulax tamarensis*, EILERTSEN og ANDREASSEN 1989 *Emiliana huxleyii* = *Coccolithus huxleyii*) eller oppstrømming/innstrømming av næringsrikt vann (CULLEN *et al.* 1982 *Gymnodinium flavum*, BRAARUD og HEIMDAL 1970 *Gyrodinium aureolum*, BERGE 1962 *Coccolithus=Emiliana huxleyii* ).

Avrenning fra land kan både tilføre overflatelagene næringssalter ved "entrainment" (se f.eks. SAKSHAUG og MYKLESTAD 1973) og ved at det er næringssalter i avrenningsvannet. Dette er spesielt viktig i sjøområder som grenser til landområder med mye jordbruk. Innstrømming av vann til kyst/fjordområder kan både introdusere utgangsbestander samt tilføre nytt næringsrikere vann.

## 2. OM PLANTEPLANKTONET I NORD-NORGE, ARTER OG DYNAMIKK

I Nordnorge er det vanligvis to oppblomstringer av planteplankton i løpet av året, en våroppblomstring og en høstoppblomstring. Våroppblomstringen starter medio mars og når maksimum i slutten av april (EILERTSEN *et al.* 1981a). Maksimum celledetthet kan komme opp i ca. 10 millioner celler pr. liter. Høstoppblomstringen, som ikke er årvisst, og er av kortere varighet, inntreffer i august/september. Planteplanktontetthetene om høsten kan i spesielle tilfeller nå samme verdier som om våren. Våroppblomstringen kommer hovedsakelig i stand på grunn av den årlige økingen i innstrålt sollys og økt daglengde om våren. Det er her viktig å merke seg at våroppblomstringen i nord skjer mens temperaturene i sjøen er tilnærmet på det kaldeste, før den årlige ferskvannsavrenningen fra land (EILERTSEN 1981b) har startet. Lys og temperaturregimene er ute av "fase". Høstoppblomstringen derimot skjer i varmere vann, mens avrenningen er på et høyere nivå.

Om sommeren kan det ofte observeres en økt planteplanktonvekst i områder hvor den vertikale turbulensen er stor. I Tromsøsundet med stor vertikalblanding grunnet tidevannsstrømmer var den årlige primærproduksjonen 30 - 50% høyere enn i Ramfjorden og Balsfjorden hvor det var normal sjiktning av vannmassene om sommeren (BECH 1982).

Om våren er det diatomeer og *Phaeocystis pouchetii* som dominerer planteplanktonbestandene. Dinoflagellatene er ikke kvantitativt viktige bestanddeler av våroppblomstringen. Om sommeren øker dinoflagellatene i betydning, men når vanligvis ikke så høye celledtall som lengre sør langs Norskekysten. Årsaken til dette er sannsynligvis at de fleste dinoflagellater er mere "varmekjære" arter sammenlignet med diatomeene. Langs kysten av Nord-Norge er normale sommerkonsentrasjoner av dinoflagellater ca. 20000-50000 celler l<sup>-1</sup> (EILERTSEN *et al.* 1981a). En stor del av dinoflagellater som er registrert toksiske finnes tilstede i fjord- og kystfarvannene i nord i lave bakgrunnskonsentrasjoner (EILERTSEN 1990). Etter våroppblomstringen øker antallet flagellater. Denne gruppen er vanligvis sterkt underestimert i ordinære telleprøver pga at de tåler fiksering dårlig.

År om annet forekommer det også massive oppblomstringer av coccolithophoriden (kalkflagellaten) *Emiliana huxleyii*. Slike oppblomstringer er ofte korrelert til øket avrenning fra land (EILERTSEN og ANDREASSEN 1989).

I Nordnorge er det tidligere kun gjort en registrering av fiskedød forårsaket av alger ( Senja 1982, *Gymnodinium aureolum* ). I tillegg ble det i 1983 ved Senja, registrert sterkt nedsatt foropptak og dødelighet i mindre størrelsesorden forårsaket av ekstraordinært tette bestander av



haptophyceen *Phaeocystis pouchetii* ( egne obs.). I dette tilfellet var dødsårsaken sannsynligvis "klogging" av gjellene på fisken.

### 3. UTVIKLINGEN AV ALGEOPPBLOMSTRINGEN I TROMS

Sett i ettertid er det sannsynlig at Troms fikk sin *Chrysochromulina* - oppblomstring som et resultat av transport fra Vestfjordområdet gjennom Tjeldsundet. Langvarig vestavvær hadde stuet opp vann innerst i Vestfjorden, og dette vannet ble så presset nordover gjennom sundet. Denne transporten må minst ha startet i uke 21 da den første fisken døde i Kanstadvfjorden, og da de første problemene meldte seg på Sørrollnes, som ligger nordøst for utløpet av Tjeldsundet (Fig. 1). Den største konsentrasjonen må vi anta kom mandag den 27. mai da all fisken ved dette anlegget strøk med. Oppdretterens beskrivelse av hendelsen tyder på at et stort algeflak drev forbi anlegget. Det er ikke uvanlig at planktonalger opptrer flekkvis på denne måten. Desverre har vi ikke prøver fra dette flaket, så vi vet ikke hvor store konsentrasjoner det dreide seg om.

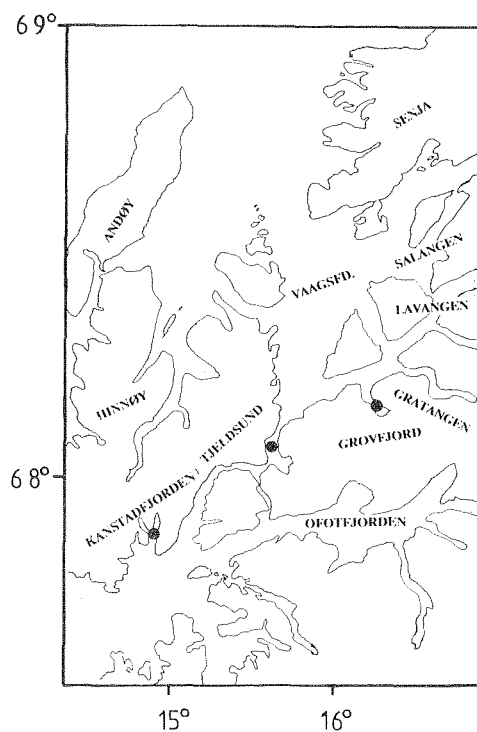


Fig. 1. Undersøkellesområdet med hovedstasjoner.  
( Investigated area with main sampling stations )

Videre ble algene ført gjennom Astafjorden og inn i sidefjordene Grovfjord, Gratangen, Lavangen og Salangen. Denne transporten var merkbar allerede tirsdag, og toppet seg onsdag 29. mai om formiddagen på flo sjø hvor fisken i Grovfjord døde omtrent samtidig på de tre

anleggene her som ligger i nærheten av hverandre. Endel alger ble også transportert nordøstover ut i Vågsfjorden. Natt til torsdag 30. mai døde det fisk ved Kleiva Fiskefarm på Engenes nord på Andørja. Samme dag døde det fortsatt noe fisk i Grovfjord. Kvelden etter og formiddagen lørdag 1. juni døde mer fisk på Kleiva Fiskefarm, men så lot det til at angrepet var over, og det ble senere ikke registrert fiskedød i Troms.

### 3.1. Fordeling av alger i tid

På endel stasjoner i Troms har vi mer og mindre komplette tidsserier over utviklingen av *Chrysochromulina leadbeateri* i den perioden oppblomstringen varte (Fig. 2-8). Karakteristisk for utbredelsen var lave celletall (< 1 mill. celler l<sup>-1</sup>) på stasjonene i åpne havområder, slik som Vågsfjorden (Fig. 2) og Engenes på Andørja (Fig. 3), og en kortvarig blomstring. Celletallene gikk raskt ned etter månedsskiftet mai/juni da hovedmengden av algene kom. Det er tydelig at forholdene for vekst ikke var tilstede i disse områdene. Oppblomstringen skjedde etter at den ordinære våroppblomstringen var over, slik at næringssaltene i hovedsak var uttømt i den eufotiske (lyse) sonen.

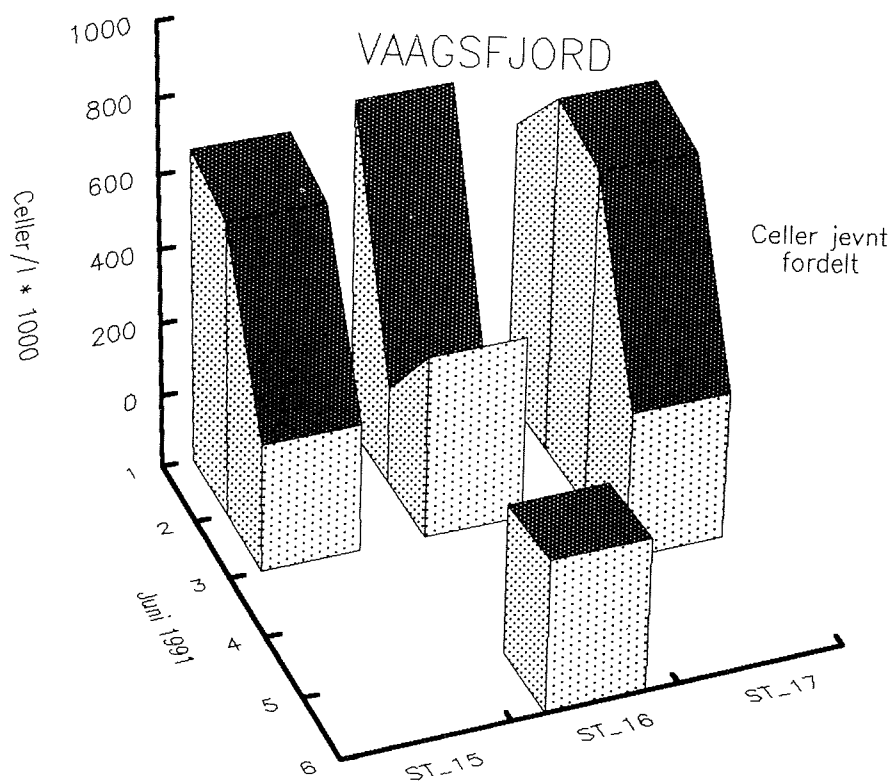


Fig. 2. Tidsutvikling, celletall ved Vågsfjorden.  
( Cell numbers vs. time at Vågsfjorden )

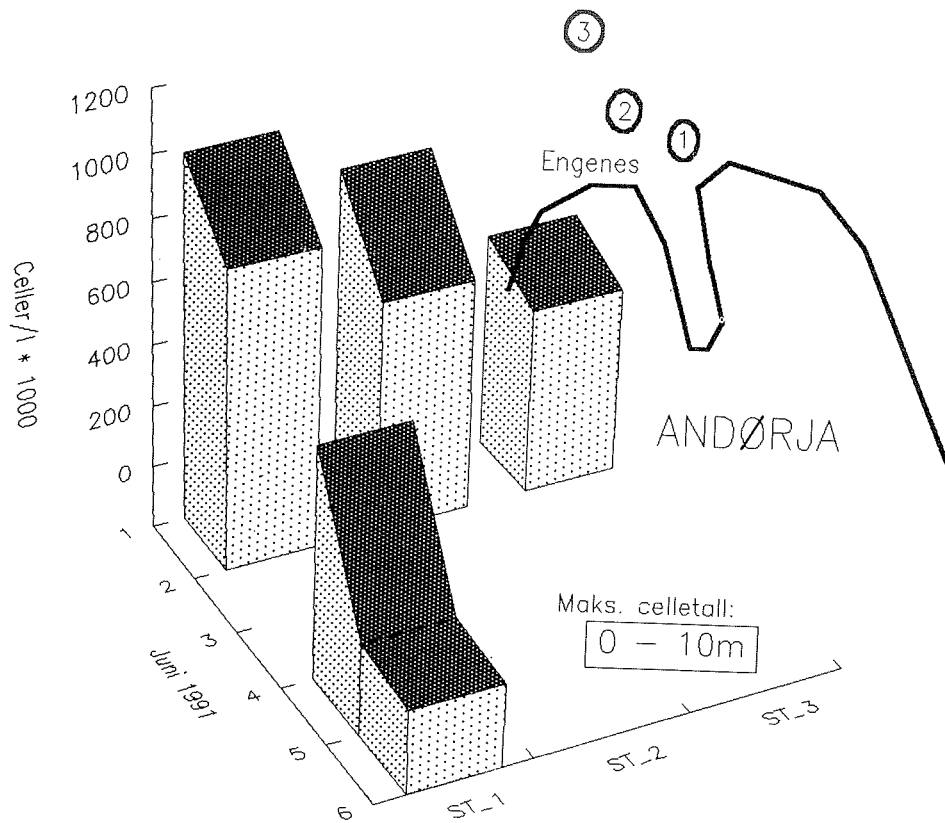


Fig. 3. Tidsutvikling, celletall ved Andørja.  
( Cell numbers vs. time at Andørja )

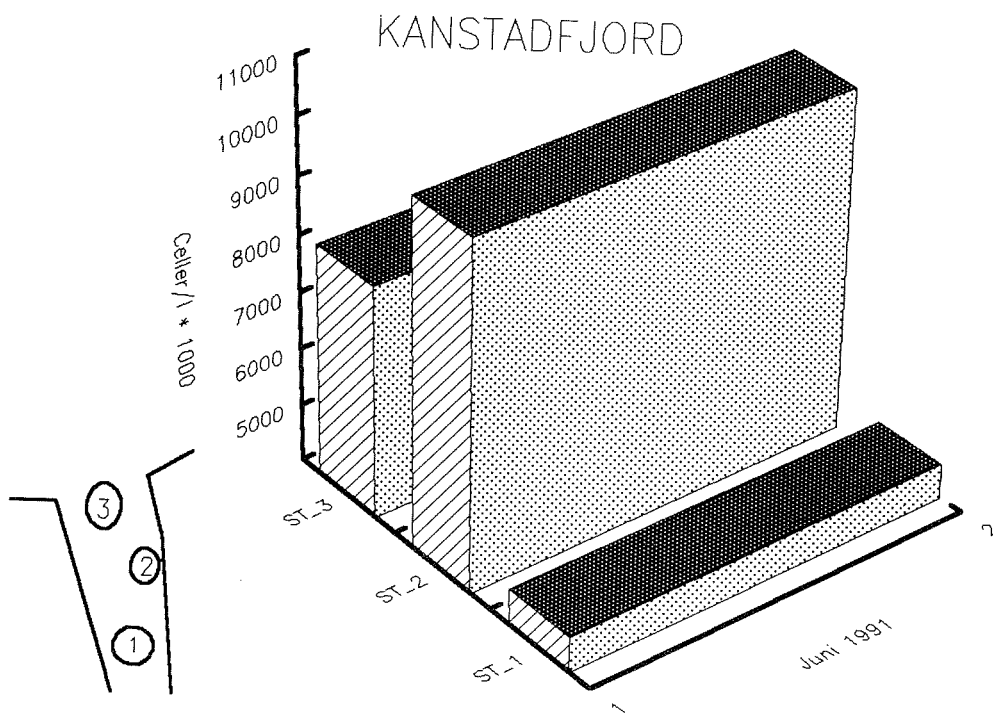


Fig. 4. Tidsutvikling, celletall ved Kanstadvjorden.  
( Cell numbers vs. time at Kanstadvjorden )

I fjordene var bildet noe mer variert. I Kanstadfjorden har vi prøver bare fra de to siste dagene i mai, men celletallene her (opptil 10 mill. celler l<sup>-1</sup>, Fig. 4) var de høyeste vi registrerte under hele blomstringsperioden, og fiskedøden var massiv. Det var hele tiden høye celletall i dette området.

I Lavangen og Salangen ble det funnet opptil 2 mill. celler l<sup>-1</sup> i starten (Fig. 5), men mengdene sank raskt, og det ble ikke registrert fiskedød her. Gratangen mistet en liten mengde fisk, og de første prøvene tatt etterpå viste ca. 3.5 mill. celler l<sup>-1</sup>. Senere ut i juni sank algemengdene raskt (Fig. 6). Det var hovedsakelig to områder i Troms som hadde en vedvarende blomstringssituasjon, nemlig Tjeldsundet og Grovfjord. Maksimale celletall ble funnet 29. og 30. mai med nesten 6 millioner *Chrysochromulina* pr. l. I Tjeldsundet holdt de høyeste celletallene seg på 1-2 millioner celler l<sup>-1</sup> frem til 11. juni (Fig. 7). Deretter sank mengdene av *Chrysochromulina* raskt i løpet av den neste uka samtidig med at mengden av andre alger i prøvene økte. Ved slutten av blomstringen (19.-20. juni) var det således en kraftig oppblomstring av diatomeen *Skeletonema costatum* i sundet, og *C. leadbeateri* var nå forsvunnet. I Grovfjord (Fig. 8) ble store algemengder introdusert i tiden 28.-30. mai, og senere ble det ikke påvist tilsvarende høye celletall. Imidlertid holdt blomstringen seg i fjorden i

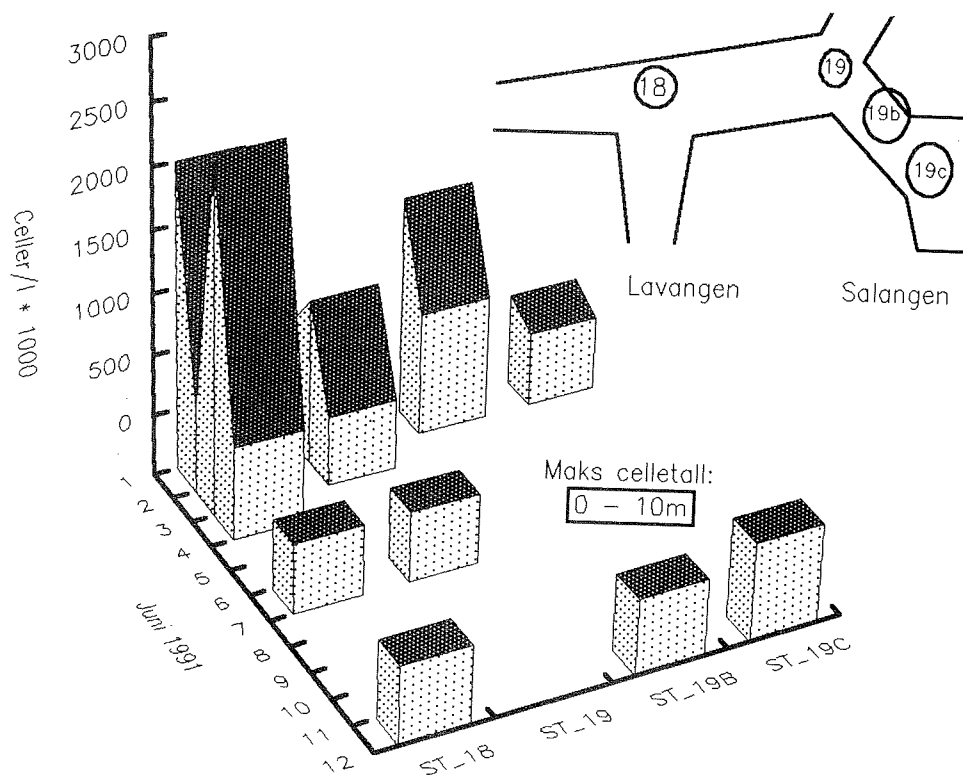


Fig. 5. Tidsutvikling, celletall ved Lavangen/Salangen.  
( Cell numbers vs. time at Lavangen/Salangen )

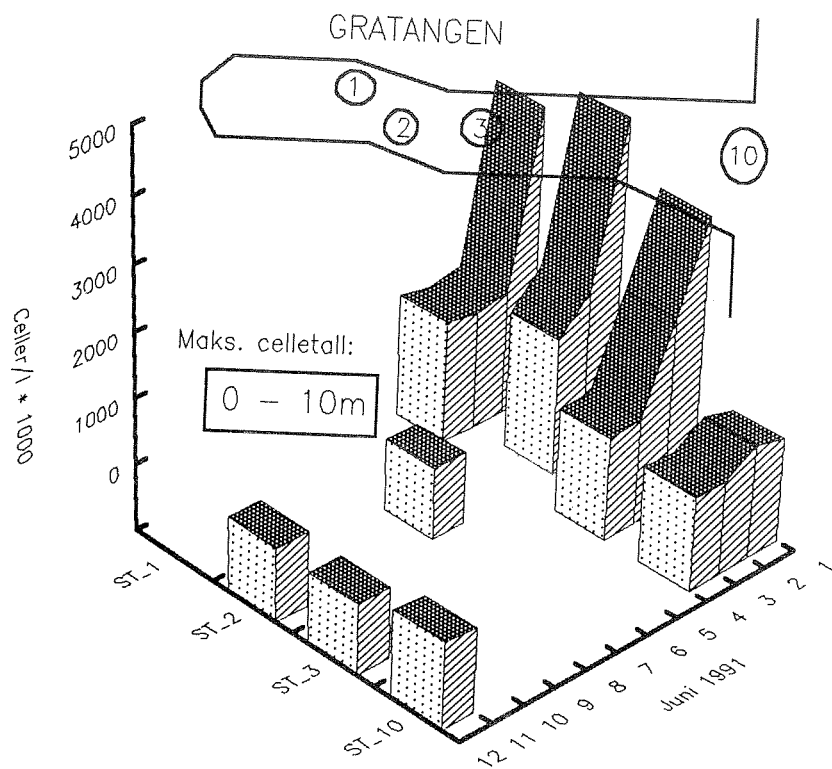


Fig. 6. Tidsutvikling, celledall ved Gratangen.  
( Cell numbers vs. time at Gratangen )

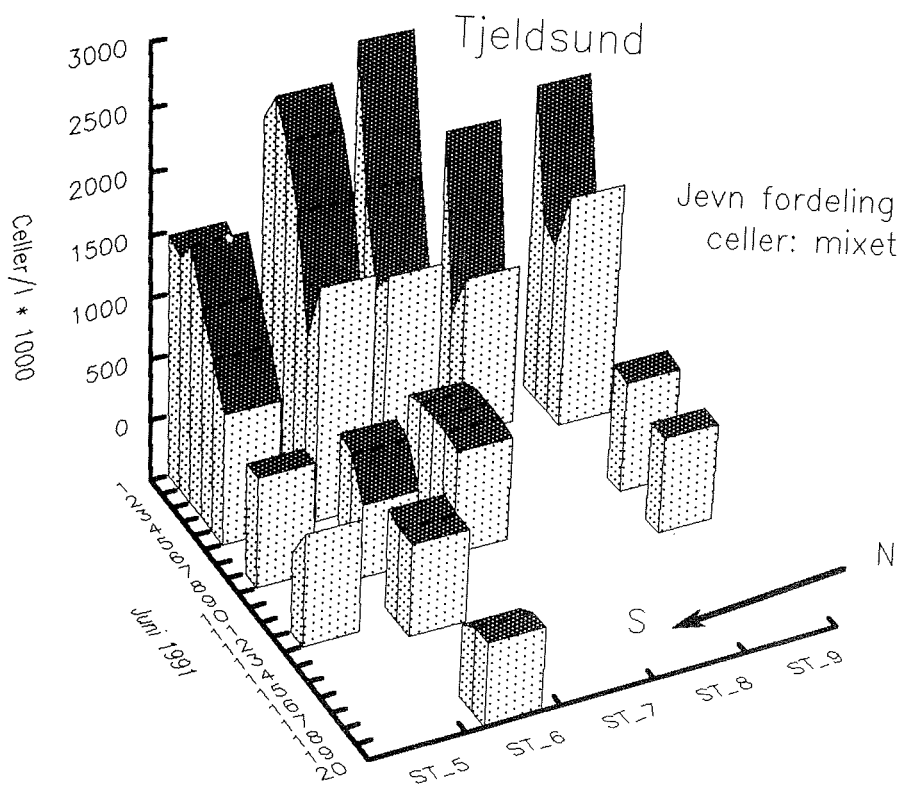


Fig. 7. Tidsutvikling, celledall ved Tjeldsundet  
( Cell numbers vs. time at Tjeldsundet )

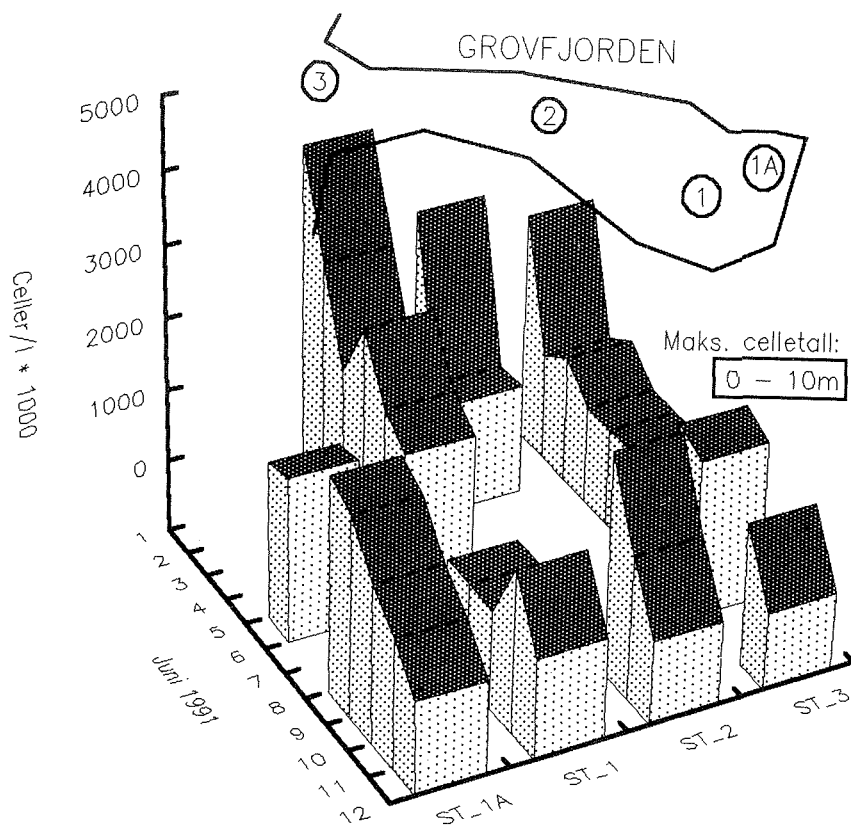


Fig. 8. Tidsutvikling, celledall ved Grovfjorden  
(Cell numbers vs. time at Grovfjorden)

lang tid, med 1-2 mill. celler l<sup>-1</sup> i den aller innerste delen helt frem til 19.-20. juni, da det virket som om algene ble "skyllet" ut med utgående strøm. På dette tidspunkt var det kommet inn en rekke andre flagellater, samt et økende innslag av diatomeer i prøvene

### 3.2. Fordeling av alger i rom

Fordelingen av algene med dypet viste klare forskjeller fra fjord til åpent vann. Tabell 1 viser en typisk fordeling fra Vågsfjorden med relative små algemengder jevnt fordelt i vannsøylen ned til 20 m. I Grovfjorden, derimot, var fordelingen preget av stadige dybdevariasjoner i algebiomassen. Maksimale celledall ble like gjerne funnet i overflata som på 20 m; det var ingen systematisk variasjon i fordelingen.

Det var også en tydelig gradient i utbredelsen av *C. leadbeateri* fra fjord til åpent hav i andre områder av Troms. Et eksempel på dette er snittet Balsfjord-Svensgrunnen (Tabell 2). Her ble det funnet 1-2 mill. celler l<sup>-1</sup> i Balsfjorden i begynnelsen av juni, med en raskt avtagende bestand ned til noen få hundre tusen ute i kystvannet.

