

**KARTLEGGING AV POTENSIELLE OMRÅDER FOR
SKADELIGE PLANKTONALGER I NORSKE FARVANN
DEL 1: KYST OG HAV**

Inger Fyllingen og Svein Rune Erga

HOV-senteret, DNMI

Allegt. 70

5007 Bergen

På bakgrunn av kunnskap om kjente oppblomstringer av skadelige/giftige planktonalger er det foretatt en vurdering av hvilke områder langs norskekysten som synes mest utsatt for slike fenomen og hvilke potensielt giftige arter som kan forventes å blomstre. Området Svenskegrensa - Lista ansees som mest utsatt, og deretter reduseres risikoen jo lengre nord i landet en kommer. Vestfjorden skiller seg ut fra dette generelle mønsteret og karakteriseres som et utsatt område. De indre fjordstrøkene behandles ikke i denne rapporten.

I overvåkingsøyemed bør en være mest oppmerksom på arter som allerede har opptrådt i skadelige blomstringer langs norskekysten, slektninger av disse og andre kjente giftproduserende arter som er vanlig forekommende i norske farvann uten hittil å ha forårsaket problemer.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

***RISK MAPPING OF HARMFUL ALGAL BLOOMS IN
NORWEGIAN OCEAN AREAS
PART 1: COAST AND OCEAN***

Inger Fyllingen and Svein Rune Erga

HOV-centre, DNMI

Allegt. 70

5007 Bergen

Norway

Referring to known harmful algal blooms, a risk mapping of the most exposed areas along the Norwegian Coast has been made. The area Svenskegrensa - Lista seems to be most exposed, the risk being reduced moving further north. Vestfjorden differs from this general pattern and is characterized as an exposed area. The inner fjords are not treated in this report. In purpose of surveillance, attention should be drawn to species previously appearing in harmful blooms along the Norwegian Coast, genera of these and other known toxic algae common in Norwegian waters without having caused problems so far.

FORORD

Algeblomstringer er en naturlig og nødvendig prosess i det marine økosystemet. Noen få av disse algene kan under visse betingelser ha en skadelig virkning på andre organismer i havet. Blomstring av slike skadelige alger har vært rapportert langt tilbake i menneskets historie. Det synes allikevel som om hyppigheten av slike i våre farvann har øket i de senere år. Det er nærliggende å koble denne økende hyppighet av skadelige algeblomstringer med den økende næringssalttilførsel fra menneskelig aktivitet til kystområdene.

Havforskningsinstituttet har tatt initiativet til å få utarbeidet en populærvitenskapelig oversikt over disse problemene. Den rapporten som nå foreligger er første del av dette arbeidet. Den tar for seg algeblomstringer i mer åpent farvann. Den andre delen vil behandle tilsvarende fenomener i våre fjorder.

Dette arbeidet har vært finansiert fra Fiskeridepartementet via Fiskeridirektoratet.



Roald Sætre
Senterleder

TAKK

Vi er svært takknemlige for faglige innspill fra en rekke personer. Spesielt framheves Roald Sætre, Francisco Rey og Jan Aure fra Havforskningsinstituttet.



Inger Fyllingen

Forfatter



Svein Rune Erga

Forfatter

INNHALDSFORTEGNELSE

SAMMENDRAG	7
SUMMARY	9
1. INNLEDNING	11
2. REGULERENDE FAKTORER MED HENSYN PÅ MASSEFOREKOMST AV PLANKTONALGER	14
2.1 Naturgitte forhold	14
2.1.1 Oppblomstringsdynamikk	14
2.1.2 Fysiske fenomener	16
2.2 Menneskeinduserte forhold - antropogene effekter	17
2.2.1 Tilførsel av næringssalter	17
2.2.2 Endringer i lys og temperaturforholdene	20
3. BESKRIVELSE AV HAVOMRÅDENE	22
3.1 Nordsjøen	22
3.1.1 Topografi	22
3.1.2 Hydrografi	23
3.1.3 Næringstilstand og -tilførsel	24
3.2 Skagerrak og Kattegat	27
3.2.1 Topografi	27
3.2.2 Hydrografi	27
4. HISTORISKE OPPBLOMSTRINGER AV SKADELIGE MIKROALGER I NORSKE KYSTSTRØK	31
4.1 Mikroalger som forårsaker fiskedød	31
4.1.1 <i>Chrysochromulina polylepis</i>	31
4.1.2 <i>Chrysochromulina leadbeateri</i>	34
4.1.3 <i>Gyrodinium aureolum</i>	36

4.2 Mikroalger som forårsaker skalldyrforgiftning	42
4.2.1 Paralytisk skalldyrforgiftning (PSP)	42
4.2.2 Neurotoksisk skalldyrforgiftning (NSP)	43
4.2.3 Diaretisk skalldyrforgiftning (DSP)	43
4.2.4 Amnesic skalldyrforgiftning (ASP)	43
4.2.5 Venerupin	44
5. POTENSIELT SKADELIGE MIKRO-ALGER	45
5.1 Arter som er påvist i norske farvann	45
5.1.1 <i>Alexandrium excavata</i>	45
5.1.2 <i>Dictyocha speculum</i>	45
5.1.3 <i>Heterosigma akashiwo</i>	46
5.1.4 <i>Nitzschia pungens</i>	46
5.1.5 <i>Nitzschia pseudodelicatissima</i>	46
5.1.6 <i>Phaeocystis spp.</i>	46
6. KONKLUSJON	48
7. REFERANSER	52

SAMMENDRAG

I norske farvann er det med økende hyppighet registrert oppblomstringer av skadelige/giftige planktonalger. Dette har ført til uro, dels blant miljøvernmyndighetene ettersom oppblomstringene ofte settes i sammenheng med økt forurensing/eutrofiering, men også i oppdrettsnæringen fordi oppblomstringene kan gi store skadevirkninger på oppdrettsfisken. Ettersom fisk i fangenskap ikke kan rømme, er ofte disse de eneste individene som blir synlig berørt av "skadealgene". De siste års tiltagende frekvens av fiskeoppdrett langs kysten har derfor økt sjansen for å oppdage oppblomstringer av giftige/skadelige arter.

Erfaringene hittil har ledet fram til at en ikke kan utelukke oppblomstringer av skadelige alger noe sted langs Norskekysten. Skagerrak synes imidlertid å være mest utsatt, da oppblomstringene ofte har hatt sitt utspring nettopp her.

Gyrodinium aureolum, som har blomstret gjentagne ganger gjennom de siste 25 årene (h.h.v. i 1966, 1976, 1981, 1982, 1985, 1988, 1990 og 1991), har hatt sitt hovedutbredelses-område langs den norske delen av Skagerrakkysten, og oppblomstringene har vanligvis brutt sammen ved Boknafjorden. Bare en gang har det blitt observert høye konsentrasjoner av denne arten helt til Nord-Trøndelag.

Chrysochromulina polylepis oppblomstringen i 1988, som sjokkerte den skandinaviske befolkningen ved at den førte til massiv dødelighet på det naturlige dyre- og plantelivet i havet, dekket hele Skagerrak og deler av Kattegat. De høye algekonsentrasjonene nådde imidlertid aldri de store oppdrettsdistriktene i Hordaland.

Lengre nordover i landet er det en synkende tendens til oppblomstringer av skadelige alger. Unntak fra dette generelle mønsteret finnes imidlertid. Til tross for at havet i Nord-Norge skulle være relativt rent og upåvirket har det to ganger vært observert oppblomstring av skadelige alger i denne delen av landet. I 1982 var det en lokal oppblomstring av *G. aureolum* rundt Senja. Større oppmerksomhet fikk imidlertid vårens (1991) oppblomstring av *C. leadbeateri* i Vestfjorden som forårsaket relativt store tap for oppdretterne i området.

I tillegg til planktonalger som har ført til fiskedød, finnes det algearter hvis gift akkumuleres i skalldyr. Slike akkumulerte gifter kan i neste omgang forårsake forgiftning av skalldyrenes konsumenter noe som i enkelte tilfeller kan være dødelig. I Norge har en årvisse lokale eller

regionale forekomster av slike arter (*Dinophysis spp.* og *Alexandrium excavatum*), og ettersom giftene akkumuleres over tid, er det ikke alltid nødvendig med høye konsentrasjoner for at skalldyrene skal bli giftige.