Tabell 1. Fordeling av *Chrysochromulina leadbeateri* med dypet på stasjoner i åpne områder (Vågsfjorden) og fjorder (Grovfjorden) ( $\times 10^6$  celler  $l^{-1}$ )

(Distribution of *Chrysochromulina leadbeateri* with depth in open sea (Vågsfjorden) and fjords (Grovfjorden) ( $\times 10^6$  cells  $l^{-1}$ ))

Dyp	Vågsfjorden (st. 16)		Grovfjorden (st. 1)				
	31.05	02.06	31.05	02.06	06.06	10.06	18.06
2.5 m	0.562	0.185	2.91	2.59	1.20	0.360	0.450
10 m	0.702	0.296	2.28	2.00	0.300	1.05	1.50
20 m	0.562	0.230	0.783	0.592	0.120	0.450	0.180

Tabell 2. Fordeling av *Chrysochromulina leadbeateri* langs et snitt fra fjord til åpent hav. Tallene er gjennomsnittlige celletall observert på de enkelte stasjoner (0-20 m)

(Distribution of *Chrysochromulina leadbeateri* along a transect from fjord to open sea. Figures are average observed cell numbers at each station)

Stasjon	Gj.snitt celler $l^{-1}$ 0-20 m
Balsfjord Svartnes	780 000
Haugbergnes	1 140 000
Malangen Ytre	790 000
Malangdjupet 2	500 000
Svensgrunnen	470 000

## 4. ALGEBLOMSTRINGEN SETT I FORHOLD TIL MILJØFAKTORER

### 4.1. Temperatur

En oversikt over temperaturene i undersøkelsesområdet viste klart at oppblomstringen ikke hadde sammenheng med økende temperaturer. I blomstringsperioden varierte temperaturene i vannet mellom 6 og 8°C. Vannmassene i Troms og Finnmark var ofte varmere enn i Nordland i oppblomstringsområdene. Det var rikelig med utgangsbestander tilstede i Finnmark/nordlige

Troms , uten at dette førte til noen oppblomstring. En korrelasjonstest mellom temperatur og celletall viste ikke signifikant korrelasjon. Det kan allikevel ikke utelukkes at, gitt en nødvendig tilførsel av næringssalter, *Chrysochromulina leadbeateri* ville ha vokst hurtigere i varmere vann. De foreliggende data gir ikke noe grunnlag for å konkludere entydig m.h.t. temperatureffekter.

## 4.2. Saltholdighet

Det ble generelt observert høyeste algemengder i områder med noe nedsatt saltholdighet. I de innerste delene av Grovfjorden lå saltholdigheten stort sett mellom 30 og 32 ppt, i Tjeldsundet mellom 31 og 33 ppt. Men datatilfanget er for lite til å kunne skille en evt. saltholdighetseffekt fra andre faktorer, spesielt avrenning og omrøring .

## 4.3. Lys

Oppblomstringen av *Chrysochromulina* foregikk i en periode med godt vær og mye sol (Fig.

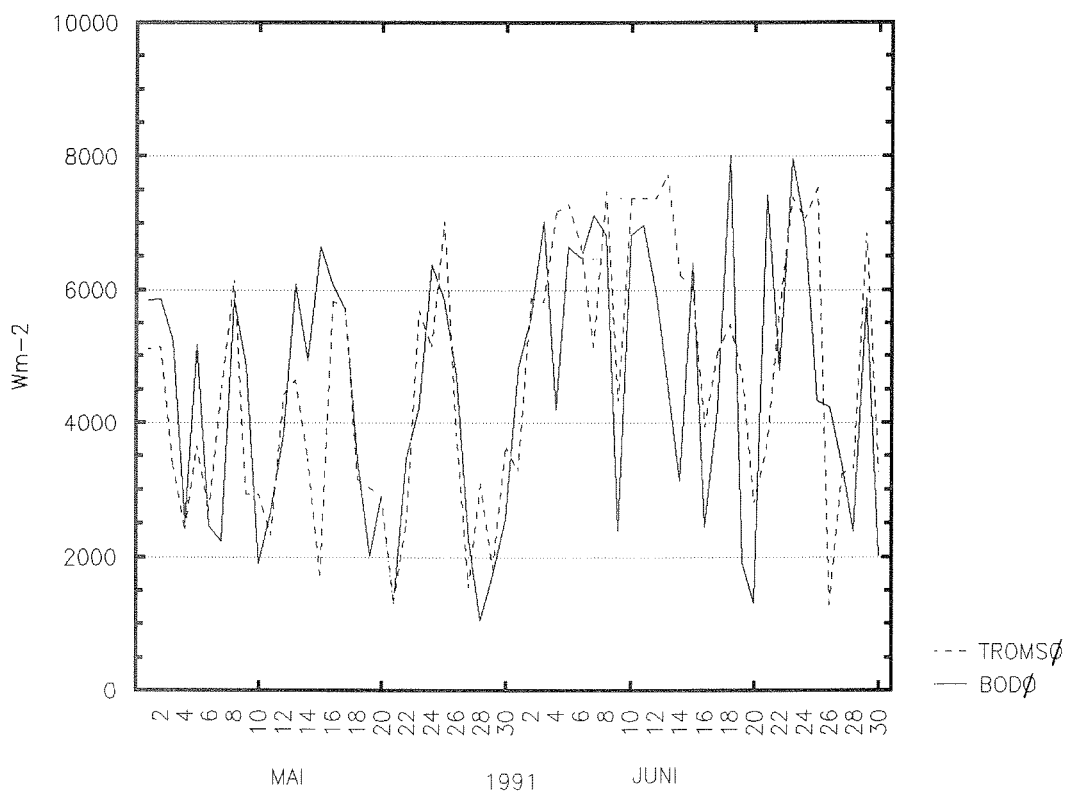


Fig. 9. Innstrålt totalt sollys ( $W m^{-2}$ ) i Tromsø (-----) og Bodø (—) i mai og juni 1991.  
(Global radiation ( $W m^{-2}$ ) at Tromsø and Bodø in May and June 1991.)

9). Dette bidro nok til å fremme blomstringen, men var ikke tilstrekkelig til å opprettholde den i områder som ikke også hadde påvirkning av andre faktorer.



#### 4.4. Avrenning og omrøring

Da oppblomstringen inntraff etter den ordinære våroppblomstringen, antar vi at en ny oppblomstring av alger var betinget av ny næringssalttilførsel. Forekomsten av *Chrysochromulina* i Troms viste at dette bare lot seg gjøre i spesielle områder som Tjeldsundet og Grovfjord. Tjeldsundet er preget av sterk strøm og tidevann slik at vi her får en "sund-effekt". Dette har en positiv effekt som påskynder algeoppblomstringer. I Grovfjord er det tilførsel av ferskvann til indre del av fjorden fra elva som er regulert i øvre del. Ferskvannstilførselen var relativt beskjeden frem til ca. 23. mai da vannføringen fra kraftverket ble økt fra 1.4 til 8.6 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> samtidig som avrenningen fra nedre del av elva begynte å øke (Fig. 10). Denne økningen fortsatte til ca. midten av juni som en følge av snetining pga. det gode været. Avrenningen fra kraftverket var stabil i samme periode. Tilførsel av ferskvann til en fjord skaper omrøring og meddriving av dypere liggende vannlag. Dette gir ny tilførsel av næringssalter, og skaper således gode forhold for algevekst.

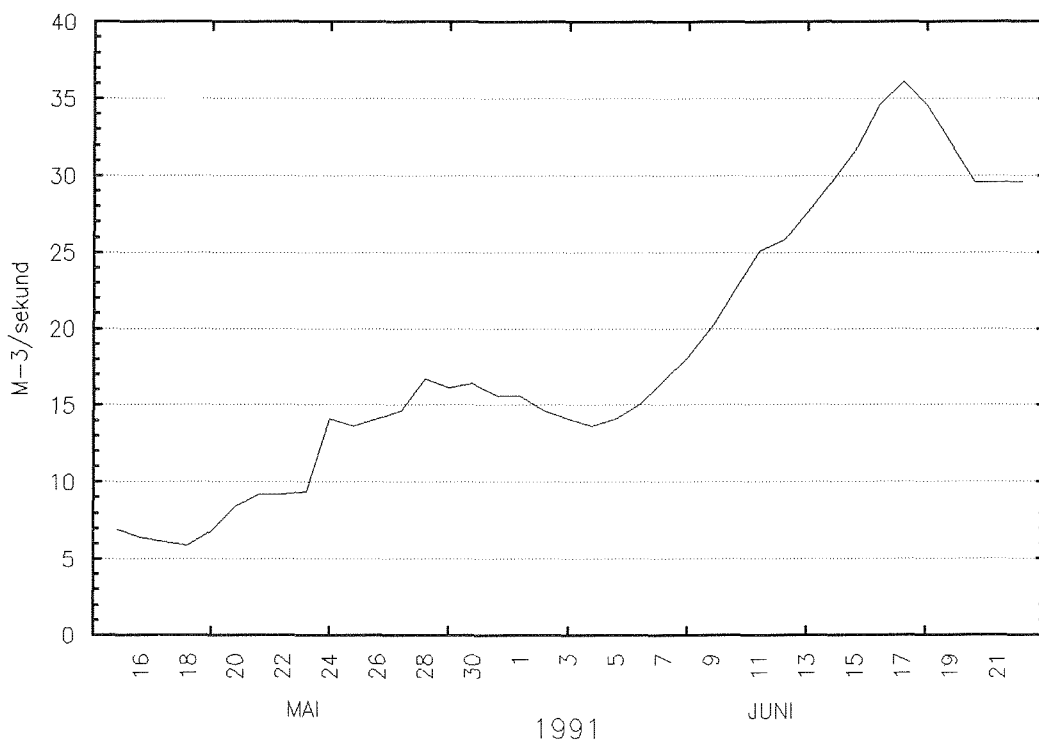


Fig. 10. Avrenning (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) til Grovfjorden mai-juni 1991  
(Freshwater runoff (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) to Grovfjorden in May and June 1991)

## 5. UTBREDELSEN I TROMS OG FINNMARK

Allerede i månedsskiftet mai/juni ble de første algeprøvene samlet inn fra nord-Troms og Finnmark. Alle prøvene inneholdt *C. leadbeateri*, men i beskjedne mengder på noen få hundre tusen celler l<sup>-1</sup>. Prøvetakingsområdet ble utvidet til å dekke hele Finnmarkskysten (Fig. 11), og algene ble påvist øst til Varanger, om enn i enda mindre antall.

I sør-Troms synes det klart at algene kom via direkte import gjennom Tjeldsundet i mai. At det senere ikke ble påvist høye algekonsentrasjoner på stasjoner mellom Tjeldsundet og Grovfjord, tyder på at transport denne veien var beskjeden i resten av blomstringsperioden til tross for høye algemengder i Lødingen-området i juni også. Trolig har dette sammenheng med at vinden ikke lenger var vestlig slik som i mai.

Noe av algene ble spredt nordover med kyststrømmen, men den vide utbredelsen i resten av Troms og Finnmark tyder på at denne algen er en naturlig del av planktonsamfunnet langs kysten, og at verdiene vi registrerte er normalverdier for årstiden. Avstanden fra Vestfjorden til Varanger er ca. 50 mil. Hvis vi antar at Kyststrømmen holder en gjennomsnittshastighet på 10 m s<sup>-1</sup>, vil det ta vel 60 døgn for en vannmasse å passere langs kysten til »st-Finnmark. Fra de aller første tegn på at noe var galt ble registrert i Nordland 16. mai og til vannprøver med

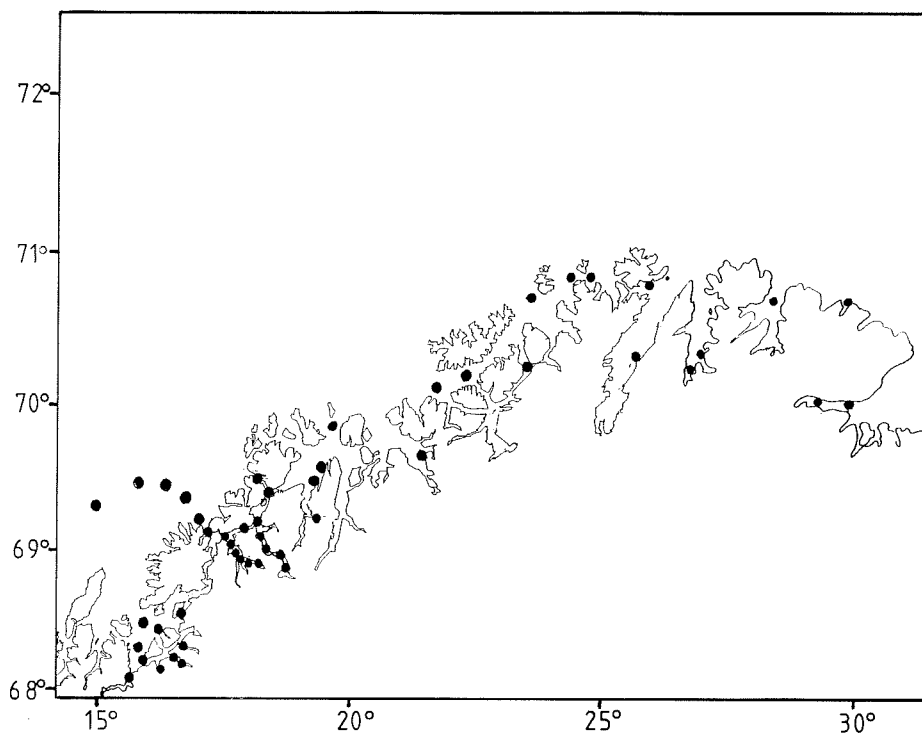


Fig. 11. Oversikt over prøvetakingsstasjoner i Troms og Finnmark  
( *Sampling stations in Troms and Finnmark* )

*Chrysochromulina* ble tatt i Varanger, er det ca. 14 dager. Det er følgelig ingen mulighet for at noe av den algemengden som blomstret i Vestfjorden kunne bli ført nordover til Finnmark innen det tidsrom det her er snakk om.

## 6. VAR DET LOKALE OPPBLOMSTRINGER I FINNMARK ?

Dersom *C. leadbeateri* er en naturlig bestanddel av planteplanktonbestandene langs kysten, i alle fall om våren/forsommeren, kunne man teoretisk få oppblomstringer over en svært lang kyststrekning. At så ikke skjedde denne gangen, må trolig henge sammen med ugunstige vekstforhold i kystvannet, tilsvarende det som ble registrert i Vågsfjorden og åpne deler av Vestfjorden. Lokale oppblomstringer kunne derimot ha funnet sted i områder hvor dette ikke ville ha blitt registrert, dvs. der hvor det ikke ligger oppdrettsanlegg. Et slikt tilfelle kan muligens være Kongsfjorden nord på Varangerhalvøya. Torsdag 30. mai døde det en stim av småsei inne på Kongsfjord havn. Angivelig kom fisken helt opp til overflata før den døde, og 2-3 kasser død fisk ble plukket opp. Samme sted tok så fiskeriretteren noen blåskjellprøver søndag 2. juni, som deretter ble sendt til analyse hos Forsvarets Forskningsinstitutt. Analysene viste at skjellene inneholdt toksiner som ga samme reaksjon som giften fra *C. leadbeateri* tatt i sør-Troms, og mengdene ble estimert til å tilsvare 16 mill. celler pr. skjell. Analysene kan ikke endelig fastslå at det var denne algen som hadde forgiftet skjellene, men sannsynligheten er tilstede ettersom den ble påvist i våre telleprøver fra området i samme tidsrom, om enn i små mengder.

## 7. TOKSISITET

Når det gjelder toksisiteten av *C. leadbeateri*, er bildet ennå uklart. Algen lot til å være giftigst i starten da den først kom, men dette kan også være en konsentrasjonseffekt. Det synes klart at det må ha vært store mengder i det flaket som drepte laksen på Sørrollnes, basert på rapportene om kraftig nedsatt siktedyp (0.3-1 m). Prøver som ble tatt i Grovfjord ved anlegget Sjøfisk om kvelden samme dag som store mengder fisk døde, viste opptil 1.8 mill. celler l<sup>-1</sup>. På dette tidspunktet ble det ikke registrert fiskedød, men det gikk endel svimere i overflata. Lenger ut i fjorden, i det innstrømmende flovannet, ble det funnet nesten 6 mill. celler l<sup>-1</sup>. Dette førte likevel ikke til ytterligere fiskedød den kvelden. Første neste kveld døde noe fisk i et av anleggene i Grovfjord, men tellingene fra samme formiddag viste ikke mer enn ca. 3 mill. celler l<sup>-1</sup>. Vi kan således pr. idag ikke gi noe entydig svar på forholdet mellom giftighet og cellekonsentrasjoner, vi antar at cellenes fysiologiske tilstand er en viktig faktor her.

Det skal også nevnes at giften fra *Chrysochromulina*-cellene hadde ulik virkning på ulike organismer. Mens laksen døde, syntes sjørøye å være upåvirket, slik som i et oppdrettsanlegg i

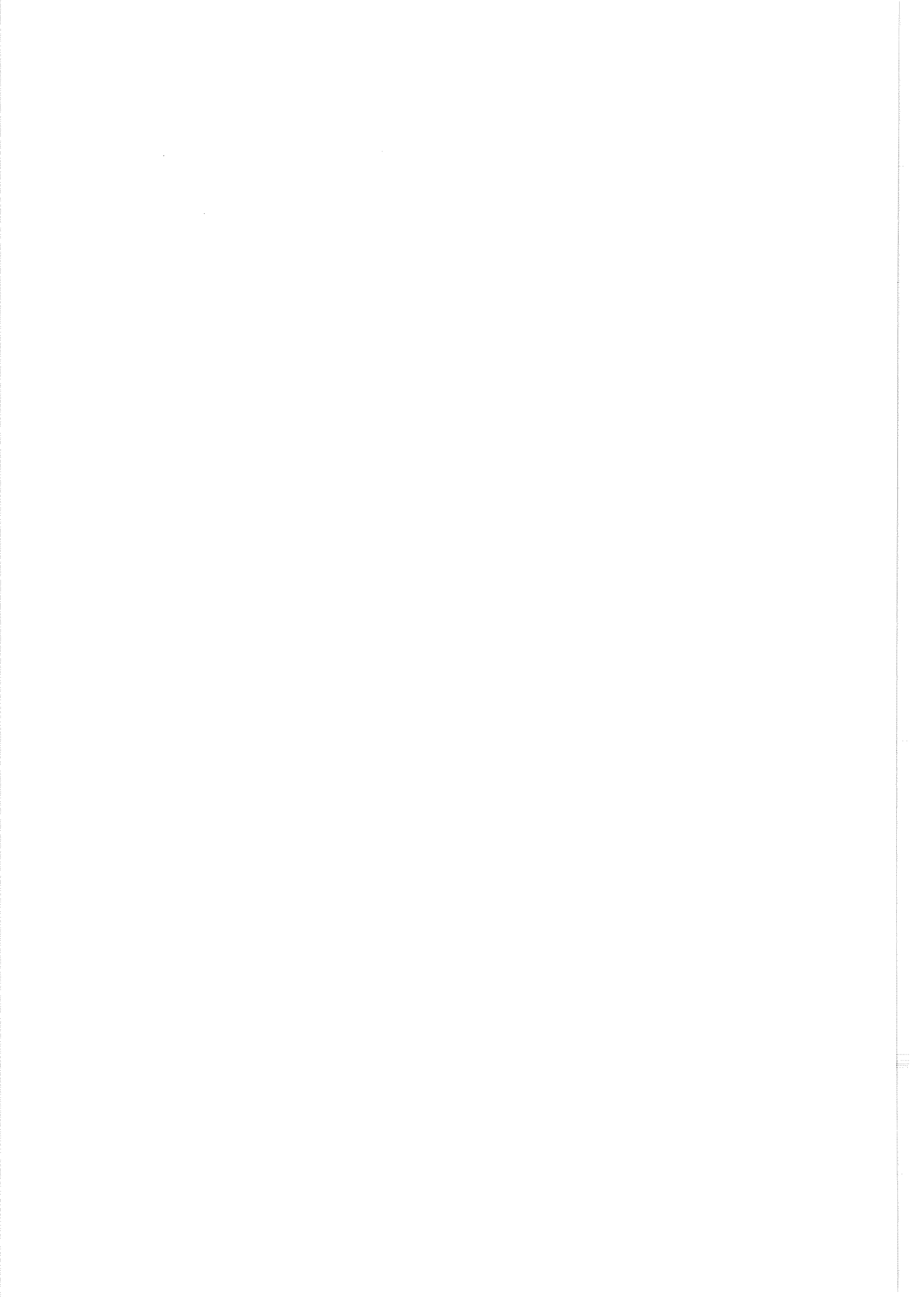
Grovfjorden. I den første perioden var dette en monoalgeblomstring som først senere og mot slutten av blomstringen fikk økt innslag av andre arter. Dette er en mulig indikasjon på toksisitetvirkning overfor andre mikroalger. Rapporter fra oppdretterne forteller at etter algeangrep ble sikten i vannet svært god, og nøtene ble rene for begroing.

Forsøk som ble utført med en uke gamle torskelarver i 20 mill. celler l<sup>-1</sup> *C. leadbeateri* viste ingen dødelighet (egne obs.). Dette indikerer at det er spesielle miljøbetingelser som utløser giftigheten. Det sparsomme tilfanget vi har av næringssaltmålinger fra området gir ikke noe grunnlag for å konkludere noe om detaljer i slike mekanismer.

## 8. LITTERATUR

- AKSNES, D.L., AURE, J., FURNES, G.K., SKJOLDAL, H.R. and SÆTRE, R. 1989. Analysis of the *Chrysochromulina polylepis* bloom in the Skagerak, May 1988. Environmental conditions and possible causes. *Bergen Scientific Center, BSC 89/1* : 66 pp.
- BECH, P.A. 1982. *Plantep plankton og primærproduksjon i Ramfjorden og Tromsøysundet i 1980*. Cand. real. thesis. University of Tromsø. 120 s.
- BERGE, G. 1962. Discolouration of the sea due to *Coccolithus huxleyii* "bloom". *Sarsia.*, 6 : 27 - 41.
- BRAARUD, T. and HEIMDAL, B.R. 1970. Brown water on the Norwegian coast in autumn 1966. *Nytt Mag. Bot.*, 17 : 91 - 97.
- CULLEN, J.J., HORRIGAN, S.G., HUNTLEY, M.E. and REID, F.M.H. 1982. Yellow water in La Jolla Bay, California, July 1980. I. A bloom of the dinoflagellate, *Gymnodinium flavum* Kofoid & Swezy. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 63 : 67 - 80.
- EILERTSEN, H.C., SCHEI, B. and TAASEN, J.P. 1981a. Investigations on the plankton community of Balsfjorden, Northern Norway. The phytoplankton 1976 - 1978. Abundance, species composition, and succession. *Sarsia.*, 66 : 124 - 141.
- EILERTSEN, H.C., FALK-PETERSEN, S., HOPKINS, C.C.E. and TANDE, K. 1981b. Ecological investigations on the plankton community of Balsfjorden, Northern Norway. Program for the project, study area, topography, and physical environment. *Sarsia.*, 66 : 25 - 34.
- EILERTSEN, H.C. og ANDREASSEN, S.A. 1989. *Rapport fra undersøkelser i forbindelse med masseoppblomstring av Coccolithophoriden Emiliana huxleyi*. Rapport. Norges fiskerihøgskole, Tromsø. 11s.
- EILERTSEN, H.C. 1990. Skadelige alger kan blomstre opp langs kysten av Nord - Norge. *Norsk Fiskeoppdrett.*, 7 : 16 - 17.
- MATTHEWS, J.B.L. and HEIMDAL, B.R. 1980. Pelagic productivity and food chains in

- fjord systems. Pp. 377 - 398 in FREELAND, H.J., FARMER, D.M. and LEVINGS, C.D. eds.. *Fjord oceanography*. NATO Conference Series VI: Marine Science. Plenum Publishing Corp.NY.
- SAKSHAUG, E. and JENSEN, A. 1971. *Gonyaulax tamarensis* and paralytic mussel toxicity in Trondheimsfjorden, 1963-1969. *Kong. norske. Vitensk. Selsk. Skr.*, 15 : 1 - 15.
- SAKSHAUG, E. and MYKLESTAD. S. 1973. Studies on the phytoplankton ecology of the Trondheimsfjord. III. Dynamics of phytoplankton blooms in relation to environmental factors, bioassay experiments and parameters for the physiological state of the populations. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 11 : 157 - 188.
- TAYLOR, F.J.R. 1987. Ecology of dinoflagellates. A. General and marine ecosystems. Pp. 399 - 502 in TAYLOR, F.J.R. ed.. *The biology of dinoflagellates*. Blackwell Scientific Publications.



# *Chrysochromulina leadbeateri* OG ANDRE *Chrysochromulina* ARTERS BIOLOGI

## *THE BIOLOGY OF Chrysochromulina leadbeateri AND OTHER Chrysochromulina SPECIES*

Jahn Throndsen og Wenche Eikrem

Biologisk institutt, Avd. marin botanikk, Universitetet i Oslo

Postboks 1069 Blindern

0316 Oslo

### SAMMENDRAG

*Chrysochromulina leadbeateri* er kjent både fra kystvann og oseaniske områder. Generelt er *Chrysochromulina* -artene marine, autotrofe og med tidvis opptak av partikulært organisk materiale (mixotrofi). I Vestfjorden var arten tilstede sammen med *C. hirta*, *C. ericina* og noen uidentifiserte *Chrysochromulina*-arter. *C. leadbeateri* vokser godt i saltholdighetsområdet 15-35 ppt, best ved 15-20°C. Toksisitet er hittil bare klart påvist i naturlig materiale.

### SUMMARY

*Chrysochromulina leadbeateri* is known from coastal and oceanic waters. *Chrysochromulina* species are generally marine, autotrophic organisms with occasional uptake of particulate organic matter (mixotrophy). In Vestfjorden (off Lofoten, Northern Norway) it was present together with *C. hirta*, *C. ericina* and other unidentified *Chrysochromulina* species. *C. leadbeateri* grows well in the salinity range 15 - 35 ppt, best at 15-20°C. Toxicity has been most clearly demonstrated on natural material so far.

## 1. INNLEDNING

*Chrysochromulina leadbeateri* var den dominerende art i deler av Vestfjorden i juni 1991, en periode med massedød av fisk i oppdrettsanlegg i Lofotenområdet. Uventet oppblomstring av nok en giftig alge, denne gangen i et antatt rent område, understreker at mye gjenstår før vi forstår disse artenes vekst- og overlevelsesstrategi. Arten er bare én av de ca 26 *Chrysochromulina* -artene (Tabell 1) som er kjent fra våre farvann til nå. Om vi skal kunne øke vår kunnskap om deres biologi må felldata kombineres med målinger av vekst og toksisitet under ulike kulturforhold i laboratoriet.

Tabell 1. *Chrysochromulina* - arter observert i norske farvann  
(Records of *Chrysochromulina* species in Norwegian coastal waters)

<i>Chrysochromulina</i> art	Skagerrak	Kils fjorden Telemark	Holmane Austevoll Hordaland	Herdla området Hordaland	Vest- fjorden Nordland	Norske kysten ellers
<i>acantha</i>	x			x		
<i>alifera</i>				x		
<i>c.f. apheles</i>			x			
<i>bergensis</i>				x		
<i>brachycylindrica</i>		x				
<i>brevifilum</i>	x		x	x		
<i>chiton</i>				x		
<i>cyatophora</i>	x					
<i>cymbium</i>				x		
<i>ephippium</i>	x		x	x		x
<i>ericina</i>		x		x	x	x
<i>fragilis</i>				x		
<i>herdlensis</i>				x		
<i>hirta</i>	x	x	x		x	
<i>kappa</i>				x		x
<i>leadbeateri</i>				x	x	
<i>mactra</i>	x	x	x			x
<i>mantoniae</i>				x		
<i>megacylindra</i>				x		
<i>microcylindra</i>				x		
<i>minor</i>				x		x
<i>parkeae</i>			x			
<i>polylepis</i>	x	x	x	x		
<i>pringsheimii</i>		x	x	x		x
<i>spinifera</i>	x	x			x	
<i>cf. strobilus</i>	x			x		

Allerede fra beskrivelsen av de første marine *Chrysochromulina* artene (PARKE 1954, PARKE *et al.* 1955, 1956) var det klart at deres ernæring var kompleks. Senere forskning har også vist at det er artsavhengige forskjeller i biologien.



## 2. TAKSONOMI

*Chrysochromulina leadbeateri* Estep, Davis, Hargraves og Sieburth 1984 ble først registrert i elektronmikroskopi (EM)-preparater fra Herdlajorden og Hjeltefjorden nord for Bergen i 1970 (LEADBEATER 1972), men materialet var begrenset og arten ble bare betegnet som *Chrysochromulina* sp.1. HALLEGRAEFF (1983) rapporterte Leadbeaters *Chrysochromulina* sp. 1 i materiale fra den Øst- Australske strømmen og illustrerte dette med EM-grafier. Først i 1984 ble arten beskrevet, og da basert på materiale fra Nord-Atlanterhavet.

## 3. MORFOLOGI

### 3.1 *Chrysochromulina*-slekten

*Chrysochromulina* hører til klassen Prymnesiophyceae (Norsk: Svepeflagellater, Dansk: Stilkalger) som bl.a. er karakterisert ved at cellene typisk har et haptonema og at celleoverflaten er dekket av organiske skjell (Fig. 1.1)

Haptonema er et trådformet organell forskjellig fra flagellene. Navnet (termen) haptonema ble introdusert (foreslått) av Parke, Manton og Clarke i 1955 (side 581). Det er basert på gresk *hapto* (aptv) og *nema* (nhma), og betyr "feste-tråd" (flertall: haptonemata). Dette organellet var tidligere kjent fra *Prymnesium* og *Platyochrysis* hvor det er en kort og lite aktiv "tråd", og fra *Chrysochromulina parva* hvor det ble beskrevet som en tredje flagell (LACKEY 1939). Det er typisk for *Chrysochromulina* artene at haptonema kan kveiles opp i spiral, og at dette representerer hvilestillingen. Imidlertid finnes det unntak; *Chrysochromulina spinifera* og *Chrysochromulina parkae* har ikke opprullbart haptonema.

Organiske skjell dekker celleoverflaten hos de fleste kjente Prymnesiophyceer (Svepeflagellater). *Chrysochromulina*-artene er dekket av ett eller flere lag med organiske skjell. Skjellene har et karakteristisk mønster, og detaljene i dette er spesifikt for den enkelte art. Ettersom både celleform og størrelse varier innen artene er taksonomien basert på skjellstrukturene. En kombinasjon av lys- og elektronmikroskopi synes å være den beste måten å identifisere artene på idag. Noen skjelltyper finnes hos flere arter, men da ofte i forskjellig størrelse (eks. *Chrysochromulina mactra* og *Chrysochromulina megacylindra*), og sammen med andre mer spesifikke typer. *Chrysochromulina*-cellene kan være runde eller også ha tydelig rygg og bukside med lateral symmetri; flageller og haptonema kommer ofte ut litt subapikalt.

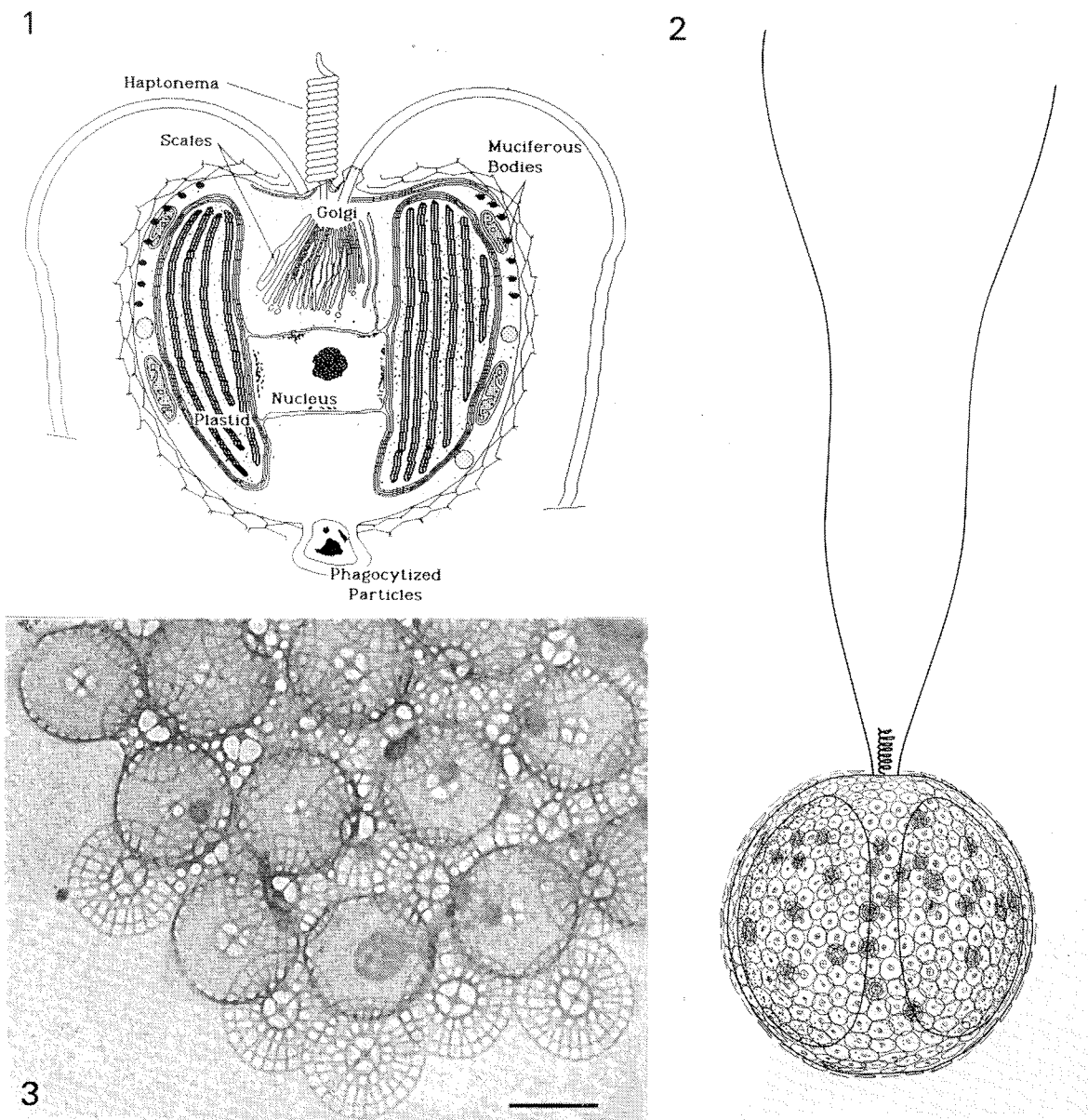


Fig. 1. 1) Skjematisk snitt gjennom en *Chrysochromulina*-celle viser submikroskopiske detaljer, fra ESTEP *et al.* 1984. 2) Tegning av *Chrysochromulina leadbeateri* celle basert på lys- og elektronmikroskopi. 3) Organiske skjell fra *C. leadbeateri* celler fra Tjeldsundet, Nordland, målestav 0,25  $\mu\text{m}$ .

(1) Schematical section through a *Chrysochromulina* cell showing submicroscopical details, from Estep *et al.* 1984. 2) Drawing of *Chrysochromulina leadbeateri* cell based on light and electron microscopy. 3) Organic scales from *C. leadbeateri* cells from Tjeldsundet, Nordland, scale bar 0.25  $\mu\text{m}$ .)

### 3.2 *Chrysochromulina leadbeateri*

*C. leadbeateri* cellen (Fig.1.2) er mer eller mindre kuleformet ofte med en langsgående forsenkning. Diameteren er 3-8  $\mu\text{m}$ . Cellene har to gyldenbrune kloroplaster med tydelige pyrenoider på den siden som vender inn mot sentrum av cellen. To nesten like lange flageller; 13-16  $\mu\text{m}$  og 16-20  $\mu\text{m}$ , peker bakover i forhold til svømmeretningen. Den har et forholdsvis langt haptonema (20-24  $\mu\text{m}$ ) som for det meste er oppkveilet. På overflaten er *C. leadbeateri*-cellene dekket av to typer organiske skjell med omtrent samme diameter, ca 0,35  $\mu\text{m}$  (ESTEP *et al.* 1984: 0,2-0,4  $\mu\text{m}$ ). Den ene typen har et åpent mønster dannet av radiære og konsentriske ribber og en sentral åpning med korsformet struktur, mens den andre har et tett konsentrisk parti med en sentral åpning med korsformet struktur og en perifer ring av åpne masker. Skjellene overlapper hverandre og danner typisk to lag. Skjellene som dekker *C. leadbeateri*-cellene i Vestfjord-materialet (Fig.1.3) passer godt inn blant de variantene som ble regnet med til arten i Estep *et al.*'s beskrivelse av *C. leadbeateri* i 1984. Foruten sitt eget materiale inkluderte de også registreringene som allerede hadde blitt gjort av LEADBEATER (1972) og HALLEGRAEFF (1983). Med fase- eller interferenskontrast-optikk på lysmikroskopet kan en se hvordan skjelldekket/kappen kan kastes av som en kalottliknende struktur når cellen dør.

## 4. FOREKOMST

Utbredelsen synes å være global i tempererte-subtropiske områder (Fig. 2). Den er registrert både oseanisk og i kystområder (LEADBEATER 1972, HALLEGRAEFF 1983, ESTEP *et al.* 1984, HOEPFFNER og HAAS 1990).

Norskekysten (Herdlaområdet - LEADBEATER 1972, Vestfjorden - oppblomstringen 1991).

Nord-Atlanteren (ESTEP *et al.* 1984).

Stillehavet (North Pacific Central Gyre - HOEPFFNER og HAAS 1990, Øst-Australiastrømmen - HALLEGRAEFF 1983).

Det finnes imidlertid en viss variasjon i skjellmorfologien i materiale fra ulike lokaliteter. Observasjon av hele celler er bare rapportert fra Nord-Atlanteren (ESTEP *et al.* 1984) og levende celler er bare sett i Vestfjord-materialet. Sammenlikning av kulturmateriale fra de ulike regionene er nødvendig for å avgjøre om det dreier seg om én art eller svært nærstående arter,

eventuelt raser av arten. Det er ingen eksakte opplysninger om cellekonsentrasjoner bortsett fra oppblomstringen i år.

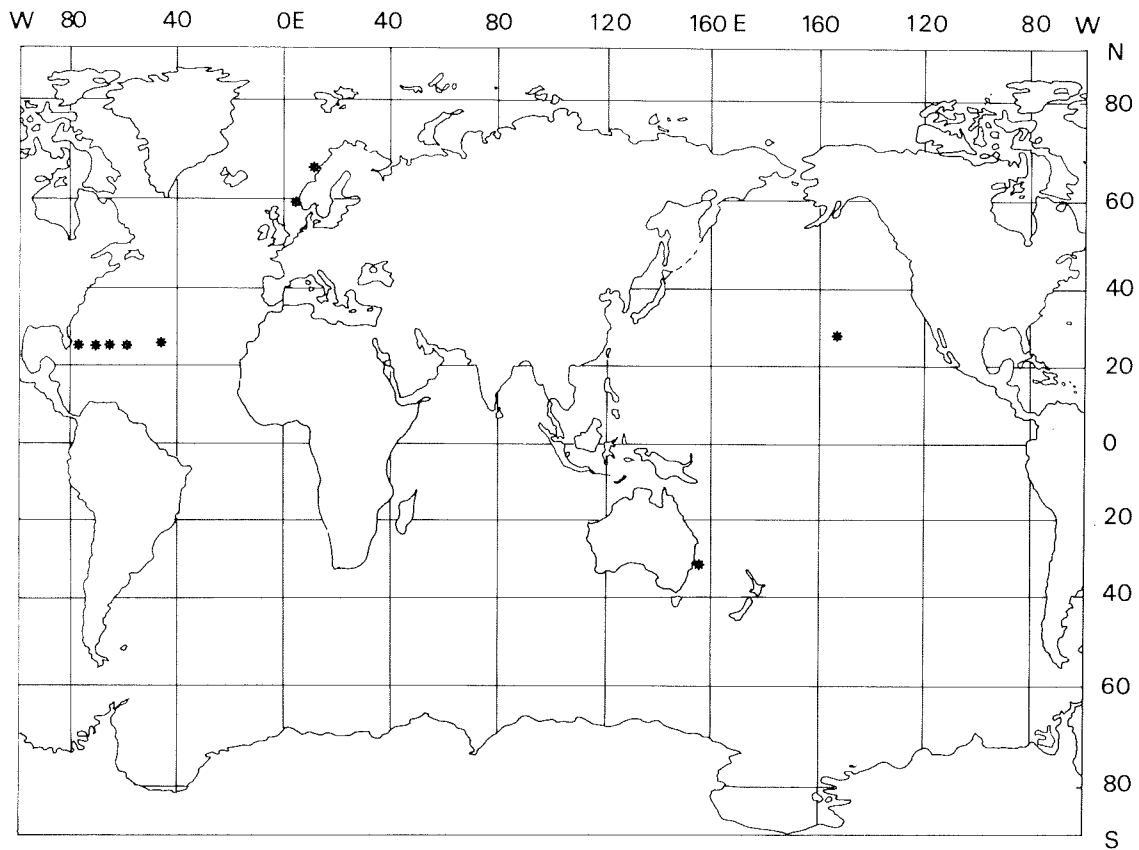


Fig.2. Registrert forekomst av *Chrysochromulina leadbeateri*.  
(Records of *Chrysochromulina leadbeateri*).

## 5. LIVSSYKLUS

Livssyklus er beskrevet fra kultur for noen få *Chrysochromulina*-arter (PARKE *et al.* 1955), men er i det hele ufullstendig kjent. Hos flere *Chrysochromulina*-arter er det observert mange ulike cellyper; foruten den typiske flagellaten med to kloroplaster, større flagellater med 4 kloroplaster, amøboide celler med flikede kloroplaster, og palmelloide ubevegelige stadier. Flere av disse stadiene er også funnet igjen i kulturer av *C. leadbeateri*, spesielt er store celler med flere sett flageller og mange kloroplaster typisk for eldre kulturer. Stadier med cellevegg er observert hos *C. kappa*, *C. minor* og *C. brevifilum* (PARKE *et al.* 1955), men ennå ikke rapportert for *C. leadbeateri*. Cyster med forkislede vegger som antydnet for andre prymnesiophyceer i tidligere arbeider (PARKE 1949) finnes neppe innen Prymnesiophyceae.

## 6. SVØMMEEVNE

Frittlevende flagellater som *Chrysochromulina* har en utpreget svømmeevne som gjør dem i stand til å justere sin posisjon i stabile vannmasser. Størrelsesordenen på svømmehastigheten er  $100 \mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  eller ca 36 cm i timen. Energiforbruket ved svømmingen er meget lavt (SOMMER 1988), og det er rimelig å anta at cellene kan svømme nærmest kontinuerlig. Svømmeevnen er ubetydelig i forhold til horisontale vannbevegelser, men kan ha stor betydning for akkumulering av algene vertikalt i tynne sjikt.

## 7. ERNÆRING OG OVERLEVELSE

Ernæringen hos *C. leadbeateri* er antagelig mixotrof ved at organiske partikler kan tas opp i cellene. PARKE *et al.* (1955) demonstrerte opptak av grafittpartikler i *C. kappa*, *C. minor* og *C. brevifilum* og ga senere en mer inngående beskrivelse av fagotroft opptak av både bakterier, mikroalger og uorganiske partikler hos *C. ericina* (PARKE *et al.* 1956, lysmikroskopi). Eksperimentene viste at *C. ericina* kan være selektiv i sitt næringsopptak, og gjerne tok opp bakterier. Enkelte næringspartikler syntes å utløse extrusomene (slimlegemene) som ligger i celleoverflaten hos *Chrysochromulina* cellene. (Disse ble ikke utløst av grafittpartikler.) Ved opptak av *Nannochloris atomus* (Grønnalge 2-3  $\mu\text{m}$ ) syntes det som om *Chrysochromulina*-cellene desintegrerte etterpå. Opptaket finner sted i bakenden (motsatt flagellenden) av cellene (PARKE *et al.* 1955, 1956) og nyere undersøkelser har vist at ihvertfall hos noen arter brukes haptonema til å føre næringspartiklen til cellen (Ifølge Inouye 1991, Øjvind Moestrup pers. medd.).

JONES, LEADBEATER og GREEN (1991) har føret *C. brevifilum* med carmin-partikler og funnet størst opptak ved lav lysintensitet. Partikkelopptak i mørke ble redusert ved avbrudd med lysperioder. ESTEP og MCINTYRE (1989) har utviklet teorien om opptak av organisk stoff fra vannet, videre til også å gjelde forholdet til andre arter i planktonet; dasmotrofi (skattlegging). Hos *C. leadbeateri* er celler med mørkfarget innhold, mulige næringsvakuoler, registrert i kulturer. Forsøk med organiske karbonkilder har vist forskjeller mellom de *Chrysochromulina*-artene som ble prøvet (PINTNER og PROVASOLI 1968): *C. kappa* var heterotrof både ved høy og lav lysintensitet, den kunne ikke vokse i mørke, men overlevde uten lys i opptil 65 døgn. *C. brevifilum* (som også kunne overleve i mørke) og *C. strobilus* var bare heterotrofe ved lave lysintensiteter.

## 8. VEKST I KULTUR

Vekstforsøk med *C. leadbeateri* i renkultur viser generelt lavere delingshastighet ved lavere

saltholdighet, og at arten bedre tåler lav saltholdighet ved lav temperatur; forsøk i området 5-35 S og 9-21°C, ved  $10^{16}$  kvanter-cm<sup>-2</sup>-sekund<sup>-1</sup> ). (Forsøkene som utføres av Aud Larsen under Skadelige alger-prosjektet ved Avd. for marin botanikk er igang og blir fulgt opp med elektronmikroskopiske undersøkelser for å påvise eventuelle forandringer i skjellmorfologi under ulike miljøbetingelser.)

## 9. TOKSISITET

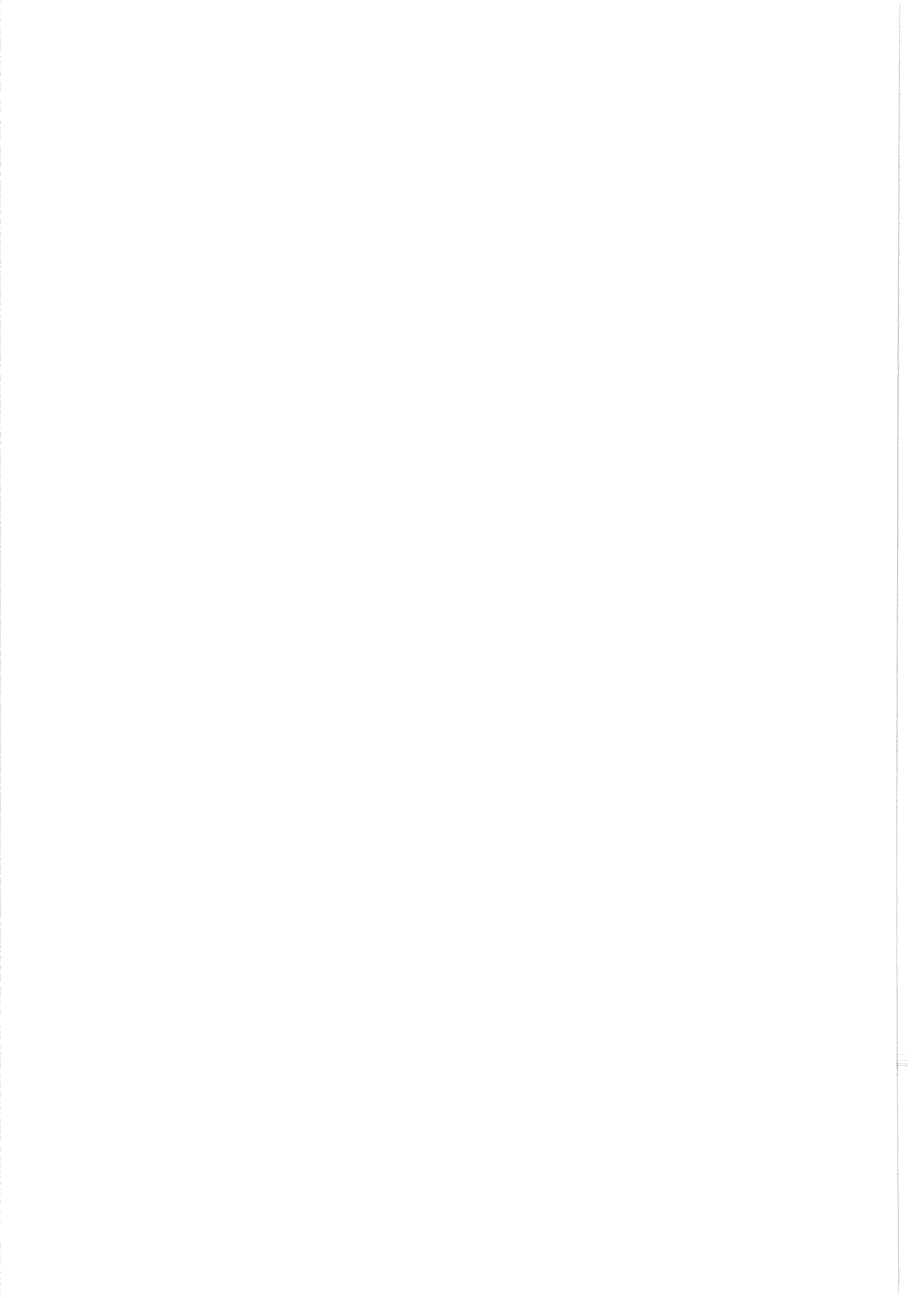
*C. leadbeateri* har vært testet for toksisitet utifra naturlig materiale. *Artemia*-tester (EDVARDESEN og PAASCHE 1991) på materiale fra oppblomstringssituasjonen i Lofoten ga tydelige toksiske indikasjoner, mens kulturmaterialiet ennå ikke har gitt pålitelige resultater (Bente Edvardsen pers. medd.). Toksistetstest på synaptosomer har vist tydelige effekt fra naturlig materiale (Anne Sophie Meldahl pers. medd., metode: FONNUM *et al.* 1980).

## 10. DISKUSJON

Den overveiende delen av kunnskapen om *Chrysochromulina* er knyttet til arter som også er vanlige i norske kystfarvann, men ettersom *C. leadbeateri* først er kommet i kultur nå etter oppblomstringen i Vestfjorden står det mye igjen å gjøre med denne. De enkelte artene av *Chrysochromulina* synes å ha noe forskjellig respons på miljøet så det er bare med forbehold at en kan generalisere. Det synes imidlertid klart at *C. leadbeateri* er en god marin art med vid utbredelse, med toleranse også for lave saltholdigheter og med god vekst i området 15-35 S. Ernæringen er antagelig mixotrof, men detaljene ved næringsopptak og næringspartikkelpreferanser for arten er ennå ikke kjent. Overlevelse i mørke i miljø med organiske karbonkilder gir flere av *Chrysochromulina*-artene store konkurransefordeler. Betydningen av livssyklus som bl a omfatter stadier med mange kloroplaster og flere flagell/haptonema-sett er ikke kjent. I kultur er arten fototaktisk og svømmeevnen er stor nok til å påvirke den vertikale fordelingen av celler i stabile vannmasser. Dette kan være en mulig årsak til akkumulering i flak som så kan forflyttes horisontalt med strømmer i havet. Hvorvidt cellene blir toksiske under en "oppblomstring", eller først etter at veksten er kulminert er ennå ikke klarlagt. Toksisteteten i naturlig materiale er antageligvis sterkere enn i kulturer, kanskje på grunn av et dyrkningsmiljø med rik næringstilgang. En mulig utvikling av en toksisk masseforekomst kan være: overveiende fotoautotrof vekst til næringssaltbegrensning inntreer, fortsatt med overgang til mixotrofi, økende giftproduksjon og eventuelt med dasmotrofi, og en akkumulering av cellene i horisontale lag ved aktiv svømming. Transport av disse lagene ved strømmer vil kunne gi tilleggsnæring ved entrainment, men også føre større konsentrasjoner av flagellatene inn i oppdrettsområder.

## 11. LITTERATUR

- EDVARDESEN, B. and PAASCHE, E. 1992. Two motile stages of *Chrysochromulina polylepis* (Prymnesiophyceae): Morphology, growth and toxicity. *J. Phycol.* 28(1) in press.
- ESTEP, K., DAVIS, P.G., HARGRAVES, P.E. and SIEBURTH, J.MCN. 1984. Chloroplast containing microflagellates in natural populations of the North Atlantic nanoplankton, their identification and distribution; including a description of five new species of *Chrysochromulina* (Prymnesiophyceae). *Protistol.* 20 : 613-634.
- ESTEP, K. and MACINTYRE F. 1989. Taxonomy, life cycle, distribution and dasmotrophy of *Chrysochromulina*: a theory accounting for scales, haptonema, muciferous bodies and toxicity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 57 : 11-21.
- FONNUM, F., LUND LARSEN, R., SØRENSEN, M., STERRI, S. and WATAAS, I. 1980. High affinity transport systems and their role in transmitters action..Pp. 455-504 in COLMAN, C.W., POSTE,G. and NICOLSON, G.L. eds. *The Cell surface and the neuronal function*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, New York.
- HALLEGRAEFF, G. 1983. Scale-bearing and loricate nanoplankton from the East Australian Current. *Bot.Mar.* 26 : 493-515.
- HOEPFFNER, N. and HAAS, L.W. 1990. Electron microscopy of nano-plankton from the north Pacific central gyre. *J.Phycol.* 26 : 421-439.
- JONES, H., LEADBEATER, B.S.C. and GREEN, J.C. 1991. Particle ingestion by a marine species of *Chrysochromulina* (Prymnesiophyceae). *Br.Phycol.J.* 26 : 89-90.
- LACKEY, J.B. 1939. Notes on plankton flagellates from the Scioto river. *Lloydia* 2 : 128-143.
- LEADBEATER, B.S.C. 1972. Identification, by means of electron microscopy, of flagellate nanoplankton from the coast of Norway. *Sarsia* 49 : 107-124.
- PARKE, M. 1949. Studies on marine flagellates. *J.mar.biol.Ass. U.K.* 28 : 255-286.
- PARKE, M. 1954. New observations on marine Chrysophyceae. *VIII<sup>o</sup> congress international de botanique, sect. 17.*
- PARKE, M., MANTON, I. and CLARKE, B. 1955. Studies on marine flagellates II. Three new species of *Chrysochromulina*. *J.mar.biol.Ass.U.K.*, 34 : 579-609.
- PARKE, M., MANTON, I. and CLARKE, B. 1956. Studies on marine flagellates III. Three further species of *Chrysochromulina*. *J.mar.biol.Ass.U.K.*, 35 : 387-414.
- PINTNER, I.J. and PROVASOLI, L. 1968. Heterotrophy in subdued light of three *Chrysochromulina* species. *Bull.Misaki mar.biol.Inst.Kyoto Univ.* 12 : 25-31.
- SOMMER, U. 1988. Some relationships in phytoflagellate motility. *Hydrobiol.* 161 :125-131.