For framtiden vil en være mest på vakt mot de artene som allerede har forårsaket problemer (*Chrysochromulina polylepis*, *C. leadbeateri*, *Gyrodinium aureolum*, *Alexandrium excavatum* og *Dinophysis spp.*) samt andre arter innen nevnte slekter. Men det finnes også en rekke potensielt skadelige arter (*Dictyocha speculum*, *Heterosigma akashiwo*, *Nitzschia pungens*, *N. pseudodelicatissima*, *Phaeocystis spp.* m. fl.) langs Norskekysten. Dette er skadelige arter som foreløpig ikke har forekommet i giftige/skadelige oppblomstringer i våre farvann. Nye arter kan dessuten etableres enten ved spredning via naturlige driftruter eller via menneskelig aktivitet (tankbåter etc.). Klimaendringer kan også tenkes å påvirke algesamfunnet, og erfaringsmessig kan antatte harmløse arter vise seg å være giftige ved spesielle miljøforhold.

SUMMARY

During the last decades there has been observed an increased frequency of harmful/toxic algal blooms in Norwegian coastal waters. Such blooms are assumed to be a result of increased pollution/eutrofication and have therefore caused environmental concern. Since caged fish do not have the ability to avoid the harmful algae, they are often strongly affected. The natural habitat, however, often seems to be unaffected. An expanding aquaculture activity along the Norwegian coast has therefore increased the chance of revealing harmful algal blooms.

Experiences so far have demonstrated that harmful algal blooms may occur anywhere along the Norwegian coast. However, Skagerrak is the most exposed area, as this often seems to be the initiation site of the harmful algal blooms.

Gyrodinium aureolum has bloomed several times during the last 25 years (1966, 1976, 1981, 1982, 1985, 1988, 1990 and 1991). Its main distribution pattern is along the Norwegian Skagerrak coast. The blooms usually have collapsed in the Boknafjord area. Only once high concentrations have been found in northern Trøndelag.

The *Chrysochromulina polylepis* bloom in 1988 took place in Skagerrak and the northern part of Kattegat. It caused a huge mortality among the flora and fauna in the area. Fortunately the bloom never reached the important aquaculture districts in Hordaland (western Norway). Further northwards there is a decreased tendency of harmful algal blooms. Exceptions from this general pattern do occur. Even if the waters of northern Norway are considered unpolluted, harmful algal blooms have occurred twice in this part of the country. A local bloom of *G. aureolum* occurred at Senja in 1982. Due to the high mortality among farmed fish, the *Chrysochromulina leadbeateri* bloom in Vestfjorden in 1991 caused more publicity.

Algal toxins may also accumulate in shellfish and cause poisoning among shellfish consumers. In some cases this can be mortal. Each year there are local or regional occurrence of algal species causing shellfish poisoning (*Dinophysis spp.* and *Alexandrium excavatum*) along the Norwegian coast. Due to toxin accumulation, shellfish toxicity is not always a function of algal density.

In the future the monitoring will be focused on known harmful algal species (*Chrysochromulina polylepis*, *C. leadbeateri*, *Gyrodinium aureolum*, *Alexandrium excavatum*, *Dinophysis spp.*) and other species of these genera. Several other potential toxic species (*Dictyocha speculum*, *Heterosigma akashiwo*, *Nitzschia pungens*, *N. pseudodelicatissima*, *Phaeocystis spp.* etc.) have been found along the Norwegian coast. These have, however, not caused problems so far. In addition new species may be introduced by natural drift routes or due to antropogenic activities. Climatic changes may also influence species composition among phytoplankton. Further more, experiences have shown that assumed harmless species, may turn toxic at special environmental conditions.

1. INNLEDNING

I de siste årene har havets viktigste primærprodusenter, mikro-algene, blitt gjenstand for økt oppmerksomhet. Dette skyldes noen store oppblomstringer av arter som har ført til dødelighet både blant oppdrettsfisk og ulike dyrearter i det naturlige økosystem. "Skadelige alger" betegner i denne rapporten giftige eller miljøskadelige mikroalger. Mye tyder på at overgjødning er en av hovedårsakene til enkelte av de skadelige oppblomstringene og at de store utslippene av nitrogen og fosfor må reduseres for å få bukt med problemet. Det stilles også spørsmål ved om tilførsel av sporstoffer og miljøgifter til havet kan ha selektiv betydning.

I forbindelse med noen av algeoppblomstringene har media vært sterkt involvert og beskrevet situasjonen fra dag til dag. Sterke virkemidler har blitt brukt for å fange lesernes oppmerksomhet. Uttrykk som bl.a. "dødsalgen" var daglig kost på førstesideoppslagene under *Chrysochromulina polylepis* oppblomstringen våren 1988. Slike oppslag har vært med på å forme en uheldig oppfatning om at alger generelt er skadelige. Det har dessuten vært lett å få inntrykk av at det utelukkende er vår forvaltning av naturen som forårsaker slike oppblomstringer. En modifisering av slike inntrykk kan synes å være på sin plass.

Det finnes mange bevis for at skadelige mikro-alger ikke er et nytt fenomen. Fossile funn tyder på massedød av muslinger som et resultat av en algeoppblomstring allerede for 140 millioner år siden i det som i dag er Østersjøen (SURLYK og NOE-NYGAARD 1988). Første beskrivelse av skadelige alger finnes i det gamle testamentet i Bibelen i 2. Mosebok kap. 7:20-21. En av de syv landeplagene som ble sendt over Egypt førte til at vannet i Nilen ble farget rødt som blod, fisken i elven døde, vannet luktet vondt og det kunne ikke drikkes. Det er rimelig å anta at denne tilstanden av Nilen var forårsaket av en algeoppblomstring. Det er også kjent at indianerne som levde langs Canadas vestkyst visste når muslingene var forgiftet og unngikk å spise dem da. Studier av sedimenter fra Skagerrak og Kattegat tyder på at det for om lag 500 år siden var store innslag av *Gymnodinium catenatum* i disse områdene (DALE og NORDBERG pers. medd.). Giftene fra denne arten akkumuleres i skalldyr og kan forårsake meget alvorlige forgiftninger hos skalldyrenes konsumenter. I dag er denne artens utbredelse begrenset til varmere strøk, bl.a. i Ria de Vigo i Spania (FRAGA *et al*

1988). Disse eksemplene indikerer sterkt at oppblomstringer av skadelige mikro-alger hører med blant naturens "luner". Hvilke oppblomstringer som skyldes naturen selv og hvilke som skyldes menneskelig aktivitet, kan derfor være vanskelig å avgjøre.

Planteplankton er primært havets ryggrad. De kalles også primærprodusenter fordi de utgjør første trinn i næringskjeden. Ved hjelp av uorganiske forbindelser av fosfor og nitrogen samt karbondioksyd omgjør de lysenergi til oksygen og organisk substans. De fungerer som føde for dyreplanktonet som igjen fungerer som føde for større marine organismer. Mikro-algene er derfor helt nødvendige for våre fiskerier og må derfor som en regel ansees som nyttige. Bare unntaksvis opptrer alger som direkte skadelige, men selv de nyttige artene kan være skadelige for fisk i fangenskap dersom de opptrer i store nok konsentrasjoner. Skadelige alger må derfor betraktes som et vidt begrep. Fordi fisk som er innestengt i en mærd, poll eller lignende ikke har noen mulighet til å unnsnippe, er ofte oppdrettsfisk de eneste individene som blir påvirket av algeoppblomstringer. Dette har blant annet vært tilfelle ved oppblomstringene av *Prymnesium parvum* i Ryfylke i 1989, 1990 og 1991. Hadde det ikke ligget oppdrettsanlegg i fjorden, ville disse oppblomstringene sannsynligvis aldri blitt oppdaget. Den registrerte økningen av skadelige algeoppblomstringer kan derfor delvis skyldes at det stadig økende antall fiskeoppdrett langs kysten fungerer som fintfølede detektorer.

Det er likevel, til tross for det som til nå er skrevet, stor grunn til å ta algeoppblomstringene på alvor. De forårsaker til dels store økonomiske tap for oppdrettere når fisken plutselig dør. Enkelte algegifter kan akkumuleres i skalldyr og dermed forårsake forgiftninger hos skalldyrenes konsumenter. Faunaen i vernede områder kan bli sterkt forstyrret. Dessuten kan organisk nedbrytning av store algemengder føre til oksygenfattig bunnvann som igjen får konsekvenser for plante- og dyrelivet. Store algeoppblomstringer kan i tillegg virke skjemmende rent estetisk fordi vannet blir grumsete, misfarget og får dårlig lukt. På den måten kan påvirkede kyststrøk få redusert verdi som rekreasjonsområde og enkelte steder kan turistnæringen bli berørt.

Mange forskere mener at frekvensen av oppblomstringer er økende, og at dette skyldes menneskelige aktiviteter. Økt utslipp av næringssalter samt ubalanse mellom disse er vesentlige faktorer i denne sammenheng. Ulike tilpasninger med hensyn til optimal temperatur, saltholdighet, lysklima, sporstoffbehov, toksin toleranse o.s.v. vil også ha

betydning for artssammensetningen i et område. Noen av de artene som kan blomstre opp, kan være giftige eller skadelige for fisk, skalldyr eller for skalldyrkonsumenter.