# IDENTIFISERING AV *Chrysochromulina leadbeateri* VED HJELP AV FJERNMÅLING

## IDENTIFICATION OF *Chrysochromulina leadbeateri* BY MEANS OF REMOTE SENSING

Geir Johnsen

Trondhjem Biologiske Stasjon

Bynesveien 46,

N-7018 Trondheim.

### SAMMENDRAG

Hver av de ti hovedgruppene av marine planktonalger har forskjellig pigmentsammensetning, og hvert pigment absorberer bølgelengdene av synlig lys (400-700nm) forskjellig. Dette er grunnlaget for å skille mellom forskjellige algegrupper i havet ved hjelp av optiske målinger.

Hensikten med dette prosjektet er å sammenligne laboratoriedata med felldata med hensyn til planteplanktons optiske karakteristikk for å kalibrere optiske fjernmålingsinstrumenter som måler absorpsjon og fluorescens ved utvalgte bølgelengdebånd av synlig lys. På dette toktet var det særlig prymnesiophyceer og dinoflagellater som dominerte i vannmassene. Disse algegruppene er blitt identifisert på grunnlag av absorpsjonen hos levende algeceller fra 400 til 700 nm [CHL<sub>a</sub>-spesifikk absorpsjonsspektra,  $\sigma_{ac}$ ,  $m^2 (mg\ CHL\ a)^{-1}$ ] og fluorescens-eksitasjonsspektra [ $\sigma_F$ ,  $m^2 (mg\ CHL\ a)^{-1}$ , 400-700 nm]. Dataene er igjen sammenlignet med lysmikroskopi av levende alger samt pigment "fingerprinting" hvor isolering av forskjellige pigmenter fra algene er utført med høypresisjons væskechromatografi (HPLC).

På steder hvor prymnesiophyceen *Chrysochromulina leadbeateri* dominerte, kunne en med de nevnte metoder med sikkerhet si at vannet inneholdt algegruppen prymnesiophyceer og pigmentsammensetningen viste at en eller flere av slektene *Chrysochromulina*, *Emiliania* og *Phaeocystis* var tilstede. Disse tre slektene har signifikante mengder av "merkepigmentene" klorofyll  $c_3$  og 19'-Hexanoyloxyfucoxantin, som gjør at de skiller seg ut fra andre algegrupper ved måling av  $\sigma_{ac}$  og  $\sigma_F$ .

Konklusjonen av denne feltundersøkelsen er at det er mulig å detektere forskjellige marine arter av planktonalger i felt på grunnlag av optiske karakteristika. Dette viser at det i prinsippet er mulig å anvende fjernmåling, f. eks. fra bøyer og satellitter, ikke bare til å bestemme hvor mye

klorofyll *a* det er i havet, men også bestemme hvilke grupper av alger som er tilstede.

## SUMMARY

Different groups of marine phytoplankton have different pigment composition, and each pigment absorbs in different bands of visible light (400-700 nm). This forms the basis to discriminate between different groups of phytoplankton by means of remote sensing.

The scope of this project is to compare laboratory data with data obtained from the field with respect to optical characteristics of phytoplankton in order to calibrate optical sensors which register attenuation of light and chlorophyll (CHL) fluorescence at chosen wavebands of visible light. On this cruise, especially prymnesiophytes and dinoflagellates were predominant. The phytoplankton were identified by means of CHL*a* -specific absorption spectra [ $a_c$ ,  $m^2$  (mg CHL*a*)<sup>-1</sup>] and fluorescence excitation-spectra [ $F$ ,  $m^2$  (mg CHL*a*)<sup>-1</sup>]. The spectral information were compared to species composition identified by light microscopy of living algal cells and isolation of algal pigments by means of High Performance Liquid Chromatography (HPLC).

At stations where *Chrysochromulina leadbeateri* was dominating, optical measurements clearly indicated that the waters contained prymnesiophytes, and the pigment composition indicated that one or more of the genera *Chrysochromulina*, *Emiliana* and *Phaeocystis* were present. These three genera have significant amounts of the "marker pigments" chlorophyll *c*<sub>3</sub> and 19'-Hexanoyloxyfucoxanthin which distinguishes  $a_c$  and  $F$  of these genera from those of other algae. Field data agreed with laboratory experiments. It is therefore in principle possible to distinguish between different marine phytoplankton in the field by remote sensing.

## 1. INNLEDNING

Planktonalger danner grunnlaget for praktisk talt alt liv i havet, men i de senere år har alger også blitt interessante ut fra andre perspektiver. Noen arter er giftige og har forårsaket skader i marint miljø samt laget problemer for akvakulturnæringen. I sterkt eutrofierte områder kan alger, selv om de er ugiftige, skape problemer. I tillegg er planktonalgene første ledd i den biologiske karbonpumpen i havet (algene binder CO<sub>2</sub> fra havets overflatelag samt atmosfæren, og en andel av algene synker til bunns og sedimenterer). Således sett er kunnskap om planktonalgers utbredelse viktig både fra et fiskeri-, forurensnings- og klimaperspektiv. Om de to første perspektivene er lokale/regionale, så er klimaperspektivet globalt .

Tradisjonelle målinger fra fartøy gir svært begrenset informasjon om algers utbredelse tatt havarealenes størrelse i betraktning, dessuten varierer plankton-algebestander hurtig fordi de både vokser og desimeres hurtig. En skikkelig registrering av algebestander krever derfor en kombinasjon av fartøy- og fjernmålingsundersøkelser. Satellitter kan dekke store arealer gjennom registrering av havets farge ("ocean colour"), mens registrerende instrumenter på bøyer kan dekke tids- og dybdeaspektet av utbredelsen. Det er beskrevet ca. 300 arter av planktonalger langs Norskekysten, hvorav ca. 30 arter er kvantitativt viktige.

Ved å se på svekking av lys (transmisjonsmåler, spektrometer) eller *in vivo* (=levende celler) absorpsjon med spektrofotometer ved forskjellige bølgelengder i vann vil en kunne danne seg et bilde av hvilke(n) algegruppe(r) som er tilstede. En måte å gjøre dette på er å se på hvordan de forskjellige algene absorberer blått, grønt og rødt lys og ved hjelp av dette skille de forskjellige algegruppene fra hverandre.

Ved bruk av et spektrofluorometer ser en dessuten på de enkelte pigmenters (bundet til proteiner) transport av energi til fotosyntese; dette måles som rød fluorescens fra reaksjonssentret hvor O<sub>2</sub> produseres under fotosyntesen. Denne metoden er meget sensitiv og er uten interferens fra andre partikler enn alger (i motsetning til absorpsjonsmålingene).

Målsetningen med NTN-prosjektet "Tolking og bruk av fjernmålingsdata fra algeblomstringer" utført ved Trondhjem Biologiske Stasjon er å undersøke de planktonalgene som er kvantitativt viktige i våre farvann med henblikk på optiske egenskaper under kontrollerte forhold i laboratoriet. Data viser at en kan skille mellom forskjellige planktonalger ("optisk taksonomi") ved hjelp av absorpsjons- og fluorescensspektra. Det vil bli utarbeidet et "optisk algeleksikon" som viser hvordan en kan skille algegrupper ved hjelp av *in vivo* absorpsjons- og fluorescens-eksitasjonsspektra. Det er lagt vekt på å undersøke giftige

oppblomstringsalger som er vanlige langs Norskekysten. Dette er alger som også danner oppblomstringer i andre farvann. Ugiftige oppblomstringsalger, for eksempel kiselalger som danner våroppblomstringer og er matkilde for planteetere i havet, er også tatt med for å studere den optiske forskjellen mellom toksiske og ikke-toksiske alger.

Uansett teknikk må fjernmålingsinstrumenter kalibreres. Det innebærer at man må kjenne absorpsjons- og fluorescenseksitasjonsspektra for algene samt spektra for absorpsjon i vann med varierende grad av humus ("gulstoff"). I og med at forskjellige algegrupper har forskjellige spektra på grunn av forskjellig pigmentsammensetning, er det også i prinsippet mulig gjennom fjernmåling å se forskjell på algegrupper gjennom at de gir forskjellige signaturer. Det er for eksempel vist at gruppen prymnesiophyceer, som har flere giftige algearter (blant annet *Chrysochromulina polylepis* som blomstret i Skagerrak/Kattegat sommeren 1988 og *Chrysochromulina leadbeateri* som denne artikkelen omhandler), har spektrale karakteristikk som er så forskjellig fra de som kiselalger har, at forskjellen vil være tydelig ved fjernmåling hvis data tas i minst 3 velvalgte bølgelengdeområder (SAKSHAUG *et al.* 1991b). Således er det i prinsippet ikke bare mulig å drive generell algevarsling gjennom fjernmåling, det er også mulig å detektere om det er en ufarlig eller en potensielt farlig algegruppe.

Tabell 1: Hver algegruppe har forskjellig pigmentsammensetning. Hvert pigment absorberer bølgelengdene 400-700nm forskjellig. De tre hovedgruppene er klorofyller, karotenoider og biliproteiner.

*(Different groups of marine phytoplankton have different pigment composition. Each individual pigment absorbs visible light from 400 to 700 nm different. There are three main groups, namely chlorophylls, carotenoids and biliproteins).*

Algegruppe	Klorofyller	Hoved karotenoider	Spesielle pigmenter
1.Kiselalger	CHLa,c <sub>1</sub> ,c <sub>2</sub>	F,DD,DT,β	N,EC,C
2.Dinoflagellater	CHLa,c <sub>1</sub> ,c <sub>2</sub>	P/19'F,DD,DT,β	DX,EC,PY,F
3.Prymnesiophyceer	CHLa,c <sub>1</sub> ,c <sub>2</sub> ,c <sub>3</sub>	F,19'F,DD,DT,β	CR,EC
4. Prasinophyceer	CHLa,b	PR/L,N,V,A,β	Z,U,SI
5.Euglenophyceer	CHLa,b	DT,DD,β	EU,SI,N
6.Cryptophyceer	CHLa,c <sub>2</sub>	AX,AC,Z,A,β	Bili,LY,MO
7.Chlorophyceer	CHLa,b	L,V,N,A,β	SX,LO,Z,βC
8.Chrysophyceer	CHLa,c <sub>1</sub> ,c <sub>2</sub> ,c <sub>3</sub>	F,β	N,Z,V,AN
9. Raphidophyceer	CHLa,c <sub>2</sub> ?	F,P?,β	???
10.Cyanophyceer	CHLa	EC,M,Z,OC,C,β	Bili,LY,A

Symboler (*Symbols*): A=alfa-caroten, AC=alfa-cryptoxanthin, AN=antheraxanthin, AX=alloxanthin, Bili=biliproteiner, C=canthaxanthin, CHL=klorofyll, CR=cryptoxanthin, DD= diadinoxanthin, DT=diatoxanthin, DX=dinoxanthin, β=β-caroten, βC= β-cryptoxanthin, EC=echinenone, EU=eutreptiallanone, F=fucoxanthin, 19'F= 19'-hexanoyl- eller 19'-butanoyloxyfucoxanthin, L=lutein, LO=loroxanthin, LY=lycopen, M=myxoxanthofyll, MO=monadoxanthin, N=neoxanthin, OC=oscillaxanthin, PR=prasinoxanthin, PY=pyrrhoxanthin, SI=siphonein, SX=siphonaxanthin, U=uriolid, V=violaxanthin, Z=zeaxanthin.

Så langt har 10 hovedgrupper av alger med flere arter fra hver gruppe dyrket under høye- og lave lysintensiteter blitt undersøkt (Tabell 1, G. Johnsen upubliserte data). Kiselalger, dinoflagellater og prymnesiophyceer danner vanligvis oppblomstringer i kystnære farvann verden over. Blant dinoflagellatene er det flere giftige arter hvorav spesielt *Gyrodinium aureolum*, en dinoflagellat med avvikende pigmentering som har mange fellestrekk med prymnesiophyceer, ført til gjentatte forgiftninger av mennesker og marine dyr flere steder i verden over flere tiår (TANGEN 1978, 1980, 1983). På grunn av pigmenteringen til *G. aureolum* er også de optiske signaturene lik signaturene til de toksiske prymnesiophyceene *Prymnesium parvum*, *C. polylepis* og *C. leadbeateri* (G. Johnsen upubliserte data). Prasinophyceer, euglenophyceer, cryptophyceer, chlorophyceer, chrysophyceer, raphidophyceer og cyanophyceer kan også være kvantitativt viktige i norske farvann og kan skilles/identifiseres optisk.

## 2. MATERIALE OG METODER

Prymnesiophycean *C. leadbeateri* ble først observert i 1970 av B. S. C. Leadbeater fra Herdla fjorden ved Bergen (LEADBEATER 1972). Oppblomstringen av *C. leadbeateri* i Vestfjordsområdet i mai-juni 1991 holdt seg i de øvre vannlag. Selv om *C. leadbeateri* dominerte, var den ikke den eneste representanten i planteplanktonet. Vannprøvene inneholdt ofte en relativt stor andel av dinoflagellater med dinoflagellatkarotenoidet peridinin samt andre representanter av slekten *Chrysochromulina*. Spesielt de ugiftige *Chrysochromulina ericina* og *Chrysochromulina hirta* ble funnet i planktonet sammen med *C. leadbeateri* (W. Eikrem pers. medd.). Vanntemperaturen mens *C. leadbeateri* blomstret, varierte fra 6°C i mai til 11°C i juni (J. Aure pers. medd.). På stasjon 841 (Kanstadfjorden) ble prøver fra klorofyll maksimum på 15 meters dyp (Stasjon 841-15m), med dominans av *C. leadbeateri*, sammenlignet med stasjon 850 (ved Valvær) hvor et håvtrekk i overflaten var dominert av *Chrysochromulina* arter og peridininnholdende dinoflagellater. Data fra disse stasjonene blir igjen sammenlignet med laboratoriedata av *C. polylepis* for å vise likheter/forskjeller.

Algenes absorpsjon av innstrålt lys ( $\sigma_a$ ) ved forskjellige bølgelengder er normalisert til Klorofyll *a* [CHL *a* -spesifikt absorpsjonsspekter  $\sigma_a$ , m<sup>2</sup> (mg CHL*a*)<sup>-1</sup>]. Dette ble målt med et Beckman UD-50 spektrofotometer med Whatman GF/C glassfiber filtre etter MITCHELL og KIEFER (1988).

Fluorescens eksitasjonsspektra ( $\sigma_F$ ) ble målt med et Photon Technology International MS3-AlphaScan spektrofluorometer hvor kvantekorrigerings ble gjort i henhold til KOPF og HEINZE

(1984) og normalisert til  $\sigma_a$  ifølge SAKSHAUG *et al.* (1991a).  $\sigma_F$  er et mål for absorpsjon av lys tilgjengelig for fotosyntesen, og tilsvarende et aksjonsspekter. Metoden er ekstremt sensitiv og gir taksonomisk, fysiologisk og biokjemisk informasjon.

For bestemmelse av pigmentsammensetning ble vannprøvene filtrert på Whatman GF/C filtre og ekstrahert med en acetone:metanol blanding i forholdet 7:3 (vol:vol) etter HERTZBERG og LIAAEN-JENSEN (1966). Ekstraktene ble refiltrert gjennom Whatman GF/C filtre og lagret i cryorør ved  $-80^{\circ}\text{C}$  inntil analysene fant sted. Kvantitativ og kvalitativ pigmentbestemmelse ble gjort med høypresisjons væskrokromatografi (Merck & Hitachi L-6200 HPLC) tilkoblet et Hitachi Model U-2000 spektrofotometer og et Hitachi F-3000 spektrofluorometer utstyrt med gjennomstrømskyvetter. En SPHERI-5 RP-18 reversert fase C-18 kolonne (Brownlee Labs 25 cm x 4.6 mm, 5  $\mu\text{m}$  partikler) ble brukt med eluering i et lavtrykksgradient system bestående av en lineær gradient fra 100% løsning A til 100% løsning B i løpet av 10 minutter for så å fortsette med løsning B for enda 15 minutter. Løsning A bestod av 70:30 metanol:vann (vol:vol) med ioneparingsagenter etter MANTOURA og LLEWELLYN (1983). Løsning B bestod av 60:40 metanol:etylacetat (vol:vol). Pigmentene (klorofyller og karotenoider) ble registrert med absorpsjon ved 440 nm og fluorescens (klorofyller med derivater) hvor eksitasjonsbølglengden var 420 nm og emisjonsbølglengden 675 nm. Kvalitativ og kvantitativ kalibrering av HPLC kolonne ble gjort etter JOHNSEN *et al.* (1991).

### 3. RESULTATER

Den første indikasjonen på giftige alger skjedde 15 mai 1991 da det ble registrert stor dødelighet av laks i en brønnbåt som skulle fra Lødingen til Svolve. I Lofoten/Vestfjordsområdet ble det i første uken i juni registrert 0.1-3.5 millioner celler  $\text{l}^{-1}$  av *C. leadbeateri*, fra 7 til 11 juni ble den største biomassen registrert dypere ned i vannmassene (0.1-9.1 millioner celler  $\text{l}^{-1}$ , K. Heidal pers. medd.). Fra 16 til 18 juni ble *C. leadbeateri* registrert i overflatelaget med mindre enn 0.01 til 3 millioner celler  $\text{l}^{-1}$  (W. Eikrem pers. medd.), sammen med andre representanter av slekten *Chrysochromulina*, dinoflagellater og diatomeer. Under toktet med G. O. Sars 16-18 juni ble de største cellekonsentrasjonene av *C. leadbeateri* registrert fra 0 til 10 meters dyp. Ofte fant en den største bestanden i overflatelaget (0-2m). Det var sjelden bare en art av slekten *Chrysochromulina* tilstede i planktonet. Ved de fleste stasjonene fra 16 til 18 juni ble det observert bioluminescens som var korrelert med peridinininnholdende dinoflagellater.

$\sigma_a$  på stasjon 841-15m, som var totalt dominert av *C. leadbeateri*, er svært lik toppene fra renkultur av høylysadaptert *C. polylepis*, dette var forventet da alle *Chrysochromulina* arter

som til nå er undersøkt på laboratoriet har samme pigmentsammensetning (G. Johnsen unpubl. data). Signifikante absorpsjonsstopper ved 438, 470, 583, 640 og 675 nm korresponderer til  $CHLa$  (439, 640 og 675 nm),  $CHLc_3+CHLc_2$  (470, 583 og 640 nm) og 19'-Hexanoyloxfucoxanthin som absorberer kraftig ved 470 nm (Fig. 1A, Tabell 2). På stasjon 850 ble det observert  $\sigma_{ac}$ -topper ved 434, 631 og 673 nm og skuldre ved 460, 500, 576 nm. Spesielt ved 500 nm absorberer peridinin merkbart.  $\sigma_{ac}$ -verdiene ved 676 nm varierte fra 0.0223 til 0.0137  $m^2 (mg CHLa)^{-1}$ , ved denne bølgelegden er kun  $CHLa$  som absorberer.  $\sigma_{ac}(676 \text{ nm})$  er brukt for å påvise "package effect", m.a.o. selvskygging i cellene som funksjon av  $CHLa$  i algecellene. Høye  $\sigma_{ac}(676 \text{ nm})$ -verdier indikerer høylysadapterte alger med lite  $CHLa$  per celle, det motsatte vil en finne hos celler adaptert til lavlys. Høye  $\sigma_{ac}$ -verdier ble observert den 16 og 17 juni uansett hvilken dybde algene var hentet fra. Dette indikerer at algene hadde maksimale lysforhold for høy fotosyntese og dermed rask vekst. På basis av fluorescensprofiler var  $CHLa$  maksimum mellom 14-18 m ved stasjon 840 (Kanstadjorden), 841 (Kanstadjorden) og 843 (Tysfjord, ved Hulløy), og helt i overflaten på stasjon 850 (ved

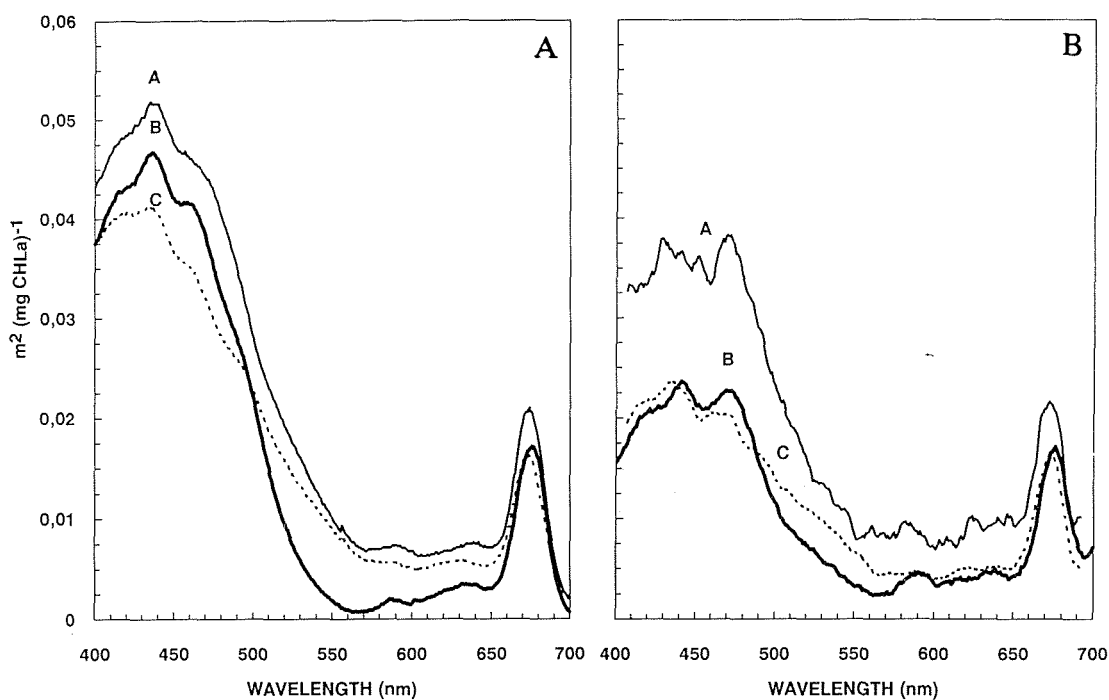


Fig. 1. A:  $CHLa$ -spesifikk absorpsjon ( $\sigma_{ac}$ ) for stasjon 841-15m dominert av *Chrysochromulina leadbeateri* (A), stasjon 850-0m med 50% av slekten *Chrysochromulina* og 50% peridininholdende dinoflagellater (C) og renkultur av *C. polylepis* (B). B: Normalisert fluorescens eksitasjonsspektra ( $^{\circ}F$ ) for samme algegrupperinger som i A.

( A:  $CHL a$ -specific absorption ( $\sigma_{ac}$ ) for station 841-15 m dominated by *Chrysochromulina leadbeateri* (A) , station 850-0 m with 50% of genus *Chrysochromulina* and 50% peridinin containing dinoflagellates (C) and pure culture of *C. polylepis* (B). B: Normalized fluorescence excitation spectra ( $^{\circ}F$ ) of the same algal groups as in A ).

Valvær). På stasjon 850 var skalar irradians ( $E_0$ )  $>170 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  i overflaten, 75 på 5 m, 42 på 10 m, 25 på 15m og  $14 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  på 20 meters dyp (R. Dalløkken pers. medd.). Utbredelsen av *C. leadbeateri* var avgrenset til vann med saltholdighet lavere enn 33 i fjordene. På stasjon 840, 841 og 843 var saltholdighet lavere enn 33 fra respektive 25, 25 og 18 meters dyp og opp til overflaten.

Tabell 2: HPLC kromatogram basert på absorpsjon ved 440 nm. (HPLC chromatogram based on absorption at 440 nm). Sek = tidsrom for pigmentoppene i sekunder (time period for pigment peaks in seconds). C.p=*C. polylepis*, høylysadaptert ved (highlight adapted at)  $500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

Topp	Sek	Pigment	$\mu\text{g pigment } (\mu\text{g CHLa})^{-1}$		C.p
			841-15m	850-0m	
1	444-471	CHLc <sub>3</sub>	0.063	0.024	0.068
2	474-540	*CHLc <sub>2</sub>	0.208	0.256	0.309
3	588-620	Peridinin	0.024	0.051	-
4	630-653	Fucoxanthin	0.109	0.431	0.079
5	654-690	19'-Hex-oxy-fucox.	0.325	-	0.443
6	695-728	Diadinoxanthin	0.097	0.146	0.168
7	727-784	Diatoxanthin	0.045	0.108	0.275
8	816-842	Ukjent	-	Spor	-
9	876-946	CHLa	1.000	1.000	1.000
10	1202-1250	$\beta$ -Caroten	0.029	0.017	0.027

Normalisert fluorescens-eksitasjonsspektra ( $^{\circ}\text{F}$ ) fra stasjon 841-15m viser en form som er typisk for prymnesiophyce-gruppen som har CHLc<sub>3</sub>, CHLc<sub>2</sub>, 19'-Hexanoyloxyfucoxanthin, Fucoxanthin, Diadinoxanthin, Diatoxanthin, CHLa og  $\beta$ -Caroten (Fig. 1A,B og Tabeller 1 og 2).  $^{\circ}\text{F}$  fra stasjon 841-15m var også her lik signaturene fra renkultur av høylysadaptert *C. polylepis*. Signifikante fluorescensstopper ved 436, 472, 585, 635 og 675 nm er i samsvar med  $^{\circ}\text{a}_c$  toppene (se Fig. 1A,B). Stasjon 850, som var rik på dinoflagellater, viser lav fluorescens ved 470 og 580 nm i motsetning til stasjon 841-15m og *C. polylepis*, noe som indikerer at det var lite av CHLc<sub>3</sub> og 19'-Hexanoyloxyfucoxanthin i prøven (Tabell 2 og Fig. 1A,B). En kan også merke seg en skulder fra 500-550 nm som skiller stasjon 850 fra de øvrige, i dette bølgelengdeområdet absorberer Peridinin og Fucoxanthin kraftig (Tabell 2).

Pigmentsammensetningen på stasjon 841-15m og 850 viser at det i hovedsak er prymnesiophyceer og dinoflagellater tilstede, men i forskjellige mengdeforhold. På stasjon 841-15m var planteplanktonet dominert av *C. leadbeateri*, mens ved stasjon 850 var det en annen algesammensetning med en stor innblanding av dinoflagellater med peridinin (Tabell 2).



#### 4. DISKUSJON

*C. leadbeateri* var sjeldent totalt dominerende i prøvene tatt fra 16-18 juni 1991, *C. ericina*, *C. hirta* og andre uidentifiserte *Chrysochromulina* arter ble observert samtidig (W. Eikrem pers. medd). Det var lignende forhold i Hylsfjorden i Ryfylke i juli-august 1991. Her dominerte som oftest prymnesiophyceen *Prymnesium parvum*, samtidig som *C. hirta* og *C. ericina* sammen til tider kunne komme i høyere celletettheter enn *P. parvum*. Dette ble registrert ved celledellinger og pigment "fingerprinting" (HPLC) på en døgnstasjon i indre Hylsfjord som viste at disse tre artene varierte i celletetthet over et helt døgn (T. Johnsen og G. Johnsen unpubl. data).

$\alpha_c$  kan gi informasjon om hvilke hovedgrupper av alger som er tilstede, men  $\alpha_c$  er følsom for interferens fra andre partikler enn alger (bakterier, døde partikler etc.). Dette er et problem da pigmenttoppene i spektret kan bli kamuflert og mengden absorbert lys overestimert (SAKSHAUG *et al.* 1991a,b).  $\alpha_c$  blir også påvirket av andelen degradert CHLa, noe som gir en høyere absorpsjon ved 420 i forhold til 440 nm. Høye lysstyrker vil forandre pigment-sammensetningen og dermed  $\alpha_c$  og  $\phi_F$ . Det er også artspesifikke forskjeller med hensyn på  $\alpha_c(676 \text{ nm})$  hvor arter med lite CHLa celle<sup>-1</sup> (f.eks. prymnesiophyceer) vil gi høye verdier i forhold til arter med mye CHLa celle<sup>-1</sup>, eksempelvis kiselalger (JOHNSEN *et al.* 1991).

$\phi_F$  viser etter skalering absorpsjon av fotosyntetisk brukbart lys. Metoden gir informasjon om hvordan de forskjellige pigmentene (bundet til proteiner) i levende alger transporterer absorbert lysenergi videre til fotosyntese-maskineriet. Dette måles som fluorescens fra algenes fotosyntesesenter (i fotosystem II hvor O<sub>2</sub> produseres).  $\phi_F$  måler kun algepigmentenes lysenergitransport til fotosyntese, av den grunn får en ingen interferens fra andre organiske/uorganiske partikler i motsetning til absorpsjonsmålingene.  $\phi_F$  er derfor et bedre og mer sensitivt taksonomisk verktøy enn  $\alpha_c$ .

For å finne ut hvilke pigmenter som gir de forskjellige toppene i absorpsjons- og fluorescensspektret, har det vært nødvendig å isolere hver enkelt arts pigmenter ved hjelp av HPLC. Identifisering av ubestemte pigmenter ved hjelp av spektral karakteristikker er videreutviklet både for absorpsjon og fluorescens. Spesielt er fluorescens-deteksjon lovende da en kan skille 10 forskjellige nedbrytningsprodukter av CHLa, som er den mest brukte parameteren for beregning av algebiomasse i marin biologi og satellittmåling.

Ved kombinert bruk av HPLC, *in vivo* absorpsjons- og fluorescens-eksitasjonsspektra kan disse gi en relativt sikker indikasjon på andelen av friske og døende alger i vannmassene. Gruppen prymnesiophyceer kan skilles i tre forskjellige pigmentgrupper ved at de kan ha tre, to

eller en forskjellig(e) type(r) av fucoxanthin og CHLc, noe som igjen kan skilles med  $\alpha_c$  og  $\beta$ . Slekten *Chrysochromulina*, *Emiliana* og *Phaeocystis* hører med til samme pigmentgruppe og gir de samme optiske signaturene. I Kanstadfjorden (Stasjon 841-15 m) og ved Valvær (Stasjon 850) ble det funnet peridinin som er et spesifikt dinoflagellat pigment på begge stasjonene i tillegg til pigmenter tilhørende slekten *Chrysochromulina* (Fig. 1A-B, Tabell 1-2). Ved lysmikroskopi av vannprøve tatt i overflaten på stasjon 850 viste det seg at prøven inneholdt ca. 50% *Chrysochromulina* celler og ca. 50% dinoflagellatceller (*Protoperdinium* spp., *Ceratium* spp., *Dinophysis rotundata*, *Prorocentrum micans* og flere uidentifiserte små flagellater). Den største algebiomassen ble funnet helt oppe i overflaten tilsvarende en irradians på  $170 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Disse  $E_0$  verdiene, forutsatt at vannmassene var stabile, tilsvarer høylysadapterte celler fra 0-5 m, midlere lysadaptering fra 5-10 m, lavlysadapterte celler fra 10-20 m og lysbegrensede alger dypere enn 20 m.

En tidlig våroppblomstring ble observert langs hele norskekysten etterfulgt av stor ferskvannsavrenning i april, mai og midten av juni. Stabile vannmasser med lav saltholdighet, høye lysstyrker og tilstrekkelig med næringssalter kan ha favorisert oppblomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri* ved at mange celler av arten allerede var tilstede. *C. leadbeateri* er fototaktisk, og kan holde seg i gunstig posisjon når det gjelder tilgang på lys og næringssalter i motsetning til kiselalgene som ikke kan svømme. Under slike omstendigheter vil kiselalgene synke vekk fra dette gunstige vannsjiktet. Det ble også observert høye temperaturer i oppblomstringsperioden, noe som også kunne være med å begunstige vekst av *Chrysochromulina* arter. Temperaturen var ca.  $6^\circ\text{C}$  i mai og gikk opp til  $11^\circ\text{C}$  i juni.

Oppblomstringen av *C. leadbeateri* har en rekke likheter med oppblomstringen av *C. polylepis* i Skagerrak mai-juni 1988: Før og under oppblomstringen av *C. polylepis* var det svak vind (lite omrøring av vannmassene) og stabile vannmasser (KAAS, LARSEN and THOMSEN 1988). Konkurrerende kiselalger sank ut av de stabile vannmassene, mens *C. polylepis* kunne posisjonere seg etter optimale lys- og næringsforhold. De høyeste konsentrasjonene av *C. polylepis* var også i sprangsjiktet på 0.5-2 meter hvor saltholdigheten var lav ( $<31$ ). Før oppblomstringen var det også høye næringskonsentrasjoner (BJERGSKOV *et al.* 1990). *C. polylepis* virket trolig også toksisk på andre algearter noe, som igjen favoriserte *C. polylepis*.

## 5. LITTERATUR

- BJERGSKOV, T., LARSEN, J., MOESTRUP, Ø, SØRENSEN, H.M. og KROGH, P. 1990. *Toksiske og potentielt toksiske alger i danske farvande*. The Fish Inspection Service Ministry of Fisheries. Denmark. 200pp.
- HERTZBERG, S. and LIAAEN-JENSEN, S. 1966. The carotenoids of blue-green algae. 1. The carotenoids of *Oscillatoria rubescens* and an *Athrospira* sp. *Phytochem.*, 5 : 557-563.
- JOHNSEN, G., SAKSHAUG, E. and VERNET, M. 1991. Pigment composition, spectral characterization and photosynthetic parameters in *Chrysochromulina polylepis*. Submitted *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- KAAS, H., LARSEN, J. og THOMSEN, H.A. 1988. Algeoppblomstringen foråret 1988. *Urt.*, 4 : 119-124.
- KOPF, U. and HEINZE, J. 1984. 2,7-bis(diethylamino)phenazonium chloride as a quantum counter for emission measurements between 240 and 700 nm. *Anal. Chem.*, 56 : 1931-1935.
- LEADBEATER, B.S.C. 1972. Identification, by means of electron microscopy, of flagellate nanoplankton from the coast of Norway. *Sarsia*, 49 : 107-124.
- MANTOURA, R.F.C. and LLEWELLYN, C.A. 1983. The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-pressure liquid chromatography. *Anal. Chim. Acta.*, 151: 297-314.
- MITCHELL, G.B. and KIEFER, D.A. 1988. Chlorophyll *a*-specific absorption and fluorescence excitation spectra for light-limited phytoplankton. *Deep-Sea Res.*, 35 : 639-663.
- SAKSHAUG, E., JOHNSEN, G., ANDRESEN, K. and VERNET, M. 1991a. Modeling of light-dependent algal photosynthesis and growth: experiments with the Barents Sea diatoms *Thalassiosira nordenskiöldii* and *Chaetoceros furellatus*. *Deep-Sea Res.*, 38 : 415-430.
- SAKSHAUG, E. JOHNSEN, G., SAMSETH, O. and VOLENT, Z. 1991b. Identification of phytoplankton by means of remote sensing. *Environ. North Seas*. Stavanger, August 1991. In press.
- TANGEN, K. 1978. Dinoflagellate blooms in Norwegian waters. Pp. 179-182 in TAYLOR, D.L. and SELIGER, H.H. eds. *Toxic Dinoflagellate Blooms*. Elsevier/North-Holland.
- TANGEN, K. 1980. Brown water in the Oslofjord, Norway, in September 1979, caused by the toxic *Prorocentrum minimum* and other dinoflagellates. *Blyttia.*, 38 : 145-

158.

TANGEN, K. 1983. Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. *Sarsia*, 68 : 1-7.

# VEKSTFORSØK MED *Chrysochromulina leadbeateri*

## GROWTH EXPERIMENTS WITH *Chrysochromulina leadbeateri*

Torbjørn M. Johnsen

Norsk institutt for vannforskning, Vestlandsavdelingen, Breiviken 5,

5035 Bergen-Sandviken

og

Evy R. Lømsland

Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen, Høyteknologisenteret,

5020 Bergen

## SAMMENDRAG

Vekstforsøk er gjennomført med *C. leadbeateri* for å finne algens vekstpotensiale sammenlignet med andre fytoplanktonarter. Algen er isolert fra vannprøver fra Grovfjord i Troms og dyrket i Guillard medium f/2 ved 10 og 16°C og med L:D = 12:12. Ved 150-165  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  ble veksthastigheten ved de to temperaturene målt til henholdsvis 0,90 og 1,16 delinger døgn<sup>-1</sup>. Vekstforsøk ved 10°C og 100  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  ga en veksthastighet på 0,62 delinger døgn<sup>-1</sup>. Ved 16°C og 380  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  var veksthastigheten 1,11 delinger døgn<sup>-1</sup>. Sammenlignet med andre vanlige fytoplanktonarter isolert fra Vestlandet har *C. leadbeateri* forholdsvis lav veksthastighet ved ikke-næringsbegrenset vekst.

## SUMMARY

*C. leadbeateri* isolated from the northern part of Norway (Grovfjord in Troms) has been grown in Guillard medium f/2 at 10 and 16°C with L:D=12:12. Based on cell counts the growth rates at 150-165  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  have been estimated to 0,90 and 1,16 divisions day<sup>-1</sup> at respectively 10 and 16°C. Cultures grown at 10°C and 100  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  gave 0,62 divisions day<sup>-1</sup>. At 16°C and 380  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  the growth rate was estimated to 1,11 divisions day<sup>-1</sup>. Compared with other ordinary phytoplankton species isolated from the western part of Norway the growth rate of *C. leadbeateri* is rather low at high nutrient levels.

## 1. MATERIALE OG METODER

Renkulturer av *Chrysochromulina leadbeateri* er framkommet ved fortynningsserier av råprøver innsamlet i Grovfjord i Troms og videredistribuert av Else Nøst Hegseth, Fiskerihøgskolen, Universitet i Tromsø. Dyrkningsmedium har vært Guillards medium f/2.

*C. leadbeateri* er blitt dyrket ved to temperaturer - 10 og 16°C - og med en lys-periode på 12 timer (L:D=12:12). Ved 10°C ble kulturene dyrket ved lysintensitetene 100 og 165  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , mens ved 16°C var lysintensitetene 150 og 380  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ . Lysmålingene er utført med sfærisk lysmåler direkte i kulturkolber fylt med dyrkningsmedium.

## 2. RESULTATER OG DISKUSJON

Kulturene av *C. leadbeateri* dyrket ved 10°C og med lysintensiteter på 100 og 165  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  nådde begge maksimalt ca.70 millioner celler  $\text{l}^{-1}$  etter 5 dager (fig. 1). Utgangstettheten for de to kulturene var henholdsvis 9,0 og 4,5 millioner celler  $\text{l}^{-1}$ . Disse kulturene ble satt opp fra logaritmisk voksende kulturer og ingen "lag-fase" ble derfor observert ved oppstarten av algekulturene.

Veksthastighet for *C. leadbeateri* ved 100 og 165  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  er beregnet til henholdsvis 0,62 og 0,90 delinger  $\text{døgn}^{-1}$ . Beregningene er basert på økningen i celletall i kulturene fra dag 1 til dag 5.

Kulturene dyrket ved 16°C nådde ca.50 millioner celler  $\text{l}^{-1}$  etter 5-6 døgn med en utgangsbestand på 2 millioner celler  $\text{l}^{-1}$  (fig.2). Ved laveste lysintensitet (150  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) ble veksthastigheten beregnet til 1,16 delinger  $\text{døgn}^{-1}$  basert på økningen i celletall fra dag 3 til dag 6. Veksthastigheten ved 380  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  basert på celletalløkningen fra dag 3 til dag 6 er 1,11 delinger  $\text{døgn}^{-1}$ . Den lavere veksthastigheten ved høyeste lysstyrke kan tyde på en svak lysinhibering.

Hvis en antar at *C. leadbeateri* har lysmettet vekst både ved 150 og 165  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , gir en økning i temperaturen på 6°C en økning i veksthastigheten på 29%. Dette gir  $q_{10} = 1,39$ . Ved 6°C som var vanntemperaturen i blomstringsområdet, vil delingshastigheten da bli 0,74 delinger  $\text{døgn}^{-1}$ .

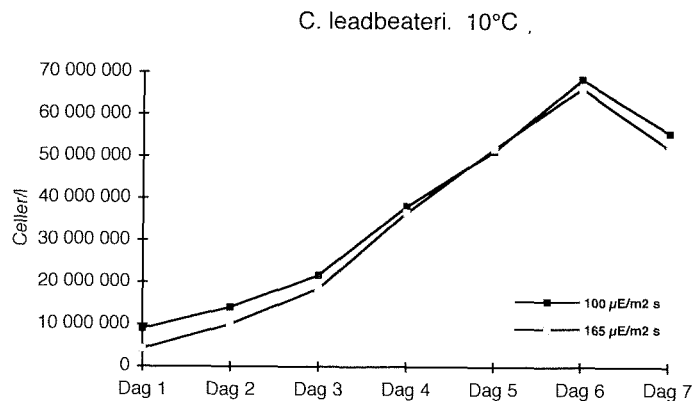


Fig. 1. Vekstkurve for *C. leadbeateri* ved 10°C  
(Growth of *C. leadbeateri* at 10 °C)

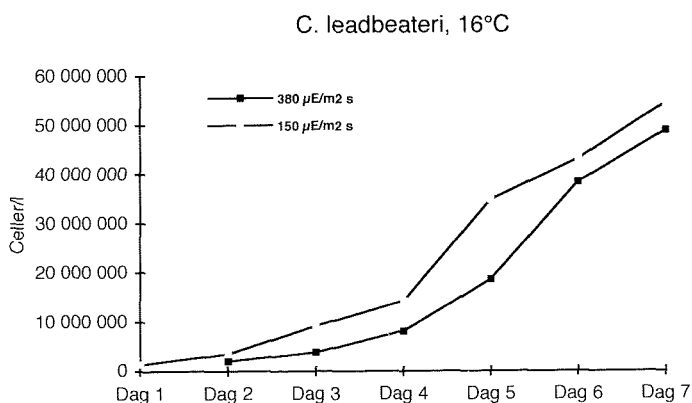


Fig. 2. Vekstkurve for *C. leadbeateri* ved 16°C.  
(Growth of *C. leadbeateri* at 16°C)

Hvis en sammenligner delingshastigheten til *C. leadbeateri* med andre vanlige flagellater fra norskekysten (tab.1), viser resultatene at denne flagellaten har en delingshastighet som ligger noe lavt. Sett ut fra veksthastigheten til *C. leadbeateri* sammenlignet med andre flagellater har ikke denne algen noe konkurransemessig fortrinn ved ikke-næringsbegrenset vekst. Algene det her sammenlignes med, er imidlertid isolert fra Vestlandet. Fra litteraturen er det kjent at ulike kloner kan ha forskjellige vekstegenskaper (eks. GUILLARD *et al.* 1973, KILHAM 1975). Om det er klonforskjeller mellom alger isolert fra Vestlandet og fra Nord-Norge, er ikke kjent.

Tabell 1. Veksthastigheter for noen fytoplanktonarter dyrket ved 10°C.  
(Growth rates for some phytoplankton species grown at 10°C.)

	Delinger døgn <sup>-1</sup>
<u>Flagellater:</u>	
<i>Hemiselmis</i> sp.	0,82
<i>Eutreptiella</i> cf. <i>gymnastica</i>	0,93
<i>Pyramimonas</i> cf. <i>grossii</i>	1,09
<i>P.</i> cf. <i>disomata</i>	1,05
<i>Pseudopedinella</i> <i>pyriformis</i>	1,10
<u>Diatomeer</u>	
<i>Nitzschia delicatissima</i> (Ulike kloner)	1,54-1,69
<i>Skeletonema costatum</i> (Ulike kloner)	1,50-1,85
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>	1,23
<i>T. gravida</i>	1,46

Veksthastighetene for diatomeene er adskillig høyere enn for flagellatene slik at diatomeer klart burde ha et klart konkurransefortrinn så lenge det er tilstrekkelig med næringsalter, og da spesielt silikat, tilstede.

Produksjonsforsøk for beregning av produksjonskapasitet og produksjonseffektivitet er gjennomført og vil bli publisert annet sted. Senere vil vekstforsøk med *C. leadbeateri* ved ulike saltholdigheter bli gjennomført.

### 3. LITTERATUR

- GUILLARD, R.R.L., KILHAM, P. and JACKSON, T.A. 1973. Kinetics of silicon-limited growth in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* Hasle and Heimdal (= *Cyclotella nana* Hustedt). *J. Phycol.*, 9 :233-237.
- KILHAM, S.S. 1975. Kinetics of silicon-limited growth in the freshwater diatom *Asterionella formosa*. *J. Phycol.*, 11 :396-399.



# TOKSINPRODUKSJON HOS *Chrysochromulina leadbeateri*

## TOXIN PRODUCTION IN *Chrysochromulina leadbeateri*

Anne-Sophie Meldahl og Frode Fonnum

Forsvarets Forskningsinstitutt, Avdeling for Miljøtoksikologi

Postboks 25

2007 Kjeller

## SAMMENDRAG

Ekstrakt av sjøvann fra Vestfjorden under oppblomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri*, mai-juni 1991, viste høy grad av giftighet sammenlignet med ekstrakter av vannprøver fra oppblomstringen av *Prymnesium parvum* i Ryfylke, juli-august 1991. Ekstraktene er testet ved hjelp av en sensitiv metode som registrerer opptak av neurotransmitter i isolerte nerveender (synaptosomer). Vannprøven fra Grovfjord, 30 mai 1991, 5.8 millioner celler l<sup>-1</sup>, var 3 ganger så giftig som vannprøven fra Kjellbergvika 06 juni 1991, 1.2 millioner celler l<sup>-1</sup>. Ekstrakt av blåskjell fra Kongsfjord i Finnmark, 02 juni 1991, inneholdt store mengder gift. Dersom man går ut fra *C. leadbeateri* fra Grovfjord-prøven tilsvarende dette gift fra ca 16 millioner celler per blåskjell.

## SUMMARY

An extract of seawater from an algal bloom of *Chrysochromulina leadbeateri* in Vestfjorden, Lofoten, northern Norway, May-June 1991, showed high toxic activity compared to extracts of seawater from the bloom of *Prymnesium parvum* in Ryfylke, western Norway, July-August 1991. The extracts were tested with a very sensitive method for determination of neurotransmitter uptake into isolated nerve endings (synaptosomes). Water from Grovfjord, 30 May 1991, 5.8 millions cells l<sup>-1</sup> was 3 times as toxic as the water from Kjellbergvika, 06 June 1991, 1.2 millions cells l<sup>-1</sup>. Large amounts of toxin were detected in an extract of blue mussels from Kongsfjord in Finnmark, 02 June 1991. This degree of toxicity corresponds to toxin of 16 millions cells of *C. leadbeateri*, Grovfjord per mussel.

## 1. INNLEDNING

I arbeidet med giftalgene *Prymnesium parvum* og *Chrysochromulina polylepis* er det blitt benyttet en metode for bestemmelse av neurotransmitter transport i isolerte nerveender (synaptosomer). Dette opptaket er meget sensitivt overfor hemning med et ekstrakt av *P. parvum* og *C. polylepis*, og er ca 500 ganger mer sensitivt enn hemolysetesten som ofte har vært benyttet for testing av ichthyotoksiske komponenter (SHILO 1967). Under blomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden, mai-juni 1991, fikk vi tilsendt vann fra angrepne områder i Grovfjord, Tjeldsund og Kjellbergvika. Midt i blomstringsperioden i Vestfjorden ble det registrert død av villfisk i havnebassenget i Kongsfjord, Finnmark. Blåskjell fra dette området ble derfor testet med synaptosomtesten. Testene ble utført som en bekreftelse på at observert fiskedød skyldtes alger og ikke andre skadelige forhold.

## 2. MATERIALER OG METODER

### 2.1. Vannprøver og blåskjell

Vannprøver fra Grovfjord og Kjellbergvika ble fraktet på is i glassflasker. Oppkonsentrering og ekstraksjon ble utført umiddelbart etter ankomst, 1-2 døgn etter prøvetaking. Blåskjell ble sendt per post i romtemperatur og lagret 14 dager ved + 20°C før homogenisering og ekstraksjon.

### 2.2. Ekstraksjon

Sjøvann (500 ml) ble oppkonsentrert 5 ganger ved frysetørking og ekstrahert som beskrevet av ULIZUR og SHILO (1970). Ett volum vann ble tilsatt 4 volumer metanol-kloroform (1:2). Kloroformfasen ble tappet av og vann-metanol fasen reekstrahert med kloroform. De to kloroformfasene ble dampet inn til tørrhet med rotavapor. Tørrekstraktet ble løst i metanol og oppbevart ved 2-4°C til testing. Blåskjell ble ekstrahert som beskrevet av YASUMOTO *et al.* (1990). Skjellene (6 stk) ble dampet og innmaten homogenisert med 80 % metanol (90 ml). Homogenatet ble sentrifugert og supernatanten ble vasket to ganger med hexan før inndamping til tørrhet med rotavapor. Tørrekstraktet ble videre behandlet som sjøvannsekstraktet.

### 2.3. Testing

Synaptosomer ble isolert fra et homogenat av rottehjerne ved hjelp av subcellulær fraksjonering (FONNUM *et al.* 1980). Synaptosomer ble tilsatt toksin ekstrakt og preinkubert ved 25°C i 15

min. Opptak av substrat ( $^3\text{H}$ ]-L-glutamat eller  $^3\text{H}$ ]-, -aminosmørsyre (GABA)) ble registrert etter 3 minutter inkubering. Opptaksaktiviteten ble samlet på filter. Blindprøver ble behandlet tilsvarende ved 0°C.

### 3. RESULTATER

Tabell 1a viser resultater av testene av vann og blåskjell. I samme tabell (b), er det tatt med resultater av analyser av vann og blåskjell fra oppblomstringen av *P. parvum* i Ryfylkefjordene senere på sommeren. Tallene i kolonnen for IC<sub>50</sub> indikerer antall celler hvis toksin forårsaket 50 % hemming av transmitteropptaket. Vannet fra Grovfjord var 3 ganger mer giftig enn vannet fra Kjellbergvika sett i relasjon til celletallet. Forekomst av giftige alger i Kongsfjord ble ikke undersøkt, men hvis giften i blåskjellene antas å stamme fra *C. leadbeateri* med samme aktivitet på synaptosomer som Grovfjordprøven, inneholder hvert blåskjell gift akkumulert fra ca. 16 millioner celler. *P. parvum* fra Ryfylke var ca 20 ganger mer aktiv enn *C. leadbeateri* fra Grovfjordprøven.

Tabell 1. Aktivitet av grovekstrakt av a) *C. leadbeateri* fra Vestfjorden, mai-juni 1991 og b) *P. parvum* fra Ryfylkefjordene, juli-august 1991. LC<sub>50</sub> er antall celler hvis ekstrakt forårsaker 50% hemming av neurotransmitteropptaket i synaptosomer.

(Activity of the crude extract of a) *C. leadbeateri* from Vestfjorden, May-June 1991 and b) *P. parvum* from Ryfylke, July-August 1991. LC<sub>50</sub> is the number of cells which extract causes 50% inhibition of neurotransmitter into synaptosomes.)

a)	Dato	Sted	IC <sub>50</sub>		
			Celletall millions l <sup>-1</sup>	L-glutamate	GABA
	30.05	Grovfjord	5.8	2300	3900
	06.06	Kjellbergvika	1.2	38000	40000
	02.06	Kongsfjord Finnmark	<sup>1</sup> Blåskjell	0.095 µl	0.90 µl
b)	23.07	Hylsfjord	2.9	290	3750
	28.07	Hongavik	1.0	1000	1800
	28.07	Helland Laks	0.0	-	-
	02.08	Hylsfjord, st. 53	2.3	390	3590
	01.08	Lovrafjorden	<sup>2</sup> Blåskjell	0.095 µl	0.186 µl

<sup>1</sup> ≈ 16 millioner celler per blåskjell

<sup>2</sup> ≈ 430000 celler per blåskjell

Opptaket av L-glutamat er i alle testene mer følsomt enn opptaket av GABA overfor hemming med toksineksrakt. Denne tendensen ses også for ekstrakter av labkulturer av *P. parvum* og *C. polylepis* (Tabell 2). Vann fra land-anlegget Helland Laks (Tab. 1b) der det ikke var observert hverken alger eller fiskedød ga heller ingen respons på synaptosomtesten.

Tabell 2. Aktivitet av grovekstrakt av lab-kulturer av *P. parvum* og *C. polylepis* LC<sub>50</sub> er som beskrevet i tekst for Tabell 1.