I denne utredningen vil enkelte av de største oppblomstringene av skadelige alger som har funnet sted i norske kyst- og havområder belyses, og de resultatene som er blitt presentert med hensyn på årsakssammenhenger, vil beskrives. En vurdering av potensielt skadelige algeoppblomstringer vil bli foretatt, og det vil bli antydnet hvilke områder langs Norskekysten som kan ansees som sårbare med hensyn på slike.

2. REGULERENDE FAKTORER MED HENSYN PÅ MASSE- FOREKOMST AV PLANKTONALGER

2.1 Naturgitte forhold

2.1.1 Oppblomstringsdynamikk

Lyset er begrensende for vekst av planktonalger om vinteren. Mye vind gjør at vannsøylen er gjennomblandet. Den øvre produktive sonen tilføres dermed næringsrikt dypvann. Allerede på vinteren (i februar) kan lyset være sterkt nok til å starte en oppblomstring av diatomeer i overflatelaget. Dette forutsetter en lengre periode med lite vind og mye sol. Avgjørende er her at algene ikke føres for langt ned i vannsøylen slik at det gjennomsnittlige lysklimaet blir utilstrekkelig til å gi en netto primærproduksjon (d.v.s. at den dybdeintegreerte fotosyntesen overskrider respirasjonen). Dette unngås i stratifiserte vannmasser. Disse er karakterisert ved et stabilt overflatelag av relativt brakt vann adskilt fra de underliggende tyngre vannmasser ved et sprangsjikt (stor økning i sjøvannets tetthet over et lite dybdeintervall). I kystnære områder vil sjøvannets tetthet for det meste være styrt av saliniteten. For havområdene vil temperaturen være den styrende faktor.

Normalt har slike vinteroppblomstringer en begrenset utbredelse fordi de er ofte knyttet til lokale særegenheter som har med vær og topografiforhold å gjøre. Den "klassiske" våroppblomstringen av diatomeer i perioden mars - april er derimot svært omfattende. Hovedaktør er *Skeletonema costatum*, men arter innen slektene *Chaetoceros*, *Rhizosolenia*, *Nitzschia* og *Thalassiosira* kan også være tallrike. Disse er selve "grunnpilaren" i det marine økosystem. Våroppblomstringen brer seg over store områder via "Den Norske Kyststrøm", og starter senere jo lengre nordover en kommer langs kysten. Det må her understrekes at under spesielt gunstige værforhold (lengre perioder med sol og lite vind) kan oppblomstringen starte allerede i februar på Skagerrakkysten.

Typisk for vårperioden er en **vindretning** som er slik at vannmassene presses mot land (sørvestlig på vestlandskysten) og dermed resulterer i **oppstuvning** og oppkonsentrering av alger i bukter og fjorder. Dette resulterer i at sjøen får en brunaktig farge.

Våroppblomstringen bryter vanligvis sammen p.g.a. **næringsmangel** og/eller beiting av dyreplankton.

En ny oppblomstring starter gjerne i mai etter at den produktive sonen (fra overflaten og ned til dyp med en lysintensitet svarende til $< 1\%$ av overflatelyset) er blitt tilført ny næring fra dypet. Dette skjer ved **oppstrømning** av dypvann når vindretningen er slik at overflatevann føres ut fra land (nordlig på vestlandskysten). Avhengig av de hydrografiske forholdene (saltholdighet, temperatur og sjiktning) samt lysklima kan oppblomstringen nå bestå av diatomeer/dinoflagellater og /eller flagellater. Dersom vannsøylen forblir **stratifisert** over et lengre tidsrom og lysintensiteten er tilstrekkelig kan det utvikle seg et dypmaksimum av alger i eller like under sprangsjiktet der de er sikret næringssalttilførsler nedenfra. Dette er også et typisk sommerfenomen. I mai - juni når lysforholdene normalt er helt optimale er det vanlig med oppblomstringer av *Emiliania huxleyi* i den øvre delen av den produktive sonen. Dette gir sjøen en melkehvit farge.

Videre utover sommeren vil stille vær resultere i et næringsfattig lag over pyknoklinen (kraftig gradient i tetthet). Under slike forhold dominerer gjerne de små flagellatene og produksjonen styres av regenereringshastigheten av det begrensende næringssalt. Ved økende vindstyrke og retning som resulterer i at overflatevann føres ut fra land og med det oppstrømning av næringsrikt dypvann, kan lokale oppblomstringer plutselig finne sted.

Mye vind utover høsten resulterer i omrørte vannmasser og ny tilførsel av næring til den produktive delen av vannsøylen. Dette sammen med gunstige hydrografiske forhold kan føre til nye oppblomstringer av diatomeer og dinoflagellater. Siden begynnelsen av 80-årene har masseforekomster av dinoflagellaten *Gyrodinium aureolum* vært en vanlig foreteelse om høsten. Som beskrevet i kap. 4.1.2. ser denne arten ut til å være særdeles tolerant m.h.p. å vokse opp under ugunstige forhold som svakt lys, mye vind og lite næring. Senere stagnerer algeveksten som følge av lysbegrensning. Sterkt regulerende er her dybden av det vindstyrte blandingslaget.

2.1.2 Fysiske fenomener

Overgangssonen mellom tilstøtende vannmasser med ulike egenskaper defineres som en **front**. I kystområdene oppstår slike fronter ofte der det mindre salte kyststrømvannet møter det salte Nordsjøvannet (av Atlanterhavsopprinnelse) på utsiden, eller der kyststrømvannet støter sammen med det periodevis brakke fjordvannet. Tilsvarende kan fronter oppstå ute på bankene i Nordsjøen. Disse er lokalisert til grenseområdet mellom de omrørte vannmassene inne på de grunne bankene og de mer stratifiserte vannmassene i dypområdene utenfor. Slike fronter er ofte karakterisert av forhøyet primærproduksjon sammenlignet med de tilstøtende vannmasser, dette p.g.a. at det øvre produktive vannlag her kontinuerlig tilføres næring nedenfra ved oppstrømning. Således fant RIEGMAN, MALSCHAERT OG COLIJN (1990) en forhøyet primærproduksjon i frontsonen på nordsiden av Doggerbank i juli 1988. Dette er selve grunnlaget for at bankene er viktige oppvekstområder for mange av våre viktigste fiskearter. Typisk for mange fronter er dominans av diatomeer på den gjennomblandete siden og flagellater på den stratifiserte siden (JONES, GOWEN og TETT 1984, CARRETO *et al* 1986). KIØRBOE *et al* (1990) studerte strukturen i den pelagiske næringskjeden i relasjon til vannsøylens struktur i Skagerrak i mai 1987. De fant en vindgenerert "**doming**" (oppover-krumming) av pyknoklinen som var karakterisert av et dypt blandingslag langs periferien og en meget grunn pyknoklin i de sentrale deler. Dette resulterte i dominans av henholdsvis diatomeer og dinoflagellater i de to områdene.

En viktig reguleringsmekanisme m.h.p. **spredning** av alger fra den norske Skagerrakkysten til Vestlandskysten er de **vindstyrte blokkeringene/utbruddene** av Skagerrakvann ved Lista (AURE og SÆTRE 1981, ERGA 1990, REY og AURE pers. medd.). Vedvarende vind fra vest-sørvest virker som en bremse på kyststrømmen ved Lista. Dermed holdes kystvannet i Skagerrak tilbake. Når så vinden snur og blåser fra øst til nordøst opphører denne bremseeffekten og en kraftig utstrømning av vann fra Skagerrak følger. Dette ble påvist under *Chrysochromulina polylepis* oppblomstringen i mai - juni 1988, (AKSNES *et al* 1989) og *Gyrodinium aureolum* oppblomstringene høsten 1988, 1989 og 1990 (REY og AURE, pers. medd.).

Det vindstyrte sirkulasjonsmønsteret langs sør og vestlandskysten er også av stor betydning for **utveksling av kyst og fjordvann**. Dominerende vind fra nord fører for eksempel til at

kystvannet langs Vestlandet (på grunn av jordrotasjonen) føres ut fra land. Dette drar også det øvre vannlaget i fjorden med seg. For å erstatte det utstrømmende vannet strømmer tyngre Nordsjøvann inn over terskelen i fjordene. Samlet fører dette til en omfattende oppstrømning langs kysten og i fjordene. Motsatt skjer det en oppstuvning av kystvann langs land ved dominerende pålandsvind (sør-vest langs Vestlandet). På denne måten utveksles også planktonalger mellom fjord og kyst (ERGA 1990).