(Activity of the crude extract of lab-cultures of *P. parvum* and *C. polylepis*. LC<sub>50</sub> is as described in Table 1)

	LC <sub>50</sub>	
	L-glutamat	GABA
<i>P. parvum</i>	2000	4300
<i>C. polylepis</i>	3900	7500

#### 4. DISKUSJON

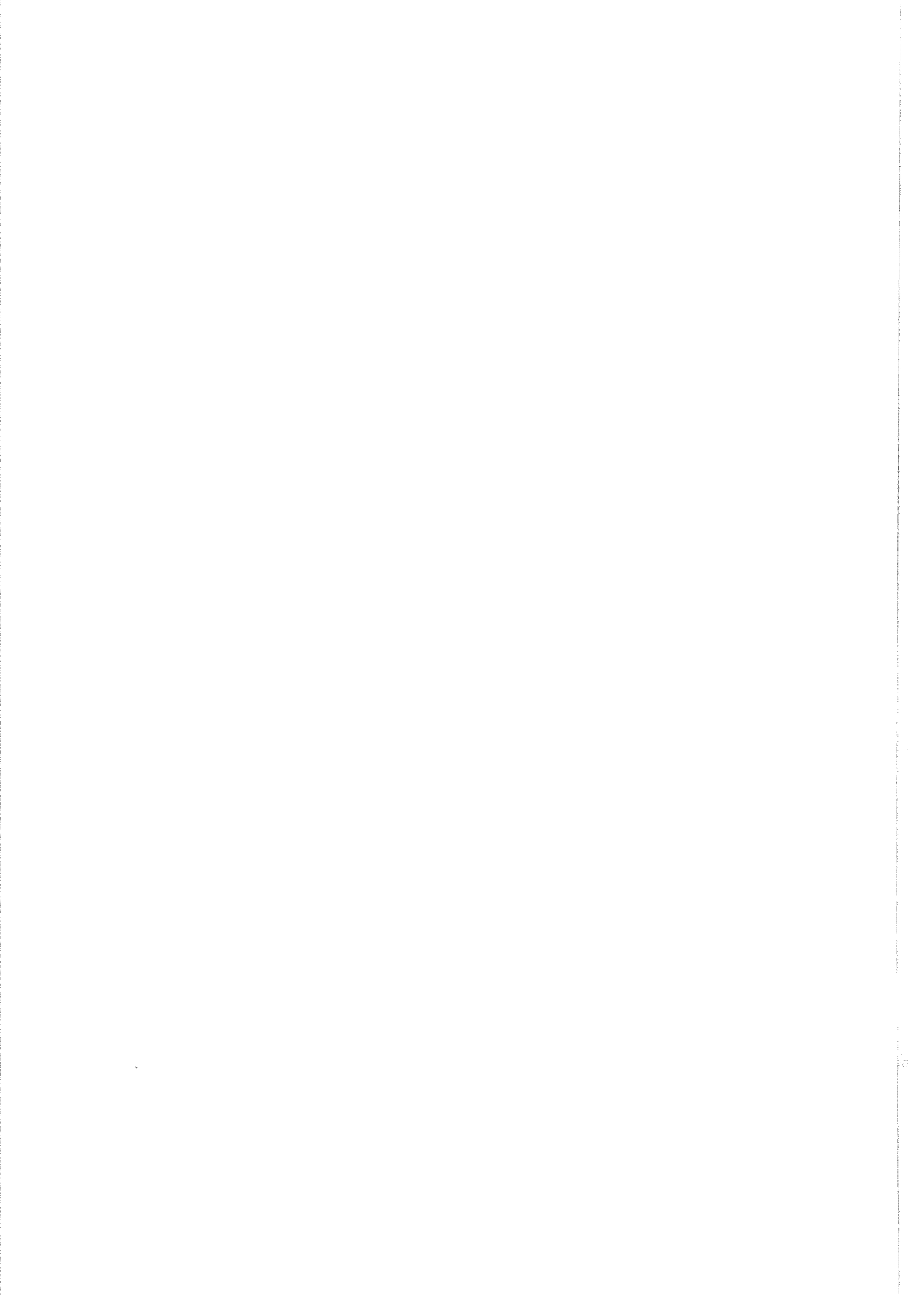
Kjemisk struktur av toksin fra *C. polylepis* og *P. parvum* er ennå ikke klarlagt. Hovedproblemet med strukturoppklaringen er at algene trolig produserer et kompleks av toksiner med lignende struktur og varierende aktivitet. Hemolytisk aktive komponenter fra *C. polylepis* og *P. parvum* er funnet å være glykolipider (KOZAKAI *et al.* 1982, YASUMOTO *et al.* 1990). Disse glykolipidene har mye til felles med lysolecithin som lyser røde blodlegemer. I motsetning til algetoksinenes ødeleggelse av blodcellemembranen slik at hemoglobin lekker ut, er virkningen på synaptosomer trolig mer selektiv. Hemningen av transmitter transporten følger et klart dose-respons mønster (ikke vist) og test av lekkasje av enzymet laktat dehydrogenase fra synaptosomer inkubert med toksinekstrakt var negativ. *C. leadbeateri* er lite studert og var ikke kjent å være giftig. Algeekstraktets virkning på synaptosomopptaket følger samme mønster som ekstrakt fra de beslektede algene *C. polylepis* og *P. parvum*. Det er derfor grunn til å tro at *C. leadbeateri* produserer toksiner med lignende struktur som disse, og at resultatene fra testene av vann og blåskjell fra Vestfjorden og Kongsfjord kan sammenlignes med analysene av vann og blåskjell fra oppblomstringen i Ryfylke samme år og laboratorie-kulturer av *P. parvum* og *C. polylepis*. Hver *P. parvum* - celle fra Ryfylke-opplomstringen var mer aktiv enn *C. leadbeateri* fra Vestfjorden. En årsak til dette er sannsynligvis forskjell i størrelse. Diameteren er 8-11 µm og 3-7 µm henholdsvis. En annen årsak kan være dominans av nevrotoksisk aktiv komponent i toksinkomplekset hos *P. parvum* i forhold til hos *C. leadbeateri*.

## 5. ERKJENTLIGHET

Forfatterne takker Svein Rune Erga, HOV-senteret; Else Nøst Høgseth, Norges Fiskerihøgskole; Ivar A Helbak, Fiskeridirektoratets laboratorier og Fiskerirettslederen i Balsfjord og Berlevåg for utsendt materiale. En videre takk til ansatte på avdeling for marinbotanikk, Universitetet i Oslo for godt samarbeid med dyrking av alger.

## 6. LITTERATUR

- FONNUM, F., LUND KARLSEN, R., MALTHER-SØRENSEN, D., STERRI, S. og WALAAS, I. 1980. High affinity transport systems and their role in transmitter action. Pp. 455-504 in COTMAN, C.W., POSTE, G. og NICOLSON, G.L eds. *The cell surface and neuronal function*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press
- KOZAKAI, H., OSHIMA, Y. og YASUMOTO, T. 1982. Isolation and structural elucidation of hemolysins from the phytoflagellate *Prymnesium parvum*. *Agric. Biol. Chem.*, 46 (1) : 233-236.
- SHILO, M. 1967. Formation and mode of action of algal toxins. *Bacteriol. Rev.* 31 : 180-193.
- ULIZUR, S og SHILO, M. 1970. Procedure for purification and separation of *Prymnesium parvum* toxins. *Biochem. Biophys. Acta*, 201 : 350-363.
- YASUMOTO, T., UNDERDAL, B., AUNE, T., HORMAZABAL, V., SKULBERG, O.M. og OSHIM, A Y. 1990. Screening for hemolytic and ichthyotoxic components of *Chrysochromulina polylepis* and *Gyrodinium aureolum* from Norwegian coastal waters. Pp. 436-440 in GRANELI, E., SUNDSTRØM, B., EDLER, L. og ANDERSON, D.M. eds. *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier Science Publishing Co. New York.



# INNLEDENDE TOKSIKOLOGISKE STUDIER KNYTTET TIL ALGEOPPBLOMSTRINGEN I VESTFJORDEN, JUNI 1991

*PRELIMINARY TOXICOLOGICAL STUDIES OF THE ALGAL BLOOM IN  
VESTFJORDEN, JUNE 1991*

Tore Aune og Bjarne Underdal  
Norges Veterinærhøgskole  
Postboks 8146 Dep  
Oslo 1  
og  
Olav M. Skulberg  
Norsk Institutt for Vannforskning  
Postboks 89 Korsvoll  
0808 Oslo 8

## SAMMENDRAG

Det ble tatt prøver av både sjøvann, blåskjell og eksponert laks fra områder som var sterkt påvirket av *Chrysochromulina cf. leadbeateri* under oppblomstringen i Vestfjorden i juni 1991. Ved hjelp av musetest og en celletest med leverceller ble det klart dokumentert forekomst av algetoksiner i både sjøvann og blåskjell. Musetesten viste fravær av algetoksin i muskulatur fra laks som var død pga algeeksponeringen, mens algetoksin ble påvist i mageinnhold og lever vha celletesten.

## SUMMARY

Samples were taken from seawater, blue mussels and salmon from locations heavily exposed to *Chrysochromulina cf. leadbeateri* in the Vestfjorden, North Norway in June 1991. The presence of algal toxins in seawater and mussels was clearly shown by means of a mouse bioassay and a bioassay based on liver cells. Furthermore, the mouse test proved the absence of algal toxins in the fillet of salmon which was killed due to the exposure to the algae, while algal toxins were found in both stomach content and liver by means of the cell assay.

## 1. FAGLIG BAKGRUNN

### 1.1. Tidligere erfaring med marine algetoksiner og "fisketoksiner"

Ved Institutt for næringsmiddelhygiene (INMH), Norges Veterinærhøgskole (NVH), har man mangeårig erfaring fra arbeide med marine algetoksiner. Det dreier seg i hovedsak om to hovedgrupper av toksiner; de paralyserende skjellgiftene (PSP) og de diaregivende skjellgiftene (DSP). Vårt engasjement på dette feltet har vært to-delt, idet vi har hatt det faglige ansvaret for overvåkingen av algetoksin-situasjonen langs kysten på vegne av Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), samtidig som vi har foretatt kvalitetskontroll av skjell for kommersiell omsetning på vegne av Fiskeridirektoratets kontrollverk. Fra 1988 har en også opparbeidet betydelig kompetanse og erfaring med toksinkompleksene fra *Chrysochromulina polylepis*, *Prymnesium parvum* og *Gyrodinium aureolum* (de såkalte "fisketoksinene"). Norges Fiskeriforskningsråd, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd og Statens Forurensningstilsyn har gjennom de siste årene bevilget betydelige midler til vår forskning på området marine biotoksiner ( UNDERDAL og AUNE 1991).

## 2. ANALYSEMETODER OG ERFARINGER

### 2.1. Ekstraksjon

Ekstraksjon av de ulike algetoksinene er tilpasset de enkelte hovedgruppene. Man anvender forskjellige metoder for PSP, DSP og "fisketoksinene", selv om metodene for de to sistnevnte grupper er svært like.

### 2.2. Akutt toksisitetstest

Den mest anvendte påvisningsmetoden for både PSP- og DSP-toksinene består i sprøyting av ekstrakter i bukhulen på mus, hvoretter man observerer symptomer, samt registrerer tiden fra injeksjon til død.

Positive sider:

- Den fanger opp "alle" toksiner
- Den tillater kvantifisering av mengde toksiner

Negative sider:

- Forsøkene er smertevoldende
- Metoden skiller ikke godt nok mellom ulike toksiner
- Metoden belyser ikke oral toksisitet



- Bruk av få dyr innebærer en viss usikkerhet

### 2.3. Kjemiske metoder

**PSP** : Det finnes flere kjemiske metoder for analyse av dette toksinkomplekset som består av omlag 18 forskjellige enkelt-toksiner. Informasjoner fra algetoksin-programmet i USA dokumenterer at de kjemiske metodene foreløpig ikke er egnet for rutine-overvåking (dr. Hall, personlig meddelelse, 1991). De viktigste årsakene er problemene med det store antallet toksiner, mangel på toksinstandarder, og at man har erfart betydelige variasjoner i reproduserbarheten da kvaliteten på kolonnematerialet til HPLC arbeidet varierer.

**DSP**: Den kjemiske (HPLC) metoden for dette toksinkomplekset er utviklet av T.Yasumoto, Tohoku University, Japan. Metoden har flere svakheter. Den fanger kun opp de diare-givende DSP-toksinene (og DSP-komplekset består etter våre nyeste kunnskaper av flere andre grupper toksiner som er potensielt organ-skadelige, men som ikke gir diare). Dessuten har metoden flere tekniske svakheter; pH-avhengighet, varierende stabilitet av toksinekstrakter, komplisert derivatisering m.m. Disse problemene ble tydelig demonstrert i en norsk ringtest som nylig er avholdt, og hvor resultatene var sterkt varierende (FIKSDAL *et al.* 1991). Metoden er forbedret ved INMH, bl.a. ved bedre opprensing av ekstraktene, standardisering av derivatiserings-trinnet, samt tilpasning av intern standard (STABELL *et al.* 1991).

### 2.4. Korttidstester

Levercelletest er etablert ved INMH (AUNE 1989 , AUNE *et al.* 1991), og har vært benyttet både innen forskning på algetoksiner, samt som et supplement innen overvåkings-/kvalitetskontrollprogrammet.

Fordeler:

- Metoden er hurtig
- Metoden er ikke smertevoldende
- Metoden innebærer at man reduserer antallet forsøksdyr
- Metoden skiller mellom hovedgrupper av algetoksiner

Ulemper:

- Metoden krever kvalifisert kompetanse og fasiliteter (dyrestall m.m.)
- Metoden er foreløpig semikvantitativ
- Blandinger av ulike algetoksiner kan maskere virkningen av enkelt-toksiner

## 2.5. Andre in vitro-tester.

Hemolysetest, hvor man benytter blodceller fra f.eks. kanin, anvendes som hjelpemiddel under kjemisk separasjon av komplekse blandinger av algetoksiner. Denne testen kan betraktes som et supplement til de kjemiske metodene. Forøvrig vil man utprøve en bakteriell test (Microtox) ved INMH, for å vurdere om den kan benyttes som et supplement til kjemiske analyser og algeobservasjoner i et aktuelt overvåkingsprogram.

## 2.6."Fisketoksinene"

Oppmerksomheten på toksinproduksjon i flagellatgruppen *Chrysochromulina* startet med "algekatastrofen" i mai-juni 1988. I den sammenheng var det et nært forskningssamarbeide mellom INMH/NVH og NIVA. Under *C. polylepis*-episoden tok man utgangspunkt i en ekstraksjonsprosedyre for toksinene som er beskrevet for nærbeslektede *P. parvum* (SHILO 1981). Både musetest, levercelletest og hemolysetest ble benyttet på det innsamlede materialet. De slo alle positivt ut. Dette gjald både prøver av sjøvann dominert av algen, samt blåskjell og østers som vokste i algepåvirket kystområde. Et praktisk viktig resultat var påvisningen av fravær av algetoksin i muskulatur av laks som var død pga eksponering for *C. polylepis*. Våre resultater (UNDERDAL *et al.* 1989) viste at toksisiteten sank relativt hurtig i både blåskjell og østers når alge-eksponeringen opphørte. I samarbeide med T.Yasumoto ble den kjemiske strukturen av de dominerende *Chrysochromulina*-toksinene funnet å være monoacyl-digalaktocyl-glycerolipider (YASUMOTO *et al.* 1990).

Ved flere anledninger har oppblomstring av *G. aureolum* og *P. parvum* medført omfattende fiskedød i oppdrettsanlegg. Analyser ved INMH har gjentatte ganger påvist toksiner i sjøvann dominert av disse algene, samt i blåskjell fra eksponerte områder. I alle disse tilfellene har våre analyser vist fravær av toksiner i fiskemuskulatur.

## 3. OPPBLOMSTRINGEN AV *Chrysochromulina* cf. *leadbeateri* I VESTFJORDEN

I samarbeide med Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har INMH foretatt undersøkelser av følgende materiale innsamlet i perioden 9.-13. juni, 1991:

- Sjøvann med stor forekomst av *C. cf. leadbeateri*
- Blåskjell eksponert for denne algen
- Laks som var død pga algeeksponering dominert av *C. cf. leadbeateri*.

Resultatene fra analysene som er under publisering (AUNE *et al.* subm.), viste i hovedtrekk følgende:

**Musetest.** Ekstrakter fra blåskjell gav et variert toksisk bilde, og, avhengig av dose, musedød. Ekstrakter fra fiskemusculatur viste fravær av algetoksiner.

**Levercelletest.** Algevannet viste betydelig toksisitet (med symptomer som man ser fra de andre "fisketoksinerne", oppløsning av cellemembranene etc.). Blåskjellene viste også stort innhold av toksin. Fra den alge-døde laksen studerte man både mageinnholdet og prøver av leveren. Det ble påst relativt store toksinkonsentrasjoner i mageinnhold, men også tydelig toksisitet i lever. Resultatene fra celletesten er gjengitt i figur 1.

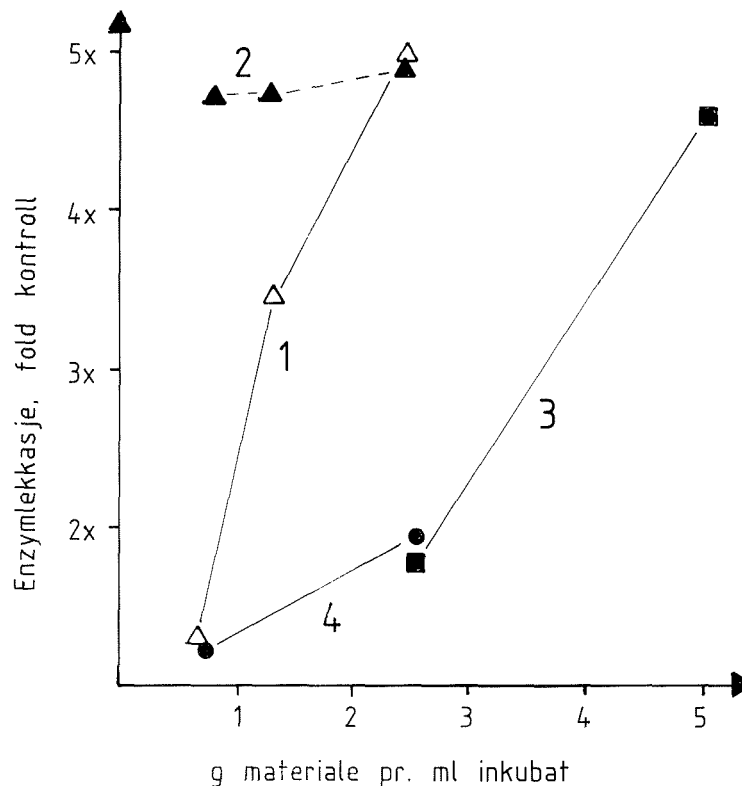


Fig.1. Ferske leverceller ble inkubert i 2 timer med ekstrakter fra *C. cf. leadbeateri* - påvirket materiale. Effekter målt som lekkasje av enzymet laktat dehydrogenase i forhold til kontroll-celler. Blåskjell fra 12 juni (1) og 14 juni (2), mageinnhold fra laks (3), leverprøve fra laks (4).

( Fresh liver cells were incubated for two hours with extracts from material affected by *C. cf. leadbeateri*. The effects were measured as leakage of the enzyme lactate dehydrogenase in relation to control cells. Mussel from 12 June ( 1 ) and 14 June ( 2 ), stomach content from salmon ( 3 ) , liver sample from salmon ( 4 ) )

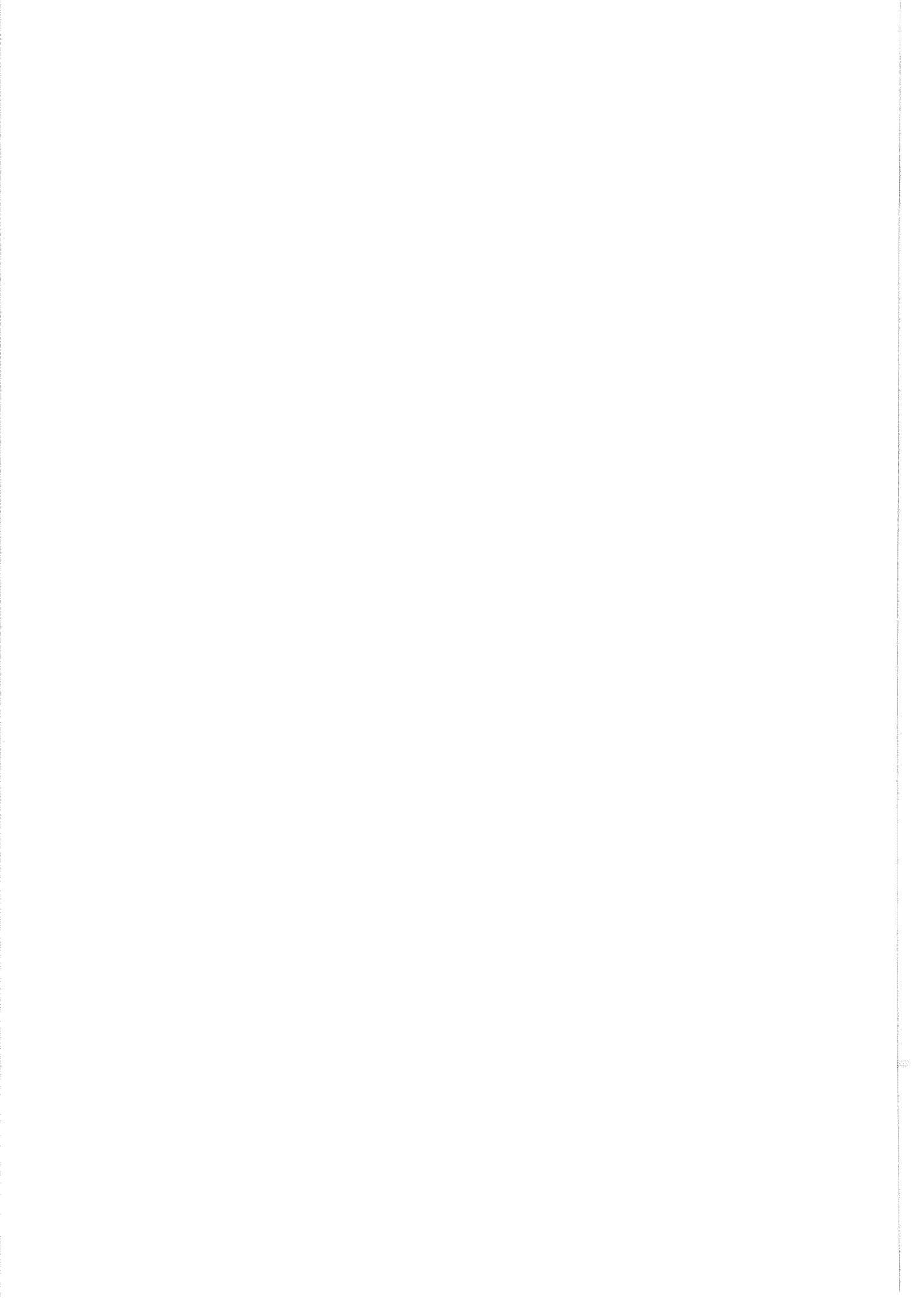
#### 4. HELSEMESSIG VURDERING FOR NÆRINGSMIDLER

Et helt avgjørende spørsmål er hvorvidt de ulike algetoksinene absorberes fra mage/tarmtraktus hos mennesker, og om de doser man kan innta representerer en helserisiko. For PSP-toksinene er svaret relativt enkelt; dersom nivåene i musetest ligger over en fastsatt grense er det betydelig helsefare forbundet med konsum av kontaminert materiale. For DSP-komplekset er situasjonen noe uklar. Det samme gjelder i høy grad for "fisketoksinene". Bortsett fra diareffekten, som skyldes noen av DSP-toksinene, er det uklart hvorvidt de andre toksinene i DSP-komplekset og "fisketoksinene" representerer helsefare. Det er holdepunkter for at enkelte av dem kan gi organskade, men man mangler bl.a. studier av oral toksisitet av isolerte enkelttoksiner fra disse to gruppene. Ved INMH har vi imidlertid nylig gjennomført et studium av oral toksisitet av samleprøver av blåskjell fra fire ulike lokaliteter langs kysten. Alle disse prøvene viste betydelig toksisitet overfor mus i den tradisjonelle testen med innsprøyting av ekstrakt i bukhulen. Kjemiske analyser (HPLC) viste at ingen av prøvene inneholdt store mengder diare-toksin. Følgelig må en betydelig del av muse-toksisiteten skyldes ikke-diaregivende DSP toksiner og eventuelle "fisketoksiner". Levercelletesten indikerer nettopp en slik kompleks blanding av toksiner. Ved oral tilførsel til mus gav alle fire samleprøver i høye doser skader på både tynntarm, lever og lunger. Disse resultatene viser at algetoksinene suges opp fra mage/tarmtraktus, og at de kan skade andre organer. Det står imidlertid betydelig arbeide tilbake før man kan vurdere eventuell helserisiko for mennesker ved normalt inntak av næringsmidler fra områder med oppblomstringer av toksinproduserende alger som kan være kontaminert med enkelt-toksiner eller blandinger av ulike algetoksiner.

#### 5. LITTERATUR

- AUNE, T. 1989. Toxicity of marine and freshwater algal biotoxins towards freshly prepared hepatocytes. Pp. 461-468 in NATORI, S., HASHIMOTO, K. and UENO, Y. eds. *Mycotoxins and Phycotoxins '88*. Elsevier.
- AUNE, T., YASUMOTO, T. and ENGELAND, E. 1991. Light and scanning electron microscopic studies on effects of marine algal toxins toward freshly prepared hepatocytes. *J.Toxicol.EnvIRON.Health*, 34 : 1-9.
- AUNE, T., SKULBERG, O.M. and UNDERDAL, B. 1991 Record of a toxic phytoflagellate bloom in coastal waters in the north of Norway, May - June 1991. *Ambio* (submitted)
- FIKSDAL, A., FREMSTAD, D. og TANGEN, K. 1991. *Toksinanalyse og kvalitetskontroll av skjellprodukter*. SINTEF-rapport 82-595-6041-0.
- SHILO, M. 1981. The toxic principles of *Prymnesium parvum*. Pp. 37-47 in

- CARMICHAEL, W.W. ed. *The Water Environment*. Plenum Press.
- STABELL, O.B., HORMAZABAL, V., STEFFENAK, I. and PEDERSEN, K. 1991. Diarrhetic shellfish toxins; improvement of sample cleanup for HPLC determination. *Toxicon*, 29 : 21-29.
- UNDERDAL, B. og AUNE, T. 1991. *Sluttrapport. Påvisning og karakterisering av marine biotoksiner. DSP-toksiner uten diareeffekt*. INMH, Norges veterinærhøgskole.
- UNDERDAL, B., SKULBERG, O.M., DAHL, E. and AUNE, T. 1989. Disastrous bloom of *Chrysochromulina polylepis* (Prymnesiophyceae) in Norwegian coastal waters 1988 - mortality in marine biota. *Ambio*, 18 (5) : 265-270.
- YASUMOTO, T., UNDERDAL, B., AUNE, T., HORMAZABAL, V., SKULBERG, O.M. and OSHIMA, Y. 1990. Screening for hemolytic and ichthyotoxic components of *Chrysochromulina polylepis* and *Gyrodinium aureolum* from Norwegian coastal waters. Pp. 436-440 in GRANALI, E., SUNDSTRØM, B., EDLER, L. and ANDERSON, D.M. eds. *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier.



# EFFEKTER AV *CHRYSOCHROMULINA LEADBEATERI* PÅ OPPDRETTSFISK OG VILLFAUNA

## *EFFECTS OF CHRYSOCHROMULINA LEADBEATERI ON REARED SALMON AND NATURAL FAUNA*

Tore Johannessen, Jan Atle Knutsen og Øystein Paulsen  
Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen  
4817 His

### SAMMENDRAG

I forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden og fjordene i Sør-Troms i 1991, ble det drept ca. 750 tonn oppdrettslaks i perioden 16. mai til 15. juni. Dødeligheten var størst i nærheten av Tjeldsundet og i indre del av Vestfjorden, der det i flere anlegg var tilnærmet total dødelighet. Den største laksen og nyutsatt smolt var mest utsatt for algene, og det var større dødelighet i mærer med tette konsentrasjoner av fisk enn i mærer med lite fisk.

Undersøkelsene av skader på villfauna omfattet seks dykk i perioden 2. til 5. juni: To i Tyssfjorden, to i Kannstadvfjorden, ett ved Vestbygd i Løddingen og ett ved Skrova. I Tyssfjorden ble det observert mye død lusuer som fløt i overflata, men denne dødeligheten hadde neppe sammenheng med algeoppblomstringen. Sprengning i forbindelse med vegbygging kan være en mulig årsak til fiskedøden. Det eneste stedet vi observerte skader på frittlevende organismer som med stor sannsynlighet skyldtes algeoppblomstringen, var på de to stasjonene i Kannstadvfjorden, der det ca. 10 dager i forveien hadde forekommet omfattende dødelighet i et oppdrettsanlegg. På begge stasjoner var det omfattende dødelighet (40 - 70%) på fire forskjellige arter av sjøpiggsvin, og det ble observert noen få døde fisk. Dødeligheten var begrenset fra overflata og ned til 13-14 meters djup. En rekke arter som ble hardt rammet ved oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i Skagerrak i 1988, var ikke synlig påvirket. Ved Vestbygd ble undersøkelsene utført mens det var akutt dødelighet i et oppdrettsanlegg. Frittlevende fauna lot til å være upåvirket. Dette understreker at oppdrettsfisk er betydelig mer utsatt for giftige alger enn frittlevende organismer.

Sett på bakgrunn av omfanget og geografisk utbredelse av dødeligheten i oppdrettsanlegg, er det sannsynlig at skadene på villfauna var begrenset til området rundt Tjeldsundet og innerste del av Vestfjorden, men det kan ikke utelukkes at det også var skader i Ofotfjorden. Det var få arter som ble rammet, slik at skadeomfanget totalt sett må betegnes som beskjedent. Under alle omstendig-

heter var det langt mindre enn ved den skadelige algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988.

Observasjoner av forholdsvis høge algekonkonsentrasjoner rundt oppdrettsanlegg uten at fisken i anleggene var synlig påvirket, tyder på at *C. leadbeateri* kan opptre med varierende giftighet. Dette og andre observasjoner indikerer at giften ikke ble produsert i de generelle vannmassene, men at det fantes et kildeområde der miljøforholdene lå til rette for giftproduksjon. Mulige kildeområder er Tjeldsundet, Ofotfjorden og innerste del av Vestfjorden.

## SUMMARY

A toxic bloom of *Chrysochromulina leadbeateri* in Vestfjord, northern Norway, killed 750 tons of salmon in fish farms during the period from 16 May to 15 June 1991. The mortality was highest in the vicinity of Tjeldsund and in the inner part of Vestfjord, where the fish farms suffered almost complete losses. The largest salmon and newly released smolt were most vulnerable to the toxic alga, and mortality was highest in cages with dense populations.

Investigations of effects on natural fauna included scuba diver's observation at six locations: Two in Tyssfjord, two in Kannstadvjord, one at Vestbygd and one at Skrova. Only in Kannstadvjord, where a fish farm had suffered high losses, was observed mortality which could be related to the toxic algal bloom. At both diving locations there was high mortality (40-70%) among four species of sea-urchins, and a few dead fish were observed. However, several species which suffered high mortality during the toxic bloom of *Chrysochromulina polylepis* in the Skagerrak in May 1988, showed no sign of being affected. At Vestbygd acute mortality occurred at a local fish farm during the investigation. There were, however, no effects on the natural fauna. This observation indicates that reared salmon are far more vulnerable to toxic algal blooms than free-living organisms.

The geographical distribution of fish farms with severe losses was quite limited. Therefore, it was concluded that the mortality suffered by natural fauna was probably small, and much more limited than in the Skagerrak i May 1988.

Observations of high concentrations of *C. leadbeateri* without reared salmon being affected, indicate that the toxicity of the alga may vary. These and other observations suggest that production of the toxin did not take place over the large areas, but at a location where the environmental conditions were favourable, most likely near Tjeldsund, Ofotfjord or the inner part of Vestfjord.



## INNLEDNING

Oppblomstringen av algen *Chrysochromulina leadbeateri* i Ofotfjorden og Vestfjorden i mai/juni 1991 ble oppdaget på grunn av omfattende dødelighet i oppdrettsanlegg. Dødeligheten ble først observert ved Erikstad i Løddingen den 23. mai, men allerede den 16. mai hadde laksen i en brønnbåt på veg fra Løddingen til Skrova plutselig dødd. Fra Ofoten spredte algene seg gjennom Tjeldsundet og forårsakte dødelighet i oppdrettsanleggene i de nærliggende fjordene i Sør-Troms. I slutten av mai ble det meldt om funn av tildels betydelige mengder død villfisk i det berørte området. Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen ble derfor bedt av Fiskeridirektoratet om å kartlegge omfanget av eventuelle skader på villfisk og andre frittlevende organismer.

HF Flødevigen har foretatt tilsvarende undersøkelser ved oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i Skagerrak i mai 1988 (GJØSÆTER og JOHANNESSEN 1988), og ved oppblomstringen av *Prymnesium parvum* i Ryfylkefjordene i juli/august 1989 og 1991 (JOHANNESSEN 1989, unpubl. data 1991). I Ryfylke var det praktisk talt bare oppdrettsfisk som ble rammet, mens det i Skagerrak oppstod massedød både blant oppdrettsfisk, villfisk og andre frittlevende organismer. Blant de mest utsatte organismene var larver av vårgytende fisk som torsk, lyr, hvitting og sei. Langs Sørlandskysten ble praktisk talt hele 1988-årsklassen av torsk slått ut. Skadene var også meget store blant bunndyr som sjøpiggsvin, sjøstjerner og mange arter av snegler. Ved slutten av 1990 var det fremdeles markerte ettervirkninger blant fisk og bunndyr langs Sørlandskysten (JOHANNESSEN og GJØSÆTER 1990).

Denne rapporten omfatter undersøkelser av effekter på villfisk og andre frittlevende organismer ved oppblomstringen av *C. leadbeateri* i Ofoten/Lofoten i mai og juli 1991. Undersøkelsene ble utført ved dykking, og for å sikre sammenlignbare resultater ble det anvendt tilnærmet samme metodikk som ved tidligere oppblomstringer av giftige alger. Rapporten omfatter også en oversikt over dødelighet i oppdrettsanlegg. Denne informasjonen er benyttet til å vurdere i hvor stort område oppblomstringen kan ha gjort skader på frittlevende organismer, og mulige kildeområder for oppblomstringen. Resultatene av undersøkelsene er diskutert i lys av tidligere giftige algeoppblomstringer og kunnskap som finnes om giftproduksjon og giftvirkningsmekanismer hos *P. parvum*, som er en nær beslektet alge. Det er også vurdert mulige tiltak ved eventuelt nye giftige algeoppblomstringer.

Utgifter til feltundersøkelsene ble dekket av Fiskeridirektoratet, og Direktoratet for naturforvaltning har bidratt med økonomisk støtte til opparbeiding og rapportering av data. En rekke personer har bidratt med informasjon til rapporten, og vi vil rette en hjertelig takk til de lokale fiskeoppdretterne og til fiskerisjefene i Nordland og Troms.

## MATERIALE OG METODER

### Forespørsel til fiskeoppdrettere

Det ble sendt ut spørreskjema til de fleste oppdretterne i det berørte området. Spørsmålene gjaldt først og fremst tidspunkt og varighet av eventuell dødelighet, omfanget av dødeligheten og om det var spesielle omstendigheter knyttet til dødeligheten, deriblant om stress, tetthet i mærene og størrelse på fisk var av betydning. Spørreskjema ble også sendt til oppdrettere som ikke hadde nevneverdig dødelighet.

### Dykkeundersøkelser

Dykkeundersøkelsene ble utført 2. - 5. juni 1991, og omfattet seks lokaliteter (Fig. 1). Dykkene varte i 40 - 60 minutter, og det ble svømt over områder av varierende størrelse. Tilstedeværende organismer ble registrert i dybdeintervall fra overflata og ned til maksimum 30 meter. Mengden ble subjektivt vurdert som E- enkeltfunn, S - spredt forekomst, V- vanlig, H - hyppig og D - dominerende, og fortløpende notert på skjema av plastfilm. Forholdet mellom mengden av levende og eventuelt døde organismer ble kvantifisert ved telling innenfor et begrenset areal. Dette gir forholdsvis grove estimat, og prosentvis dødelighet må for de fleste organismer kun oppfattes som tilnæringsverdier. Eventuelle virkninger av algegiften på levende organismer undersøkte vi ved å sjekke om atferden var normal, for eksempel ved å studere fluktreaksjonen hos fisk, og refleksene ved berøring av fastsittende og lite bevegelige bunndyr. For øvrig undersøkte vi om det forekom "unaturlig" visning av tang, tare og andre makroalger. Dykkeundersøkelsene ble utført på varierende bunn av mudder, sand, stein og fjell, på alt fra flat bunn til loddrett fjellvegg.

## RESULTATER

### Dødelighet i oppdrettsanlegg

#### Geografisk utbredelse

Fig.1 viser beliggenheten av oppdrettsanlegg i området som var berørt av den giftige algeoppblomstringen. For anleggene som er nummerert er det gitt mer detaljerte opplysninger om dødeligheten i Tabell 1. Oversikten i Fig. 1 omfatter de fleste anleggene i området. Størst dødelighet var det ved anleggene innerst i Vestfjorden, der både anlegg nr. 2 og 9 hadde tilnærmet total dødelighet. Også ved Sørrollnesfisk A/S i Sør-Troms (nr. 1), som ligger omkring 10 nautiske mil fra Tjeldsundet, var det nesten total dødelighet i anlegget. I de andre anleggene i Sør-Troms

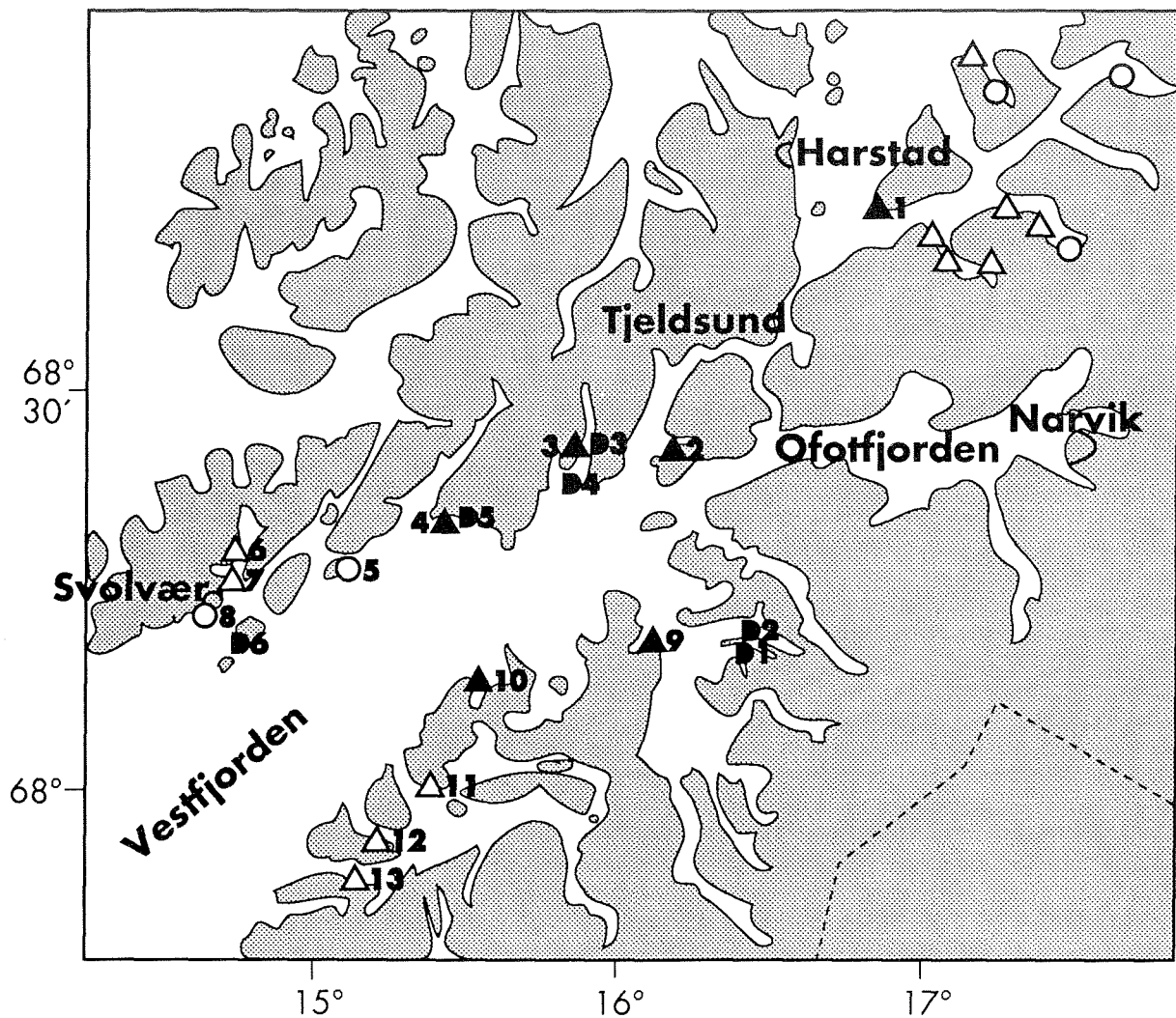


Fig. 1. Oversikt over oppdrettsanlegg og dykkestasjoner. ▲ - oppdrettsanlegg med omfattende dødelighet, △ - oppdrettsanlegg med beskjeden dødelighet, ○ - oppdrettsanlegg uten dødelighet og ◆ - dykkestasjon. (Position of fishfarms and diving stations. ▲ - fishfarm with severe mortality, △ - fishfarm with moderate mortality, ○ - fish farm with no mortality and ◆ - diving station.)

var det derimot beskjeden dødelighet med et totalt tap på omkring 12 tonn laks (oppdrettskonsulent O. ANDREASEN, pers. medd.). I Vestfjorden avtok dødeligheten i oppdrettsanleggene utover i fjorden. Det vestligste anlegget med dødelighet lå på nordsida av Vestfjorden ved Svølvær. Vest for Svølvær ligger det en rekke anlegg som ikke ble rammet.

#### Tidspunkt og omfang av dødelighet

En oversikt over dødelighet i oppdrettsanlegg er gitt i Tabell 1. Informasjonen er basert på utsending av spørreskjema til oppdretterne ei tid etter at algeoppblomstringen var over. Ved utfylling av spørreskjema kan det lett oppstå misforståelser, så resultatene bør benyttes med en viss varsomhet. Det er også grunn til å presisere at de angitte mengdene av død og levende fisk

kun må oppfattes som tilnæringsverdier. Gjennomsnittsvekten på en og samme årgang kan variere betydelig fra anlegg til anlegg. Dette har sammenheng med tidspunkt for utsetting av fisk i sjøen, og størrelsessorteringer i forbindelse med slakting.

Dødelighet ble først påvist den 23. mai ved Erikstad Fisk A/S innerst i Kannstadvfjorden (nr. 3). I løpet av 2 - 3 dager døde 120 av i alt 210 tonn laks. Dødeligheten var størst blant 89-årgangen der 80 tonn døde, mens 40 tonn ble nødslaktet. Av 90-årgangen døde ca. halvparten av i alt 90 tonn. Etter at dødeligheten var over og mærene tømt for død fisk (ca. 30. mai), ble den levende fisken plassert foran utløpet til Erikstadvfjorden der det i følge oppdretteren var betydelig fersvannstilførsel som følge av snøsmelting. Etter dette var det ikke dødelighet i anlegget.

Det første tegnet på at noe var galt ble imidlertid observert allerede den 16. mai, da det oppstod akutt dødelighet blant laks i en brønnbåt på veg fra Lødingen til Skrova. Det aller meste av 15 tonn laks døde, og det er ikke usannsynlig at denne dødeligheten skyldtes alger.

Den 20. mai ble det ved Sørrollnesfisk A/S (nr. 1) funnet 336 døde laks i anlegget, uten at det ble påvist noen spesiell årsak til dødeligheten. Den 26. mai døde 1118 laks. Kl. 14 den 27. mai oppstod det akutt dødelighet, og innen kl. 20 samme dag var det aller meste av fisken død. Totalt mistet Sørrollnesfisk A/S 80 tonn fisk. All fisken tilhørte 90-årgangen. Av tilsammen 40.000 fisk overlevde kun 1780. Anlegget hadde siden ingen dødelighet. Samtidig med den akutte dødeligheten var det sørvestlig kuling med strøm gjennom Tjeldsundet fra Ofotfjorden, og det var meget dårlig sikt i sjøen (oppdretter OLAV. H. OLSEN, pers. medd.). I dagene etter den 27. mai døde ca. 12 tonn laks i de andre oppdrettsanleggene i Sør-Troms.

Samtidig med at det oppstod akutt dødelighet ved Erikstad Fisk A/S den 23. mai, forekom det begrenset dødelighet ved Tjeldsund Laks A/S (nr. 2). Dødeligheten ved dette anlegget varierte noe i dagene fram til den 28. mai da det oppstod akutt dødelighet. Fra kl. 18 til 21 døde hele 89-årgangen på 75 tonn. På det tidspunkt var det liten dødelighet blant 90-årgangen, men allerede dagen etter, den 29. mai kl. 23, oppstod det akutt dødelighet også blant denne årgangen, og i løpet av få timer var det meste av fisken slått ut. Ved Tjeldsund Laks A/S overlevde kun 38 fisk av 90-årsklassen, mens 15 tonn av 89-årsklassen ble nødslaktet. Sikten i sjøen ble målt til 1,5 til 2 meter med Secchi-skive.

Den 26. mai var det noe dødelighet ved Peralaks A/S (nr. 12) og Skutviklaks A/S (nr. 11) som ligger på sørsida av Vestfjorden. Ved Peralaks A/S døde 16.000 av i alt 42.000 smolt som var satt ut i sjøen to dager tidligere. For øvrig var det ubetydelig dødelighet i anlegget.

Den 4. juni oppstod det dødelighet i anlegget til Vestfjordsmolt A/S (nr. 4) på nordsida av

Tabell 1. Dødelighet av laks i oppdrettsanlegg. Plasseringen av anleggene er vist i Fig. 1. Årgang refererer til årstallet da laksen ble satt ut i sjøen. I de fleste tilfeller er mengden av fisk angitt i tonn (T), men i enkelte tilfeller har oppdretterne angitt antall fisk (#). Gj.snittsvekt angir vekt av levende fisk før og etter dødelighet.  
(Mortality of salmon in fish farms. Locations of the fish farms are shown in Fig. 1. The various columns are no. and name of fish farm, year -class, date of main mortality, weight (T) or number (#) of fish prior to mortality, dead fish, slaughtered fish, and average weight of live fish before and after mortality.)

Oppdrettsanlegg	År- gang	Dato for hoveddød.	Fisk før algeopp.	Mengde død fisk	Nødslakt	Gj.snittsvekt (kg)	
						Før	Etter
1. Sørrollnesfisk A/S	90	27.5	80 T	77 T	-	1,7	-
2. Tjeldsund Laks A/S	89	28.5	90 T	75 T	15 T	3,9	-
	90	29.5	75 T	75 T	-	ca. 1	-
3. Erikstad Fisk A/S	89	23.5-26.5	120 T	80 T	40 T	-	-
	90	23.5-26.5	90 T	45 T	-	-	-
4. Vestbygds smolt A/S	89	4.6	200 T	80 T	120 T	ca. 4	-
	90	4.6	50 T	5 T	-	ca. 1	-
5. Pundslett Laks A/S	90	-	215 T	Ingen	-	-	-
6. Vestfjordlaks A/S	90	5.6-15.6	-	1000 #	-	-	-
7. Lofotlaksen A/S	89	8.6	50 T	22 T	-	5,5	5,5
	90	-	135 T	Ingen	-	1,5	-
8. Kjellsbergvika A/S	90	-	230 T	Ingen	-	1,5	-
9. Tyssfjord Laks A/S	88	13.6	30 T	30 T	-	ca. 3	-
	89	13.6-14.6	65 T	64 T	-	ca. 2	ca. 1
	90	13.6.-15.6	70 T	68 T	-	ca. 0,8	ca. 0,4
10. Kobbviklaks A/S	90	7.6	160 T	88 T	-	1,5	1,4
	91	7.6	66000 #	7000 #	-	0,08	-
11. Skutviklaks A/S	89-90	26.5	400 T	4 T	-	-	-
12. Peralaks A/S	90	26.5, 29.5	55000 #	300 #	-	-	-
	91	26.5	42000 #	16000 #	-	0,06	-
13. Omega Laks A/S	88	13.6-14.6	20 T	5 T	-	5,0	5,0
	89-90	-	120 T	Ingen	-	-	-

Vestfjorden. Det var hovedsaklig 89-årgangen som ble rammet. Blant 90-årgangen var det beskjedne dødelighet. Vi dykket like ved dette anlegget samme dag. Sikten i sjøen var god, anslagsvis 7-8 meter. Noe dager seinere, den 8. juni, døde ca. 22 tonn av 89-årgangen i anlegget til Lofotlaksen A/S. Dette dreide seg om meget stor fisk med en gjennomsnittsvekt på ca. 5,5 kg. Blant 90-årgangen var det ingen dødelighet. Ved et nærliggende anlegg (nr. 6) var det i samme tidsrom beskjedne dødelighet.

Den 7. juni døde omkring halvparten av 90-årgangen ved Kobbvik Laks A/S (nr. 10) som ligger på sørsida av Vestfjorden. Det var også noe dødelighet blant smolt som var satt ut få dager

tidligere.

Den 13. juni ble Tyssfjord Laks A/S (nr. 9) rammet. Ved inspeksjon av anlegget kl. 4 om natta var hele 88-årgangen av laks allerede død, og 89-årgangen hadde begynt å dø. I løpet av den 14. juni hadde 95% av 89-årgangen dødd, og dagen etter var også det aller meste av 90-årgangen slått ut. Oppdretteren karakteriserte sikten i sjøen som god. Etter den 15. juni ble det ikke rapportert om dødelighet i oppdrettsanlegg.

Kort oppsummert var dødeligheten i oppdrettsanlegg størst innerst i Vestfjorden og i anlegget i Sør-Troms som ligger nærmest Tjeldsundet. Dødeligheten ble først oppdaget i anlegg som ligger på nordsida av utløpet av Ofotfjorden. Fra dette området spredte algene seg etter alt å dømme gjennom Tjeldsundet og inn i de nærliggende fjordene i Sør-Troms. Omtrent samtidig med at dødeligheten ble observert i ytre del av Ofotfjorden, var det begrenset dødelighet i oppdrettsanlegg (nr. 11 og 12) vest for Hamarøy på sørsida av Vestfjorden. På nordsida av Vestfjorden spredte algene seg vestover og forårsakte skader helt ut til Svolvær. Samtidig med at algene spredte seg vestover, oppstod det også dødelighet i oppdrettsanlegg lenger inne på sørsida av Vestfjorden.

## Dykkeundersøkelser

Resultatene fra dykkeundersøkelsene er gjengitt i Tabell 2, 3 og 4. Det er i størst mulig grad benyttet norske artsnavn. De vitenskaplige navnene på artene finnes i appendiks. Det ble utført dykkeundersøkelser på seks lokaliteter (markert med en fylt D i Fig. 1). Vi dykket først i Tyssfjorden siden det var observert død fisk i dette området. I ei lita bukt ved Haukøy (stasjon D2) fant vi 61 døde lusuer med gjennomsnittslengde på 21 cm. Imidlertid var det ingen synlige tegn på at andre organismer i området var påvirket (Tabell 2). Det var et forholdsvis rikt dyreliv, og vi observert også en del fisk i ulike dyp. På det tidspunkt dykkeundersøkelsene fant sted var det ikke observert dødelighet i det lokale oppdrettsanlegget (nr. 9).

Ved Erikstad innerst i Kannstadvfjorden dykket vi på to stasjoner (Tabell 3). Den ene stasjonen (D3) lå like ved oppdrettsanlegget til Erikstad Fisk A/S der det ca. 10 dager tidligere hadde vært omfattende dødelighet. På begge stasjonene observert vi tildels omfattende dødelighet blant alle arter av sjøpiggsvin. Anslagene for mengden av døde individer av de irregulære sjøpiggsvinene, sjømus og purpursjømus, kan være overestimert siden disse artene normalt lever nedgravd i bunnsstratet. En stor del av de sjøpiggsvinene som fremdeles var i live, hadde mistet deler av piggene. Om disse seinere kan ha dødd er usikkert. Foruten de døde sjøpiggsvinene og en del slappe fjæresjøroser, var det ingen klare påvirkninger på bunndyr. På den ene stasjonen fant vi noen få døde fisk: 1 torsk, 1 paddetorsk og 2 tangsprell. Forøvrig var det lite fisk å se i området. De døde sjøpiggsvinene ble observert mellom overflata og 13-14 m dyp. Dødeligheten var noe

mindre i de øverste 1-2 metrene. Det ble ikke observert unaturlig visning av makroalger.

Den 4. juni dykket vi i nærheten av anlegget til Vestbygds smolt A/S mens det var akutt dødelighet i anlegget (Tabell 4, D5). Vi observert imidlertid ingen virkninger på frittlevende organismer. Sikten i sjøen var god. Fra overflata observert vi stimer med småsei som ikke syntes å være påvirket. Heller ikke ved Skrova observert vi noe unormalt på frittlevende organismer (D6).

Tabell 2. Dykk ved Haukøy i Tysfjorden. Individtettheten i ulike dybdeintervall er anslått som E - enkeltfunn, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende. Dødelighet er anslått, f.eks. angir S/70 spredt forekomst og 70% dødelighet, mens 2/50 angir to individer og 50% dødelighet.  
(Dives at Haukøy, Tyssfjord. Density of organisms recorded by depth intervals as E - single, S - few, V - common, H - numerous and D - dominant. Mortality is estimated, e.g. S/70 represents few organisms and 70% mortality)

Dybdeintervall (m)	D1 - Haukøy sørside, Tyssfjord						D2 - Haukøy nordside, Tyssfjord							
	Middels eksponert fjordlokalitet, slakt skrånende bunn, mest sand, spredt vegetasjon.						Eksponert fjordlokalitet, bratt fjellbunn med noe vegetasjon.							
	2. juni 1991						3. juni 1991							
	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-13	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20	20-30
Torsk								S	S		V	E	E	
Sei								H						
Lusuer			E/100		E		1/100	2/50						
Sandkutling		E												
Vanlig ulke								E						
Vanlig strandsnegl	H	V	V				H	V	S	E				
Butt strandsnegl	E													
Gibbula spp.	S									S	S	S	S	S
Nettsnegl		E	E											
Kongsnegl	V		S	S	S		V	H	S					
Pelikanfotsnegl				V	V									
Acmea sp.	V							E						
Skallus								S	S	S	V	V	S	H
Blåskjell	S						S	S		S	S	S	S	
Haneskjell				E										
Sadelskjell					S								V	H
Stort knivskjell				E										
Eremittkreps	H	V	H	H	V		S	V	H	V	V	V	V	S
Hummer			E											
Fjæremark	V	H	V	H	V	H								
Trekantmark	V	V						V	V	S	S	S	V	
Vanlig korstroll				S	S					S	S	S		
Skjærgårdskorstroll													E	
Sjøkjeks														S
Kvitprikket slangestjerne			S	V	V									
Vanlig kråkebolle				S	S			V	V	S		V	S	
Drøbakkråkebolle	V	H	H	V	V	H	H	H	H	V	S	S	S	
Cerianthus lloidi	S													

Tabell 3. Dykk i Kannstadvfjorden (se Tabell 2 for forklaring).  
(Dive in Kannstadvfjord (see Table 2 for explanation).)

	D3 - Storøy, Erikstad, Kannstadvfjorden							D4 - Ytre Erikstadneset, Kannstadvfjorden							
	Middels eksponert fjordlokaltitet, lettakupert skrånende bunn av fjell, stein og sand med noe vegetasjon.							Eksponert fjordlokaltitet, lettakupert skrånende bunn av fjell og stein, litt sand, noe vegetasjon.							
	3. juni 1991							4. juni 1991							
Dybdeintervall (m)	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20	20-30	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-19
Torsk		E	S	S							1/100				
Paddetorsk											1/100				
Tangsprell											2/100		E		
Vanlig ulke		E													
Vanlig strandsnegl	H	H	V	S											
<i>Gibbula spp.</i>		S	V	H		S	V	S		V	V	H	V	V	V
Kongsnegl		S					E			V	V				S
Neptunsnegl ( <i>N. despecta</i> )						E									
Purpurnegl	V	S							V						
Albueskjell		H	V						V						
<i>Acmea sp.</i>	V	V	V						H						
Blåskjell	S	S	S						S	S			S		
Eremittkreps		V	H	H	V		S			S	S	V	V	S	S
Rur	D														
Fjæremærk							S						S		
Trekantmærk		S								V					S
Vanlig korstroll		S												S	S
Hestesjøstjerne								E							
Kvitprikket slangestjerne					S	H							S		
Vanlig kråkebolle			V/50	V/40		E	S			S/30	S/70	S/70	S/50	S	S
Drøbakkråkebolle		V/30	H/60	H/50		E	V	S	S/30	V/40	H/60	V/40	S/40	S/30	
Sjømus ( <i>E. flavescens</i> )				H/70	H/70	S/50	S	S			S/70	S/70			
Purpursjømus				V/70	V/70	S/50								E/100	
Fjæresjørose									H	S	S				
Sjønellik										E		S			

Tabell 4. Dykk ved Vestbygd og Skrova (se Tabell 2 for forklaring).  
(Dive at Vestbygd and Skrova (see Table 2 for explanation).)