LENKA (Landsomfattende Egnethetsvurdering av den Norske Kystsonen og vassdragene for Akvakultur) har delt inn sjøområdene i A- (åpne kystområder og store fjorder), B- (andre områder med god vannutskifting) og C-områder (små terskelfjorder og andre terskelfjorder) ut fra resipient forhold (LENKA 1990). En samlet vurdering av den lokale **topografien** og **vindmønsteret** i det aktuelle området er her et viktig kriterium for fastsettelse av potensielle influensområder av skadelige alger, basert på giftighet og/eller skadeeffekt som følge av **oppkonsentrering**.

2.2 Menneskeinduserte forhold - antropogene effekter

I det imponerende artsmangfold av planktonalger som kan forekomme samtidig gjennom vekstsesongen har de enkelte artene likevel sine helt individuelle krav til lys, temperatur og næringsmiljø for at de skal vokse med maksimal hastighet. For at en bestemt art skal blomstre opp må de vekstbetingelsene den stiller være tilfredsstillt over tid.

2.2.1 Tilførsel av næringsalter

I de fleste arbeid som omhandler store skadelige algeoppblomstringer er eutrofiering et sentralt begrep i forsøket på å forklare oppblomstringene.

Med **eutrofiering** menes en utvikling mot et miljø rikt på næringsalter og med stor planteproduksjon. En tenker her i første rekke på tilførsler av makronæringsaltene nitrogen (N) og fosfor (P) (ERGA *et al* 1990a).

Kilder som kan bidra til eutrofiering er kommunal kloakk, silosaft og gjødsel fra landbruk, arealavrenning, industriutslipp til luft eller vann og forspill, ekskrementer o.l fra

fiskeoppdrett. Tilførsel kan skje via elver, havstrømmer eller luft og nedbør. En økning i algeproduksjonen vil etterhvert føre til sedimentering av større mengder organisk materiale til bunnen. Dette gir et reelt næringstilskudd til bunnfaunaen og kan i utgangspunktet ha positive virkninger. Tegn på begynnende eutrofiering er gjerne at biomassen øker. Artsrikheten øker også ofte under slike forhold. Ved langt framskreden eutrofiering inntreer det betydelige artsforandringer med overgang til dominans av små arter med kort generasjonstid (ERGA *et al* 1990a). Den økte sedimenteringen vil imidlertid også føre til økt oksygenforbruk i dypvannet. I områder med liten vannuskiftning kan alt oksygen forbrukes og giftig hydrogensulfid dannes. Hvis dette skjer er resultatet ofte massedød av fisk og bunndyrorganismer.

Nær knyttet til eutrofiering er begrepet **saprofiering** som betegner en utvikling mot et miljø med rik tilgang på organisk stoff og stort forbruk av oksygen ved forråtnelse (ERGA *et al* 1990a). Ved eutrofiering forsterkes denne utviklingen som følge av den økte produksjonen. Dessuten forekommer det svært ofte tilførsler av både organisk stoff og næringssalter i eutrofierte vannmasser samtidig. I tillegg frigjøres næringssalter ved forråtnelsesprosessene som gir grunnlag for ny produksjon. En er dermed inne i en vond sirkel som en ikke kommer ut av uten å redusere de samlede utslippene.

I 1990 ble det gitt ut en rapport som tar for seg eutrofitilstand for norske fjorder og kystfarvann med tilgrensende områder (ERGA *et al* 1990a). Her konkluderte en med at økt tilførsel av N og P over lengre tid har ført til voksende eutrofi problemer i **sørlige Nordsjøen** og **Kattegat**. Langs Norskekysten er det først og fremst områdene i og rundt **Oslofjorden** som er eutrofiert, men også **Grenlandsområdet**, **Flekkefjordsområdet** og **Stavangerområdet** skiller seg ut ved en relativt høy eutrofieringsgrad. For kystvannet generelt og Skagerrak er tilstanden usikker på grunn av manglende langtidsserier av nødvendige parametre som kan belyse dette.

Næringssalter består av ulike oppløste uorganiske og organiske nitrogenforbindelser (nitrat - N, ammonium - N, urea - N, aminosyre - N), fosforforbindelser (uorganisk fosfat - P/organisk bundet fosfat - P), uorganisk kisel (silikat - Si), spormetaller (som jern - Fe, zink - Zn, kobolt - Co, kopper - Cu, molybden - Mo, mangan - Mn og selen - Se med flere) og vitaminer. I ferskvann er fosfor normalt i underskudd og derved begrensende næringssalt for

algevekst. På tilsvarende måte er det blitt hevdet at nitrogen er vekstbegrensende for alger i sjøvann. Betydningen av nitrogen og fosfor som vekstbegrensende næringssalt i sjøvann er imidlertid omstridt (ERGA *et al* 1990b). Det en kan slå fast at normalt rent sjøvann har et N/P-forhold på 16/1. Skandinavisk ferskvann er svært fattig på fosfor og rikt på nitrogen, noe som resulterer i et høyt N/P forhold, ofte over 100 (atom/atom) (se ERGA *et al* 1990a). Urenset kloakkvann har et relativt lavt N/P forhold, gjerne rundt 8-9 (atom/atom) (se ERGA *et al* 1990a). Når sjøvann, ferskvann og kloakk blandes kan følgelig vannmasser med høyst ulike N/P forhold dannes. Algenes optimale N/P forhold varierer fra art til art, ofte mellom 8 og 27 (atom/atom) (SAKSHAUG og OLSEN 1986). Dette betyr at endringer i N/P forholdet gjennom antropogene tilførsler kan være avgjørende for konkurranseforholdet mellom alger med ulike N/P behov. Oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* forekom eksempelvis i vannmasser med et nitrat-N/fosfat-P forhold på helt opp til 50 - 200 (atom/atom).

Betydningen av tilstedeværelsen av eller mangelen på ulike spormetaller og organiske næringssaltforbindelser i sammenheng med oppblomstring av skadelige alger har vært relativt lite undersøkt. Det finnes imidlertid noen eksempler på hvilken betydning de kan ha. De høyeste konsentrasjonene av spormetaller finnes i kystnære områder. I Antarktis ble det således spekulert på om **jern (Fe)** kan være begrensende for planteplanktonveksten (MARTIN, GORDON og FITZWATER 1990). For algen *Gymnodinium sanguineum* (ikke giftig) fant DOUCETTE og HARRISON (1990) at den konkurrerte dårligst ved lave Fe-konsentrasjoner av 10 undersøkte planktonalgearter (blant dem 8 vanlig forekommende diatomeer). Spesielle evner til å akkumulere **mangan (Mn)** er blitt påvist hos kolonier av *Phaeocystis sp.* (LUBBERS *et al* 1990). **Molybden (Mo)** er påvist å være nødvendig for nitratassimilering og nitrogenfiksering. Høye sulfatkonsentrasjoner, som ofte er tilfellet i marine områder, kan på den annen side hindre opptak av Mo i disse områdene, noe HOWARTH og COLE (1985) hevder kan være forklaringen på en generell N-mangel i marine områder. Det er også kjent at planteplankton har ulik sensitivitet overfor **kopper (Cu)** (LÜDERITZ og NICKLISCH 1989). Nivået av Cu i havet kan reguleres av spesielle organiske forbindelser (ligander/chelatorer) som enten er av landopprinnelse eller utskilles fra algene selv, ved at disse binder/nøytraliserer Cu (ZHOU og WANGERSKY 1989). I britiske kystområder er det påvist at **in situ** konsentrasjonene av **sink (Zn)** er høye nok til å hemme fotosyntesen (DAVIS og SLEEP 1979). Vekslinger i spormetallkonsentrasjoner og naturlige chelatorer kan således være

viktige reguleringsmekanismer bak endringer i planteplanktonets artssammensetning (GRANÈLI, PERSSON og EDLER 1986). Ulike organiske syrer tilført fra land via ferskvannsutslipp kan i seg selv være viktige næringssalt kilder for planteplankton. Således fant GRANÈLI *et al* (1985) at den potensielt skadelige dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* kunne utnytte humussyre og "fulvic" syre som N - kilde.

2.2.2 Endringer i lys og temperaturforholdene

Det mest aktuelle spørsmålet i denne sammenhengen er om den såkalte "drivhuseffekten" og huller i ozonlaget vil få konsekvenser for primærproduksjonen og for artsdominansen i planteplanktonsamfunnet, dette på grunn av en forventet endring i både temperatur og lysklima. Selv om det er kjent at de enkelte planktonalger har ulike og helt artsspesifikke lys og temperaturoptima (HARRIS 1986), er det vanskelig å benytte dette i storskala betraktninger om konsekvenser for planteplanktonsamfunnet av en eventuell klimaendring. En vurdering om hvorvidt en slik økning i temperatur og UV-bestråling vil slå ut i favør av skadelige/giftige alger i våre områder blir derfor høyst spekulativt. Det finnes imidlertid noen eksempler på at giftige alger kan synes å ha visse konkurransefordeler overfor de "harmnløse" algene under mer ekstreme lys og temperaturforhold. CARRETO *et al* (1990) fant at *Alexandrium excavatum* så ut til å tåle UV-lys bedre enn mange andre arter på grunn av en "solbrille" effekt bestående av beskyttende aminosyrer. I områder med økende ozonhull og dermed redusert UV-filtreringskapasitet kan det derfor tenkes at alger av denne kategori kan overta. Den generelle oppfatningen er ellers at økt UV-bestråling vil føre til redusert primærproduksjon (VOYTEK 1990).