	D5 - Perøy, Vestbygd i Løddingen							D6 - Gulbrandsøy ved Skrova						
	Middels eksponert skjærgårdslokaltitet, jevnt skrånende bunn av fjell, stein, sand og mudder, mye vegetasjon mellom 0 og 1 m, ellers stort sett bar bunn.							Beskyttet skjærgårdslokaltitet, lettakupert skrånende bunn av fjell og stein, litt sand, lite vegetasjon fra 0 til 3 m, mye vegetasjon djupe.						
	4. juni 1991							5. juni 1991						
Dybdeintervall (m)	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-18	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20
Torsk											S	S	S	S
Gråsteinbit														S
Tangsprell	E													
Sandkutling						E								
Tangkutling					V				S	S	H			
Vanlig strandsnegl	V							V	V					
<i>Gibbula spp.</i>	S	V	V	V	S	S	S	V	H	H	V	V	V	V
Kongsnegl		S	V	S	S	S	S	V	S	S				
Neptunsnegl ( <i>N. despecta</i> )			E		E									E
Purpurnegl	H													
Pelikanfotsnegl							V							
<i>Natica sp.</i>														E
Albueskjell	H							V						
<i>Acmea sp.</i>		V						S						
Skallus				S		S		S		V	V	S	S	
<i>Facelina auriculata</i>						E								
Blåskjell	S	S	S	S	S	S		V	S	V	S	S	V	V
Eremittkreps		S	V	V	V		V	V	V	V	V	V	V	S
Strandkrabbe								S						
Rur	H													
Fjæremærk							S							E
Trekantmærk		H	H	V		S	V				V	V	V	S
Vanlig korstroll		S	E	S	S	S	S	S	S		S			S
Kvitprikket slangestjerne					S	S	S							
<i>Ophiura texturata</i>							E							
<i>Ophiotrix fragilis</i>			S	S	S	S						S	V	S
Vanlig kråkebolle				S	S		E			S	S	S		
Drøbakkråkebolle		D	D	D	V	H	S	H	H	V				
Fjæresjørose								S	V					



## DISKUSJON

### Dødelighet i oppdrettsanlegg

Geografisk var dødeligheten i oppdrettsanleggene begrenset til Vestfjorden øst for Svolvær og til de sørligste fjordene i Sør-Troms. Dødeligheten var størst i nærheten av Tjeldsundet og indre del av Vestfjorden. Den største laksen var mest utsatt for algene. Dette viste seg både ved at det generelt var større dødelighet blant stor fisk og ved at den største fisken døde raskere enn mindre fisk. Tilsvarende erfaringer har man også gjort i Ryfylkefjordene (JOHANNESSEN 1989). Også ved stress økte dødeligheten i oppdrettsanleggene i Ryfylke, f.eks. ved pumping av fisk over i brønnbåt. Stress kan ha vært en medvirkende årsak til at fisken i brønnbåten mellom Kannstadjorden og Skrova døde på et tidspunkt da algeoppblomstringen trolig var i en oppbygningsfase. I følge flere oppdrettere var det størst dødelighet i mærene med de tettste konsentrasjonene av fisk. Stress kan derfor ha vært av vesentlig betydning for omfanget av dødeligheten i oppdrettsanleggene. I tillegg til den største laksen var nyutsatt smolt særlig sårbar for algene.

### Dødelighet blant frittlevende organismer

Den døde lusueren i Tysfjorden hadde neppe sammenheng med algeoppblomstringen av *C. leadbeateri*. For det første lever lusueren forholdsvis djupt (PETON 1985), mens alger generelt befinner seg i den øverste del av vannsøyla. Dernest ble det ikke observert skader på andre frittlevende organismer i Tyssfjorden, og på det tidspunkt var det heller ikke dødelighet i et oppdrettsanlegg i nærheten (nr. 9). Sprengning i forbindelse med vegarbeid har vært antydnet som en mulig årsakt til dødeligheten blant lusueren.

På de stedene vi dykket var det kun i Kannstadjorden det ble påvist skader på frittlevende organismer som med stor sannsynlighet kan føres tilbake til oppblomstringen av *C. leadbeateri*. Ved Vestbygds smolt A/S ble det ikke observert virkninger på frittlevende organismer, til tross for at det var akutt dødelighet i oppdrettsanlegget. Tilsvarende observasjoner ble gjort i Ryfylke (JOHANNESSEN 1989). Dette bekrefter derfor inntrykket av at oppdrettslaks er betydelig mer utsatt for giftige alger enn frittlevende organismer.

Sett på bakgrunn av den geografiske utbredelsen av dødelighet i oppdrettsanlegg, er det grunn til å regne med at skadene på frittlevende organismer har vært begrenset til innerste del av Vestfjorden og til de nærliggende områder av Tjeldsundet. Det kan også tenkes å ha vært skader innover i Ofotfjorden, men ettersom det ikke er oppdrettsanlegg i denne fjorden er det hverken mulig å bekrefte eller avkrefte dette. Foruten at skadene på frittlevende organismer etter alt å

dømme var avgrenset til et forholdsvis lite område, var det stort sett bare sjøpiggsvin som ble rammet. Også ved oppblomstringen av *C. polylepis* i Skagerrak i 1988 var sjøpiggsvin svært utsatt for algegiften (GJØSÆTER og JOHANNESSEN 1988). I Skagerrak ble imidlertid også en lang rekke andre arter hardt rammet, slik som sjøstjerner, slangestjerner, purpursnegl, kongsnegl og en rekke fiskeslag. Det ble ikke påvist skader på disse dyregruppene i Vestfjorden. Skadene på frittlevende organismer som følge av oppblomstringen av *C. leadbeateri* synes derfor å ha vært forholdsvis små, og under alle omstendigheter langt mindre enn ved oppblomstringen av *C. polylepis* i Skagerrak i 1988.

I Skagerrak var skadene ekstra store på larver av vårgytende fisk som torsk, hvitting, lyr og sei (JOHANNESSEN og GJØSÆTER 1990). I mai og begynnelsen av juni er larver av vårgytende fisk vanligvis så små at de nesten er umulig å observere ved dykking. En kan derfor ikke se bort fra at det har vært skader på fiskelarver innerst i Vestfjorden. Siden Lofoten er hovedgyteområde for torsk i Barnetshavet og at det kan inntreffe nye giftige oppblomstringer, bør larvenes følsomhet overfor algegiften testes i laboratorium.

### **Tiltak ved eventuelt nye oppblomstringer**

Man bør være forberedt på at det kan bli nye giftige algeoppblomstringer både i Vestfjorden og andre steder langs norskekysten. En enkel måte å redusere dødeligheten på kan være ved å ha lavere tettheter av fisk i mærene. Dette vil i mange tilfeller ikke være tilstrekkelig. Det bør derfor kartlegges om det finnes mulige steder der anleggene kan bli anbragt i sikkerhet for algene. En mulighet kan være sterkt ferskvannspåvirkede områder. Erfaringene fra oppblomstringen av *C. polylepis* i Skagerrak viste at det var liten eller ingen giftvirkning i nærheten av elveutløp (GJØSÆTER og JOHANNESSEN 1988), og det ble gjort vellykkede forsøk med å plassere oppdrettslaks i områder med lav saltholdighet (LEIVESTAD og SERIGSTAD 1988). Det er usikkert om lave saltholdigheter kan motvirke giftigheten hos *C. leadbeateri*, men interessant å konstatere at det ikke var dødelighet i anlegget til Erikstad Fisk A/S etter at det ble plassert i et område med lavere saltholdighet. Det kan imidlertid tenkes at algen ikke opptrådte giftig etter at anlegget var flyttet. Virkningen av lave saltholdigheter bør derfor utprøves i laboratorium.

Det er flere betenkeligheter med tauing av anlegg, både pga. faren for spredning av sykdom og faren for rømming av fisk. Andre løsninger er derfor å foretrekke. En framtidig løsning kan være å legge anleggene på land eller utvikle lukkede anlegg i sjøen. Disse løsningene ligger trolig noe inn i framtida. En mulighet som kanskje lar seg løse på forholdsvis kort sikt, er å utvikle metoder for senking av fisken til under algesjiktet. I forbindelse med algeoppblomstringen i Ryfylke i 1991, ble det gjort et vellykket forsøk med å senke ned laks i mær med luftlomme i mærtaket (JOHANNESSEN og PAULSEN, unpubl. data). Luftlomma har vist seg å være helt nødvendig

for at laksen skal kunne overleve noe tid i nedsenket mær, trolig som følge av at fisken har behov for å snappe luft til svømmeblæra. Før metoden kan tas i bruk må det gjøres forsøk med hvor djupt laksen kan senkes, og metoden må utprøves i full skala.

## Giftproduksjon

*Chrysochromulina leadbeateri* ble første gang beskrevet av LEADBEATER (1972) under navnet *Chrysochromulina* sp. # 1 på grunnlag av prøver fra Herdla utenfor Bergen. Seinere ble algen oppkalt etter Leadbeater. *C. leadbeateri* er som de fleste andre *Chrysochromulina*-arter, vanskelig å identifisere, og det må benyttes elektronmikroskop for å bestemme arten med sikkerhet. Forekomst og utbredelse av arten er derfor lite kjent. Foruten ved Bergen er arten påvist ved Australias østkyst (HALLEGRAEFF 1983), i subtropiske områder av det nordlige Stillehavet (HOEPFFNER og HAAS 1990) og i Nord-Atlanteren på et transekt mellom Florida og Afrika (ESTEP et al. 1984), der den ble karakterisert som en vanlig forekommende alge. Selv om algen er lite beskrevet, tyder observasjonene på meget vid geografisk utbredelse fra varme subtropiske områder til mer kalde, boreale områder som i våre farvann, og at algen finnes både i åpne havområder og kystnære farvann. Sett på bakgrunn av det strømningsmønster som finnes i Nord-Atlanteren og langs norskekysten, kan algen utmerket vel være en del av det naturlige planteplankton-samfunnet langs store deler av norskekysten.

Algen er ikke tidligere beskrevet som giftig, men den er en nær slektning av *C. polylepis* og *P. parvum*. Ingen av disse artene opptrer vanligvis særlig giftige, men synes først og fremst å produsere gift ved spesielle miljøforhold (EDVARDESEN, MOY og PAASCHE 1990; SHILO 1981). Observasjoner av høye konsentrasjoner av alger rundt flere av oppdrettsanleggene i Vestfjorden uten at oppdrettsfisken ble påvirket, indikerer at også *C. leadbeateri* kan opptre med varierende giftighet. For eksempel ble det ved Skutviklaks A/S målt konsentrasjoner på 6 - 7 millioner celler pr. liter uten at det var synlige symptomer på fisken (oppdretter D. AASJORD, pers. medd.), mens det ble målt omkring 7 millioner celler pr. liter i forbindelse med dødelighet i anlegget til Vestbygds molt A/S (oppdretter K. HESTEN, pers. medd.). Et minst like sentralt spørsmål som hvorfor *C. leadbeateri* blomtrer opp i Ofotfjorden og Vestfjorden, er hvilke miljøforhold som kan ha bidratt til at algen opptrådte giftig.

Hos *P. parvum* kjenner vi til hvilke miljøforhold som fører til at algen begynner å produsere gift, og siden *C. leadbeateri* er en nær slektning, kan kunnskapene om *P. parvum* være et godt utgangspunkt for å kartlegge hvilke miljøforhold som gjør *C. leadbeateri* giftig. En oppsummering av giftproduksjon og giftvirkninger hos *P. parvum* er gitt av JOHANNESSEN (1989).

*P. parvum* opptrer sjelden giftig, selv ved konsentrasjoner på over 100 millioner celler pr. liter.

Eksperimenter både i laboratorium og felt har da også vist at utviklingen fram til et potent toksin består av flere utviklingstrinn som på hvert nivå avhenger av en rekke miljøforhold. Det første trinn i utviklingen er syntese av toksinet inne i algen, der spesielt fosfatbegrensning er en viktig faktor. «Toksinet» som frisettes fra algen er i seg selv ikke giftig, men er avhengig av å reagere med kationer som er til stede i miljøet, såkalte kofaktorer. Giftigheten er sterkt avhengig av hvilke kofaktorer som bindes til toksinet. Størst giftighet er observert med kompleksdannelse mellom toksin og polyvalente kationer som aminene kadaverin og spermin. Kationer av denne typen er neppe vanlige i sjøvann, og dannes først og fremst ved forråtnelse av organisk materiale.

I arbeidet med å kartlegge miljøforhold som kan ha gitt grunnlag for giftproduksjon i Vestfjorden, bør man være spesielt oppmerksom på kilder for organiske forråtnelsesprodukter. På bakgrunn av den observerte dødeligheten i oppdrettsanlegg framstår indre deler av Vestfjorden, Tjeldsundet og Ofotfjorden som de mest sannsynlige kildeområdene. En mulig kilde kan være store mengder sild som har overvintret i Ofotfjorden de seinere åra. I januar 1991 ble mengden av sild målt til ca. 1,6 millioner tonn (havforsker REIDAR TORESEN, HI, pers. medd.). Med så mye sild vil selv en beskjeden dødelighet på 1% (16.000 tonn) kunne gi opphav til betydelige mengder forråtnelsesprodukter. Man bør også være oppmerksom på om det i et slikt kildeområde kan være underskudd på fosfat i forhold til nitrat.

Før man går i gang med å kartlegge mulige kilder til organiske forråtnelsesprodukter, bør det testes ut i laboratorium om f.eks. tilsetning av polyaminer til algekulturer og ubalanse mellom nærings saltene kan øke toksisiteten.

## Giftvirkningsmekanismer

Ved de fleste oppdrettsanleggene som ble rammet av algene var det akutt dødelighet. I enkelte tilfeller ble det meste av fisken drept i løpet av få timer. Den raske virkningen tyder på at gjellene på fisken ble skadet. Giften som *C. polylepis* og *P. parvum* produserer, angriper også gjellene på organismene. Den raske virkningen kan tyde på at algegiften ikke ble produsert rundt anlegget, men ble tilført med strømmen fra andre områder. Tilsvarende forhold er blitt observert ved de giftige algeoppblomstingene i Ryfylkefjordene (JOHANNESSEN 1989, unpubl. data 1991). Dette forholdet støtter opp under inntrykket av at giften ikke ble produsert i de generelle vannmassene i Vestfjorden, men at det finnes et kildeområde der miljøforholdene lå til rette for giftproduksjon.

Selv om *C. leadbeateri*, i likhet med *C. polylepis* og *P. parvum*, trolig angriper gjellene på fisk og andre organismer, skiller giftvirkningen seg hos de tre nevnte algene på flere områder. Den ichtyotoksiske (fiskegift) virkningen av prymnesin, som er samlebetegnelsen på de toksiner som

*P. parvum* produserer, forklares ved en to-trinns prosess (ULITZUR og SHILO 1964; MORAU og ILANI 1974). Det første trinn i prosessen består av en dramatisk endring av gjellenes permeabilitet, og det andre omfatter angrep av uspesifikke giftstoffer i miljøet. Dette er gjerne stoffer som ved normal gjellepermeabilitet ikke representerer noe problem for organismen. Forsøk med å plassere organismer i fysiologisk nøytral saltholdighet har vist at dødsårsaken ikke primært er svikt i organismens osmoregulering. Typisk for *P. parvum* er at det er organismer som ånder med gjeller som er utsatt for giften (OTTERSTRØM og STEENMANN-NIELSSEN 1940; SHILO 1967). Generelt har problemene med *P. parvum* vært knyttet til vannmasser med lavere saltholdigheter enn 6‰ (JOHANNESSEN 1989).

Virkningsmekanismen av toksinet som *C. polylepis* produserer er lite kjent. I områder med lave saltholdigheter var det betydelig mindre skader enn i områder med høyere saltholdigheter (GJØSÆTER og JOHANNESSEN 1988), noe som tyder på at organismene fikk problemer med osmoreguleringen. Spekteret av organismer som ble rammet av toksinet fra *C. polylepis* var meget bredt, fra fisk til primitive evertebrater uten gjeller. Det ble også funnet skader på makroalger (ÅSEN 1988). Der er derfor klart mulig at toksinet kan ha innvirkning på mer enn osmoreguleringen.

En rekke organismer som var svært utsatt for *C. polylepis*, ble ikke synlig påvirket av *C. leadbeateri*, deriblant purpursnegl, kongsnegl, sjøstjerner og slangestjerner. Det ser derfor ut til at virkningsmekanismen ikke er den samme, eller at toksinene fra *C. polylepis* har et videre spekter av virkningsmekanismer. Om *C. leadbeateri* virker inn på osmoreguleringen er usikkert. Dette er ett av mange spørsmål som bør belyses ved forsøk i laboratorium.

## LITTERATUR

- EDVARDESEN, B., MOY, F. and PAASCHE, E. 1990. Hemolytic Activity in Extracts of *Chrysochromulina polylepis* Grown at Different Levels of Selenite and Phosphate. Pp. 285-289 in: GRANÉLI, E., SUNDSTRÖM, B., EDLER, L. and ANDERSON, D. M. (eds.): *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier.
- ESTEP, K.W., DAVIS, P.G., HARGRAVES, P.E., and SIEBURTH, J. MCN. 1984. Chloroplast containing microflagellates in natural populations of north Atlantic nanoplankton, their identification and distribution; including a description of five new species of *Chrysochromulina* (Prymnesiophyceae). *Protistologica*, 20: 613-634.

- GJØSÆTER, J. og JOHANNESSEN, T. 1988. Algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988, effekter på bunnfauna på Sørlandskysten. *Flødevigen meldinger*, 3 1988: 1-26 + appendiks
- HALLEGRAEFF, G.M. 1983. Scale-bearing and Loricated Nanoplankton from the East Australian Current. *Botanica Marina*, 26: 493-515.
- HOEPFFNER, N. and HAAS, L.W. 1990. Electron microscopy of nanoplankton from the North Pacific Central Gyre. *J. Phycol.*, 26: 421-439.
- JOHANNESSEN, T. 1989. Undersøkelser ved algeoppblomstringen i Ryfylke-fjordene i august 1989, og gjennomgang av lignende oppblomstringer andre steder. *Flødevigen meldinger*, 8 1989: 1-26
- JOHANNESSEN, T. og GJØSÆTER, J. 1990. Algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988 - ettervirkninger på fisk og bunnfauna langs Sørlandskysten. *Flødevigen meldinger*, 6 1990: 1-68 + appendiks.
- LEADBEATER, B.S.C. 1972. Identification, by means of electron microscopy, of flagellate nanoplankton from the coast of Norway. *Sarsia*, 49: 107-124 + 4 plates.
- LEIVESTAD, H. and SERIGSTAD, B. 1988. Some observations on the effects of *Chrysochromulina polylepis* on the osmoregulation in fish. *Inst. Mar. Res., Bergen. Rept.BKO 8803* 1-12.
- MORAU, A. and ILANI, A. 1974. The effect of *Prymnesium* on the electric conductivity of thin lipid membranes. *J. Membrane Biol.*, 16: 237-256.
- OTTERSTRØM, C.V. and STEEMANN-NIELSEN, E. 1940. Two cases of extensive mortality in fishes caused by the flagellate *Prymnesium parvum* Carter. *Rept. Danish Biol. Sta.*, 44: 5-24.
- PETHON, P. 1985. *Aschehougs store fiskebok*. H. Aschehoug: 447 s.
- SHILO, M. 1967. Formation and mode of action of algal toxins. *Bacteriol. Rev.*, 31: 180-193.
- SHILO, M. 1981. The toxic principles of *Prymnesium parvum*. Pp. 37-47 in CARMICHAEL, W.W. (ed.). *The Water Environment*. Plenum Press, New York.

ULITZUR, R. and SHILO, M. 1964. A sensitive assay system for determination of the ichthyotoxicity of *Prymnesium parvum*. *J. Gen. Microbiol.*, 36: 161-169.

ÅSEN, P. A. 1988. Registrering av marin fastsittende algevegetasjon og skadevirkninger forårsaket av *Chrysochromulina polylepis* på utvalgte lokaliteter i Vest-Agder. *Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen. Rapport 9*, 1988: 1-49.

## APPENDIKS

### Norske og vitenskaplige artsnavn

<b>Fisk</b>	- <i>Teleostei</i>	Neptunsnegl	- <i>Neptunea despecta</i>
Laks	- <i>Salmon salar</i>	Purpurnegl	- <i>Nucella lapillus</i>
Hvitting	- <i>Merlangius merlangus</i>	Nettsnegl	- <i>Nassarius reticulatus</i>
Lyr	- <i>Pollachius pollachius</i>		- <i>Facelina auriculata</i>
Sei	- <i>Pollachius virens</i>		
Torsk	- <i>Gadus morhua</i>	<b>Skallus</b>	- <i>Polyplacophora</i>
Gråsteinbit	- <i>Anarhichas lupus</i>		
Lusuer	- <i>Sebastes viviparus</i>	<b>Muslinger</b>	- <i>Bivalvia</i>
Vanlig ulke	- <i>Myoxocephalus scorpius</i>	Blåskjell	- <i>Mytilus edulis</i>
Tangsprell	- <i>Pholis gunnellus</i>	Sadelskjell	- <i>Anomia</i> spp.
Sandkutling	- <i>Pomatoschistus minutus</i>	Haneskjell	- <i>Chlamys islandica</i>
Tangkutling	- <i>Gobiusculus flavescens</i>	Stort knivskjell	- <i>Ensis arcuatus</i>
Paddetorsk	- <i>Raniceps raninus</i>		
<b>Sjøstjerner</b>	- <i>Asteroidea</i>	<b>Koralldyr</b>	- <i>Anthozoa</i>
Vanlig korstroll	- <i>Asterias rubens</i>	Sjønellik	- <i>Metridium senile</i>
Skjærgårdskorstroll	- <i>Marthasterias glacialis</i>	Fjæresjørose	- <i>Tealia felina</i>
Sjøkjeks	- <i>Ceramaster granularis</i>		- <i>Cerianthus loidii</i>
Hestesjøstjerne	- <i>Hippasterias phrygiana</i>		
<b>Slangestjerner</b>	- <i>Ophiuroidea</i>		
Kvitprikket slangestjerne	- <i>Ophiura albida</i>		
	- <i>Ophiura texturata</i>		
	- <i>Ophiotrix fragilis</i>		
<b>Sjøpiggsvin/kråkeboller</b>	- <i>Echinoidea</i>		
Vanlig kråkebolle	- <i>Echinus esculentus</i>		
Drøbak-kråkebolle	- <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>		
Sjømus	- <i>Echinocardium flavescens</i>		
Purpursjømus	- <i>Spatangus purpureus</i>		
<b>Krepsdyr</b>	- <i>Decapoda</i>		
Hummer	- <i>Homarus gammarus</i>		
Strandkrabbe	- <i>Carcinus maenas</i>		
Eremittkreps	- <i>Eupagurus</i> spp.		
<b>Rur</b>	- <i>Balanomorpha</i>		
Rur	- <i>Balanus</i> spp.		
<b>Flerbørstemark</b>	- <i>Polychaeta</i>		
Fjæremark	- <i>Arenicola marina</i>		
Trekantmark	- <i>Pomatoceros triqueter</i>		
<b>Snegl</b>	- <i>Gastropoda</i>		
Vanlig albueskjell	- <i>Patella vulgata</i>		
	- <i>Acmaea</i> spp.		
Vanlig strandsnegl	- <i>Littorina littorea</i>		
Butt strandsnegl	- <i>Littorina obtusata</i>		
Pelikanfotsnegl	- <i>Aporrhais pespelecani</i>		
	- <i>Natica</i> sp.		
Kongsnegl	- <i>Buccinum undatum</i>		



## DELTAGERLISTE

- Andersen, Lars**, Fiskerisjefen i Nordland, Sjøgt. 1, Postboks 232, 8001 Bodø.
- Andreasen, Otto**, Fiskerisjefen i Troms, Strandgt. 5/7 B, Postboks 940, 9001 Tromsø.
- Aune, Tore**, Norges Veterinærhøgskole, Institutt for næringsmiddelhygiene, Postboks 8146 Dep, 0033 Oslo 1.
- Aure, Jan**, Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, 5024 Bergen.
- Christiansen, Håkon**, Lofoten Akvaveiledning, Postboks 328, 8301 Svolvær.
- Dahl, Einar**, Havforskningsinstituttets Forskningsstasjon Flødevigen, Flødevigvn. 49, 4817 His.
- Eggereide, Arne**, Direktoratet for Naturforvaltning, Tungasletta 2, 7047 Trondheim.
- Eikrem, Wenche**, Biologisk Institutt, Avd. marin botanikk, Universitetet i Oslo Postboks 1069 Blindern, 0316 Oslo 3.
- Eilertsen, Hans Chr.**, Norges Fiskerihøgskole, Postboks 3085 Guleng, 9001 Tromsø.
- Eilertsen, Jan Bjarne**, Fiskerirettleder i Vågen, Postboks 315, 8301 Svolvær.
- Enge, Sigurd**, Miljøstiftelsen Bellona, Postboks 8874, Youngstorget, 0028 Oslo 1.
- Erga, Svein Rune**, HOV-senteret, DNMI, Allegt. 70, 5007 Bergen,
- Farstad, Arnold**, Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, 5024 Bergen.
- Heidal, Kristin**, Høgskolesenteret i Nordland, Postboks 6003, Mørkved 8016 Bodø.
- Johannessen, Tore**, Havforskningsinstituttets Forskningsstasjon Flødevigen, Flødevigvn. 49, 4817 His.
- Johnsen, Geir**, Trondheims Biologiske Stasjon, Bynesveien 46, 7018 Trondheim.
- Johnsen, Torbjørn**, Norsk Institutt for Vannforskning/Vestlandet, Breiviken 5, 5000 Bergen.
- Meldahl, Anne-Sophie**, Forsvarets Forskningsinstitutt, Avd. Miljøtoksikologi, 2007 Kjeller.

Nøst Hegseth, Else, Norges Fiskerihøgskole, Postboks 3085 Guleng  
9001 Tromsø.

Paulsen, Dag, Fiskeridirektoratet, Postboks 185, 5002 Bergen.

Rey, Francisco, Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, 5024 Bergen.

Skjoldal, Hein Rune, Havforskningsinstituttet, Postboks 1870, Nordnes 5024  
Bergen.

Skreslet, Stig, Høgskolesenteret i Nordland, Postboks 6003, 8016 Bodø.

Skulberg, Olav M. , Norsk Institutt for Vannforskning, Postboks 69 Korsvoll,  
0808 Oslo 8.

Staveland, Gro, Fiskeridepartementet, Postbok 8118 Dep., 0032 Oslo 1.

Sætre, Roald, Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, 5024 Bergen.

Svensgård, Hans, Fiskerisjefen i Nordland, Sjøgt. 1, Postboks 232, 8001 Bodø.

Tangen, Karl, Oceanor, Pir-senteret, 7005 Trondheim

Thelin, Isabelle, Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Dep., 0032 Oslo

Throndsen, Jan, Biologisk Institutt, Avd. marin botanikk, Universitetet i Oslo  
Postboks 1069 Blindern, 0316 Oslo 3.