Av en helt annen karakter er den forandringen i undervannslysklima som oppstår i eutrofierte vannmasser. Resultatet kan her bli redusert primærproduksjon som følge av økt turbiditet.

Når det gjelder vurderinger om mulige effekter av en temperaturheving på planteplanktonets artssammensetning som følge av drivhuseffekten kan det synes som de små flagellatene (herunder *Chrysochromulina polylepis*) har en tendens til å øke i dominans (MALONE og NEALE 1981). Om dette skyldes en direkte temperatureffekt eller en indirekte effekt som følge av økt stratifisering er usikkert. Ifølge HARRIS (1986) kan det stilles spørsmålsteget ved

sammenhengen mellom temperatur og fotosyntese. At vi nå er inne i en periode med temperaturstigning er ikke ensbetydende med at en større klimaendring er på gang. I perioden 1920 til 1950 var det en forbigående temperaturoppgang i vår region (ØIESTAD 1990).

3. BESKRIVELSE AV HAVOMRÅDENE

3.1 Nordsjøen

Hovedkilde: BROCKMANN, BILLEN og GIESKES (1988)

3.1.1 Topografi

Nordsjøen (fig.1) er et havområde som på mange måter kan sammenlignes med en bukt. Fastlandsgrensene dannes av Storbritannia mot vest, det europeiske kontinentet mot sydøst og Norskekysten mot nordøst. Tre steder er Nordsjøen forbundet med andre havområder. Hovedforbindelsen med det nordlige Atlanterhav ligger mellom Skottland og Norge. I øst grenser Nordsjøen mot Skagerrak, og i syd danner den Engelske kanal en smal åpning mot Atlanterhavet.

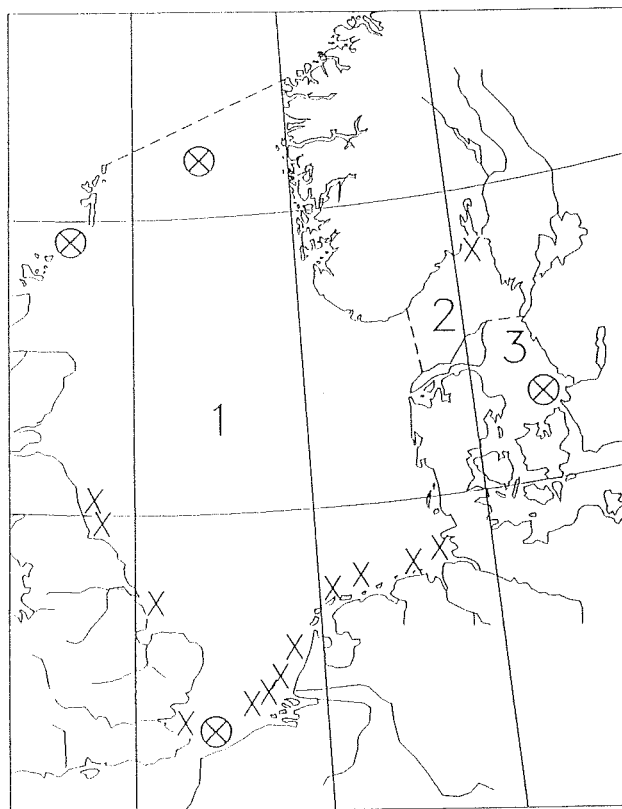


Fig. 1. Geografisk inndeling av Nordsjøen (1), Skagerrak (2) og Kattegat (3) samt de viktigste punktutslipp (x) og tilførselskilder (⊗) av næringssalter.

(Boarder of the North Sea (1), Skagerrak (2) and Kattegat (3) and the most important nutrient inputs (x) and supplies (⊗).)

Generelt er Nordsjøen et grunt havområde med økende dyp mot nord. Norskerenna, som ligger parallelt med Norskekysten, bryter plataet som et dalføre og har sitt største dyp i Skagerrak på over 700 m. Doggerbank kan sammenlignes med en høyslette, i forhold til de omkringliggende områdene, der den ligger syd i de sentrale delene av Nordsjøen (senter 55°N, 3°Ø) og har et minimumsdyp på 15 m. I de sydlige delene av Nordsjøen, syd og sydøst for Doggerbank, overskrider dypet sjelden 50 m og gjennomsnittsdypet ligger på omkring 30 m. I de nordlige delene av Nordsjøen er gjennomsnittsdypet på mellom 100 og 150 m.

3.1.2 Hydrografi

Hovedinnstrømningen til Nordsjøen (fig. 2) foregår i åpningen mot nord. Størstedelen transporteres via dypvannsstrømmer og føres direkte inn i Skagerrak. Noe av de innstrømmende vannmassene føres imidlertid sydover langs kysten av Storbritannia. Ved den Engelske kanal blandes vannet opp med innstrømmende Atlanterhavsvann og strømmen snur, for deretter å følge kontinentets vestkyst nordover. Langs kontinentet tilføres store mengder ferskvann fra de store europeiske elvene. Mange av disse er sterkt forurenset. Langs Danmarks kyst kalles den nordgående strømmen for Jyllandsstrømmen som føres inn i Skagerrak. Den blandes med den Baltiske strøm i Kattegat og sammen danner de begynnelsen av den Norske Kyststrømmen. Langs den norske vestlandskysten møter den nordgående kyststrømmen den sørgående innstrømningen av Atlanterhavsvann. Kyststrømmen er bred om sommeren på grunn av fremherskende nordlige vinder og større ferskvanntransport østfra. Om vinteren derimot, er kystvannet ofte konsentrert i en smal kile langs land på grunn av fremherskende sydlige vinder.

I de sentrale delene av Nordsjøen har vannmassene generelt en homogen struktur både sommer og vinter. I de grunne områdene i syd, langs kysten av kontinentet og på bankene, er omrøringen så stor at vannmassene blir gjennomblandet. Store gradienter i saltholdighet er vanlig i kyststrøk der ferskvannsavrenningen er stor.

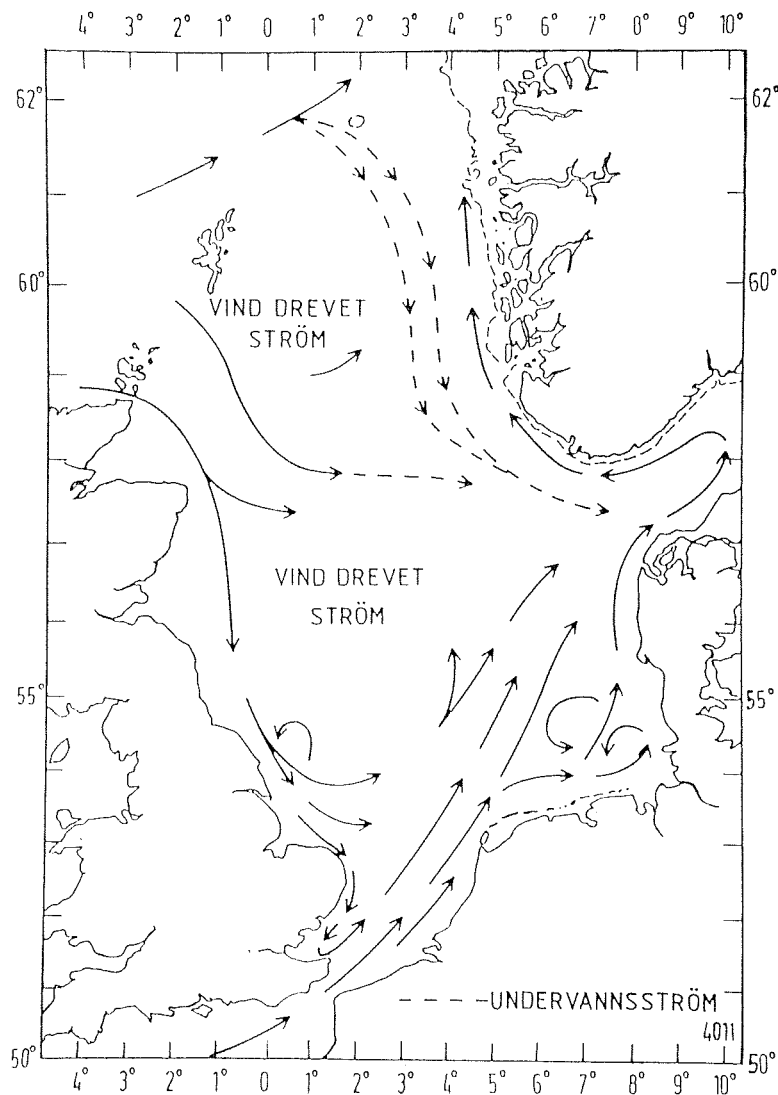


Fig. 2. Strømsystemene i Nordsjøen, Skagerrak og Kattegat (LJØEN 1987).

(Currents in the North Sea, Skagerrak and Kattegat (LJØEN 1987).)

3.1.3 Næringstilstand og -tilførsel

Næringssaltinnholdet i Nordsjøen er generelt høyest om vinteren. Dette skyldes at primærproduksjonen er minimal ved lav lysintensitet og at næringsstoffene dermed bare forbrukes i liten grad. Dessuten blir vannmassene i de øvre lag stadig blandet med næringsrikt dypvann av atlantisk opprinnelse om vinteren.

Etter våroppblomstringen er næringsinnholdet generelt lavt i de øvre vannmassene (den produktive sonen). Kysten av kontinentet mottar avrenning fra et av de tettest befolkede og mest industrialiserte områder i verden. Dette fører til en meget høy grad av eutrofiering i kystsonen gjennom hele året. Eutrofitilstanden er spesielt alarmerende i Tyskebukten, der det tidvis har vært oksygensvikt.

Fig. 1 viser de viktigste punktutslippene i Nordsjøområdet. I tillegg er tilførsel av næringsalter fra Atlanterhavet og Østersjøen markert. Fig. 3 gir en skjematisk framstilling av næringsstoffer tilført direkte eller via elveutslipp fra landene rundt Nordsjøen. Atmosfærisk tilført nitrogen kommer i tillegg og står for en betydelig del av næringstilførselen. Beregninger viser at mens ca 1200 000 tonn nitrogen/år tilføres via elver og direkte utslipp, blir mellom 300 000 og 600 000 tonn nitrogen/år (minimums- og maksimums-estimat) tilført fra atmosfæren (NORTH SEA CONFERENCE, Hague, 1990).

Næringssaltene som tilføres via elver stammer hovedsaklig fra befolkning, industri og jordbruk. Tab. 1 viser estimat over prosentvis nitrogen-bidrag fra de ulike kildene til elvene Seine, Scheldt, Rhine-Meuse, Ems, Weser og Elbe.

Også i overflatelaget i vannmassene langs Norskekysten er det generelt lite næring sommerstid. Men likevel bringes det relativt ofte næringsrikt atlantehavsvann opp i den produktive sonen ved vinddrevet oppstrømning. Næringsstoffene fra kontinentet føres dessuten med strømmen og kan mange måneder etter at de ble sluppet ut i Nordsjøen spores opp både i Skagerrak, Kattegat og langs Norskekysten.

Langtidsendringer av næringssaltkonsentrasjoner og primærproduksjon er undersøkt flere steder langs vestkysten av kontinentet (BERG og RADACH 1985, CADÈE 1986, WEICHART 1987, DE JONGE 1990). Generelt har det vært en økning av den totale fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen mens silisium-konsentrasjonen er blitt svakt redusert over de siste ti-årene. I det samme tidsrommet har flagellatproduksjonen økt kraftig, mens diatome-produksjonen har vært stabil eller synkende. Det har vært vanlig å sammenholde forandringene i primærproduksjonen med endringene i næringssaltinnholdet i sjøen. GILLBRICHT (1988) trekker imidlertid en slik sammenheng i tvil.

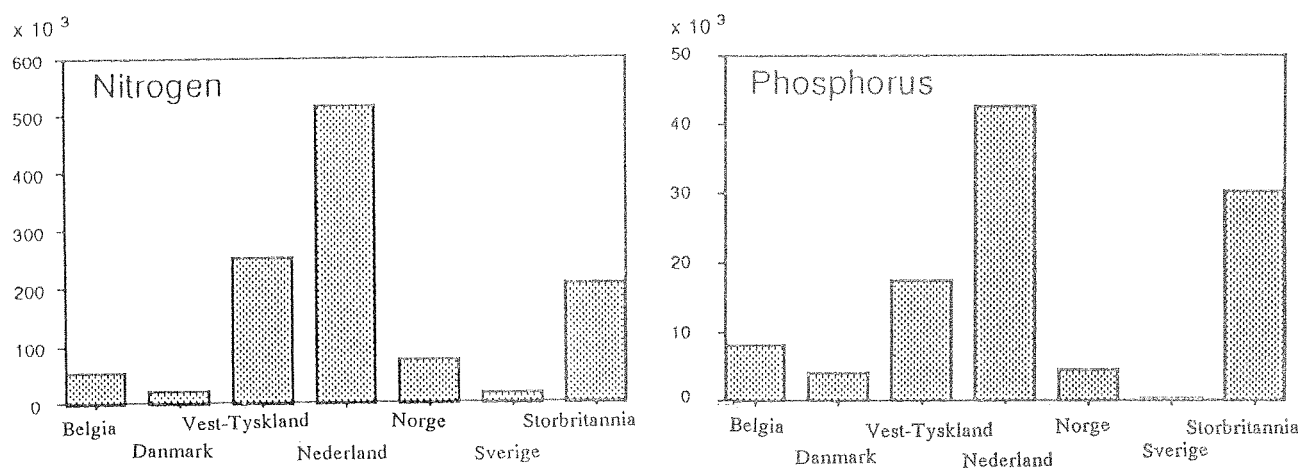


Fig 3. Direkte utslipp og elveutslipp (tonn*år⁻¹) til Nordsjøen (NORTH SEA CONFERENCE, Hague, 1990).

(Direct and river inputs (tonnes/year) to the North Sea (NORTH SEA CONFERENCE, Hague, 1990).)

Tab 1. Estimert prosentvis nitrogenbidrag fra ulike kilder til elvene Seine, Scheldt, Rhine-Meuse, Ems, Weser og Elbe (BILLEN 1990).

(Estimated inputs of nitrogen (%) from different sources to the river systems of Seine, Scheldt, Rhine-Meuse, Ems, Weser and Elbe (BILLEN 1990).)

	Befolkning	Industri	Jordbruk	Totalt
Seine	29.9	40.4	38.6	100
Scheldt	29.1	53.1	17.7	100
Rhine-Meuse	28.7	31.9	39.4	100
Ems	15.7	25.7	58.6	100
Weser	17.1	25.3	57.6	100
Elbe	19.8	31.4	48.8	100

3.2 Skagerrak og Kattegat

Hovedkilde: HOGNESTAD, P.T. (1987)

MILJØSTYRELSEN (1990)

3.2.1 Topografi

Skagerrak (fig. 1) er fortsettelsen av Nordsjøen i østlig retning mellom Danmark og Norge. Området omhandles ofte som en del av Nordsjøen, men det kan avgrenses ved snittet Oksøy - Hanstholm. Mot Kattegat (fig. 1) avgrenses Skagerrak med snittet Skagen - Marstrand. Kattegat avgrenses sydover av Belthavet.

Gjennomsnittsdypet i Skagerrak er 210 meter. Største dyp finnes i Norskerenna og er på 725 meter. Middeldypet i Kattegat er 23 meter med større dyp i øst enn i vest.

3.2.2 Hydrografi

Inn i Skagerrak strømmer det vann fra det nordlige Atlanterhav, fra det sentrale av Nordsjøen og fra sydlige deler av Nordsjøen. Disse vannmassene er karakterisert av relativt høy saltholdighet og blandes opp med Baltisk vann med lavere saltholdighet tilført via Kattegat. Overflatestrømsystemet i Skagerrak og Kattegat er vist på fig. 4. Noe av de innstrømmende vannmassene sirkulerer via Kattegat før de igjen når Skagerrak. Resten går direkte inn i Skagerrakvirvelen og føres ut av området med den Norske kyststrømmen.

Saltvann er tyngre enn brakkvann og dette fører til at de vannmassene som føres inn i Kattegat presses inn under det Baltiske vannet. På den måten dannes det en salt dypvannsstrøm som fører vann sydover inn i Kattegat, mens baltisk vann føres nordover med en overflatebrakkvannsstrøm (fig. 5.). Underveis blandes overflatelaget opp med bunnvannet slik at saltholdigheten i overflatelaget varierer mellom ca 15‰ i syd og ca 29‰ i nord. Middelveidien vil variere med +/- 3‰ gjennom året med lavest saltholdighet om våren. Saltholdigheten vil også variere i øst/vest retning med laveste saltholdigheter langs svenskekysten. Saltholdigheten under overflatelaget er relativt høy og har en middelveidie på 31‰ på 20 meters dyp. På slike dyp er sesongvariasjonene mindre enn i overflatelaget og

er på +/- 1-2‰. I Skagerrak er saltholdigheden lavest langs kysten av Sverige og Norge.

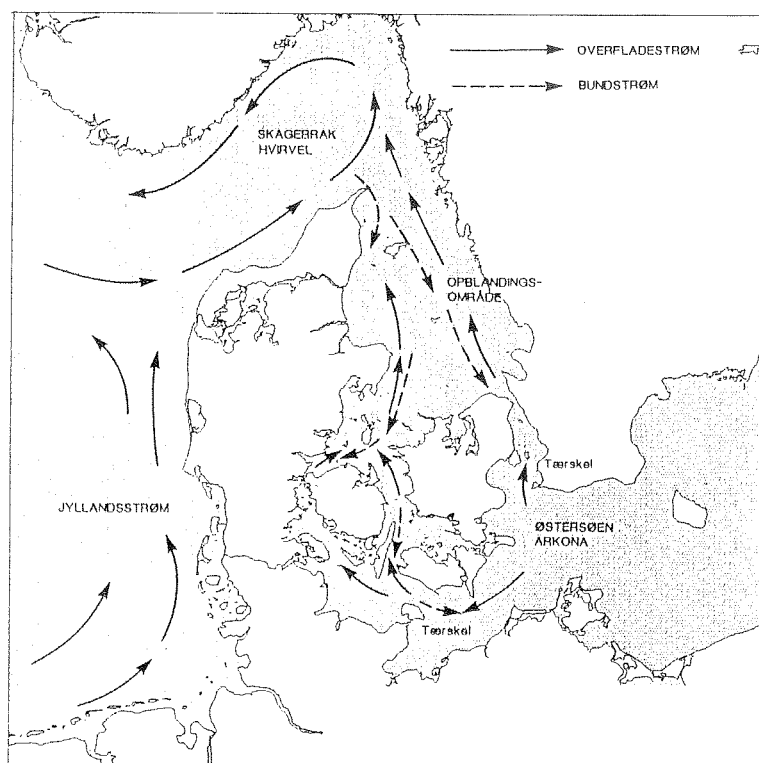


Fig. 4. Strømsystemene i Skagerrak og Kattegat (MILJØSTYRELSEN 1990).

(Currents of Skagerrak and Kattegat (MILJØSTYRELSEN 1990).)

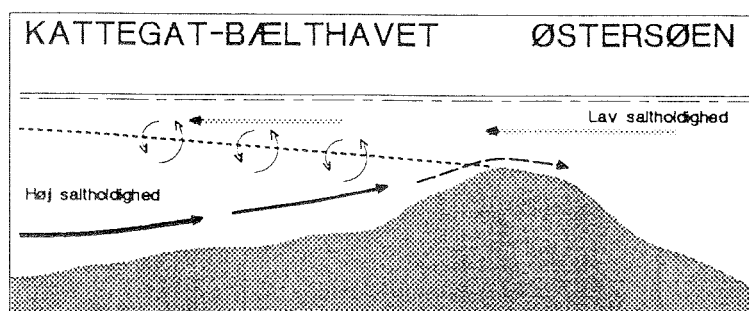


Fig. 5. Saltholdighets-lagdeling i Kattegat (MILJØSTYRELSEN 1990).

(Haline stratification in Kattegat (MILJØSTYRELSEN 1990).)

3.2.3 Næringstilstand og -tilførsel

Kattegat er et sterkt eutrofiert havområde. Fig. 6. viser steder der lave oksygenkonsentrasjoner eller oksygensvikt var påvist nær bunn i 1989. Både til Skagerrak og Kattegat tilføres næringsstoffene fra flere kilder. Østersjøvann er karakterisert av høyt næringsinnhold og tilføres via Beltehavet og Øresund. Store mengder næringsstoffer som stammer fra landavrenning langs kontinentet føres med Jyllandsstrømmen inn i Skagerrak og Kattegat. Atlanterhavsvann som strømmer inn med dypvannsstrømmer er en naturlig bidragsyter til næringsbudsjettet. Avrenning fra industri, jordbruk, tettsteder o.l. fra landene omkring Skagerrak og Kattegat bidrar med vesentlige mengder næringssalter og nedbør tilfører næringsstoffer transportert i atmosfæren.

Den atmosfæriske avsetningen av nitrogen til Kattegat er fordoblet siden 1960-årene. Samtidig har avrenningen av nitrogen fra danske landområder og innstrømmingen av nitrogen med Jyllandstrømmen økt med 50%. Dette har ført til en generell økning av nitrogenkonsentrasjonen, og stigningen har vært størst i Beltehavet og sydlige Kattegat. Fosforkonsentrasjonen viser også en stigning i samme periode, men bildet er ikke så tydelig som for nitrogen. Det kan synes som om hyppighet og utbredelse av store algeoppblomstringer har økt utover 80-tallet. I samme periode har oksygensvikt vært hyppigere forekommende og av lengre varighet enn tidligere. Biomassen av bunndyr har sunket i berørte områder, og siden 1981 har det nesten årlig blitt rapportert om fiskedød. Nedgangen i bestanden av torsk og rødspette i Kattegat og Beltehavet vært satt i sammenheng med økende eutrofiering og hyppigere oksygensvikt.

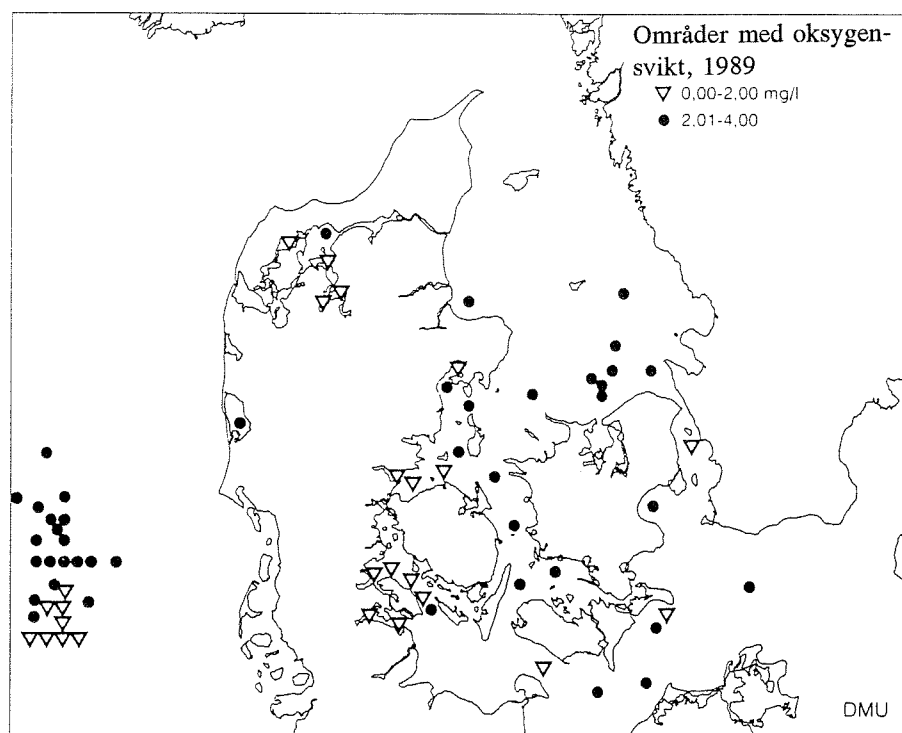


Fig. 6. Områder med oksygen-
svikt (ÆRTEBJERG *et al* 1990).

(Areas with lack of oxygen (ÆRTEBJERG *et al* 1990).)

4. HISTORISKE OPPBLOMSTRINGER AV SKADELIGE MIKRO- ALGER I NORSKE KYSTSTRØK

4.1 Mikroalger som forårsaker fiskedød

4.1.1 *Chrysochromulina polylepis*

Hovedkilder: AKSNES *et al* (1989)

DAHL *et al* (1988)

LINDAHL og ROSENBERG (1989)

Beskrivelse:

I mai/juni 1988 var Kattegat, Skagerrak samt den norske vestkysten til utløpet av Hardangerfjorden i nord skueplass for en oppblomstring av en tidligere nesten ukjent algeart, *Chrysochromulina polylepis*. Oppblomstringen rystet hele den norske og svenske kystbefolkningen da algen var giftig og la det meste av liv i sjøen dødt etter seg. Totalt døde ca 800 tonn oppdrettsfisk. I motsetning til flere andre skadelige algearter kunne det også registreres dramatiske konsekvenser på villflora og -faunaen i oppblomstringsområdet. Sterkest påvirket var livet i de ytre kyststrøkene der det ble påvist store skader, og tildels nesten total utryddelse, både på alge- og dyrearter i området. Inne i fjordene, der saltholdigheten i vannet var lavere, var imidlertid skadevirkningene mindre. Mange fiskeoppdrettere utnyttet dette og flyttet anleggene til slike lokaliteter. Tapene av oppdrettsfisk hadde trolig vært langt høyere dersom ikke denne strategien var blitt brukt. Både i 1989 og 1990 er det blitt registrert en positiv gjenoppbygging både av alge- og dyreartene i de berørte områdene (PEDERSEN, WALDAY og OUG pers. medd.).

Algeoppblomstringen ble først registrert i sentrale Kattegat ved Anholdt 5. mai, og det var sannsynligvis der oppblomstringen startet. Den første sikre observasjonen på toksiske effekter av algen ble gjort 9. mai på et fiskeoppdrett i Gullmaren (nord for Gøteborg). Fisken oppførte seg først merkelig noen dager. Stor fisk (2-4 kg) døde raskt, mens mindre fisk viste tegn på oksygenmangel ved å svømme i overflaten og "snappe etter luft" før også den døde.

Dette viste seg å være et typisk mønster ved de berørte anleggene.

De registrerte algetetthetene i utbredelsesarealet varierte fra 5-100 millioner celler pr liter i dyp fra 0-10 meter. Fig 7. viser utbredelsesmønsteret samt datoangivelser for algefronten.

C. polylepis ble første gang beskrevet av MANTON & PARKE (1962). Det er en liten (ca 10 μm), bevegelig prymnesiophyte. Svømmehastigheten er 65-138 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$. Dette vil gi en mulig vandring på ca. 6 meter pr. døgn. I laboratorier har algene vist seg å foretrekke temperaturer på 10-15°C. Tilsetning av selen forbedrer vekstbetingelsene. Ved en lysintensitet på 40 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ reproduseres algene med 0.5 deling pr. dag. Ved masseoppblomstringen var forekomsten av algene størst ved en saltholdighet på 20-30‰. Siden *C. polylepis* ble beskrevet første gang har den vært observert både i Østersjøen, Kattegat, Skagerrak og rundt de britiske øyene i saltholdigheter fra 7-34‰. Den har også vært vanlig forekommende i mange vestlandsfjorder, men arten har ikke tidligere vært registrert i så store konsentrasjoner og er heller ikke blitt rapportert som giftig. Sentrale spørsmål etter masseoppblomstringen var derfor: Hvordan ble denne arten så dominerende og hva bestod den toksiske effekten i? Svarene som har kommet fram er langt fra sikre og mye er bare hypoteser.

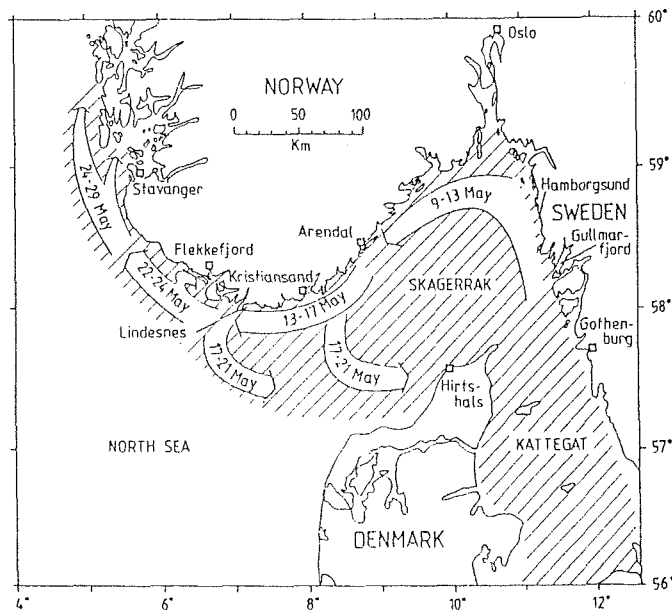


Fig. 7. Utbredelsesmønsteret til *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 (LINDAHL & DAHL 1990).

(Distribution pattern of *Chrysochromulina polylepis* in 1988 (LINDAHL & DAHL 1990).)

Årsakssammenheng:

Vinteren 1987/1988 hadde vært uvanlig mild og svært nedbørsrik, noe som førte til stor ferskvannsavrenning fra land. Dette sammen med et høytrykk over Østersjøen førte til en forsterkning av den Baltiske strøm, noe som resulterte i lavere saltholdighet enn normalt i overflatevannet. I mai var været spesielt stille og varmt, noe som førte til meget rask oppvarming av overflatelaget. Brakkvannslaget ble målt til maksimum 15 meters tykkelse i midten av mai. Kombinasjonen av uvanlig varmt overflatevann med uvanlig lav saltholdighet antas å ha vært en vesentlig årsak til oppblomstringen. Større hyppighet av sydlige vinder forsterket Jyllandstrømmen som igjen ga økt tilførsel av næringsalter. Dette har sannsynligvis vært av betydning for de relativt høye nitratkonsentrasjonene ($15-20 \mu\text{M}\cdot\text{m}^{-3}$) som ble funnet i april. N/P forholdet var da målt til >20 . I tillegg til en viss fosfatbegrensning fantes det svært lite silisium i disse vannmassene. Næringsreservene fantes hovedsaklig i saltvannssjiktet under det baltiske vannet på 10-20 meter. Det antas at den store næringstilgangen samt næringsstoffsammensetningen har vært av betydning for oppblomstringen.

C. polylepis er nær beslektet med *Prymnesium parvum* hvis gift virker på cellemembranene ved å gjøre dem mindre permeable og dermed forskyve ionebalansen. *C. polylepis* som lever i fosfatfattig medium har vist seg å være giftig både for fisk, evertebrater og makroalger. Det har i den forbindelsen vært framsatt teorier om at *C. polylepis* kan "snylte" fosfat fra andre individer (dasmotrofi) og at denne prosessen er medvirkende til de toksiske effektene (ESTEP og MACINTYRE 1989). En slik strategi ville gi algen et fortrinn framfor andre arter i det at den vil kunne utnytte nitratreserven også etter at vannet er kommet i underskudd på fosfat. *C. polylepis* har vært rapportert å være fagotrof. Det hadde i slutten av april og begynnelsen av mai 1988 vært rapportert uvanlig høye bakterieforekomster flere steder i Gøteborgs skjærgård. Dette kan ha hatt en betydning for oppblomstringen som fant sted, uten at det finnes laboratorieresultater som bekrefter dette. Hvorvidt antropogene toksiske komponenter kan ha hatt innvirkning på oppblomstringen, er det også spekulert i. Det er kjent at ulike algearter har ulik toleranse for toksiner, og oppblomstringer av uvanlige arter settes ofte i sammenheng med dette. Det foreligger ingen indikasjoner på at dette var en medvirkende faktor ved *C. polylepis* oppblomstringen.

4.1.2 *Chrysochromulina leadbeateri*

I slutten av mai 1991 ble det nok engang rapportert om uforklarlig fiskedød på oppdrettsanlegg og mistanken om at dette kunne skyldes giftige alger ble etter hvert vakt. I motsetning til tidligere oppblomstringer skjedde dette langt nord i landet, nærmere bestemt i Lofot-traktene. Høy forekomst av små flagellater ble påvist, og etter elektronmikroskopiske undersøkelser ble arten bestemt til *Chrysochromulina leadbeateri*. Gifttester utført ved Forsvarets Forskningsinstitutt indikerte at arten produserte gift som både i styrke og virkemekanisme lignet den giften som ble produsert av *C. polylepis* i 1988.

Arten *C. leadbeateri* ble første gang observert i norske farvann (Hjeltefjorden og Herdla fjorden) i 1970 av Leadbeater, og den ble senere beskrevet av ESTEP *et al* (1984). Utbredelsesområdet synes å være den sydlige del av Nord-Atlanteren, sørlige Floridakysten, Øst-Australia og Norskekysten. Selv om arten ser ut til å være vanlig langs hele Norskekysten, har den tidligere aldri vært observert i så store konsentrasjoner som i Lofoten i 1991. Den er heller ikke tidligere vært rapportert å være giftig.

Under oppblomstringen i Lofoten ble konsentrasjoner på opptil 15 mill celler* l^{-1} observert, og faregrensen for forgiftning ble satt til 1-3 mill. celler* l^{-1} . Arten syntes hovedsaklig å være fordelt i de øvre 30 m av vannsøylen, og konsentrasjonene kunne variere sterkt i dette sjiktet. Hovedutbredelsesområdet (fig 8) var Vestfjorden fra Steigen i sør og Skrova i vest samt de sydlige delene av Vågs- og Astafjorden. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i fjordarmer i dette området. Totalt døde ca. 740 tonn oppdrettsfisk i blomstringsperioden som varte fra 22. mai til 21. juni. Villfisken syntes derimot å være lite berørt.

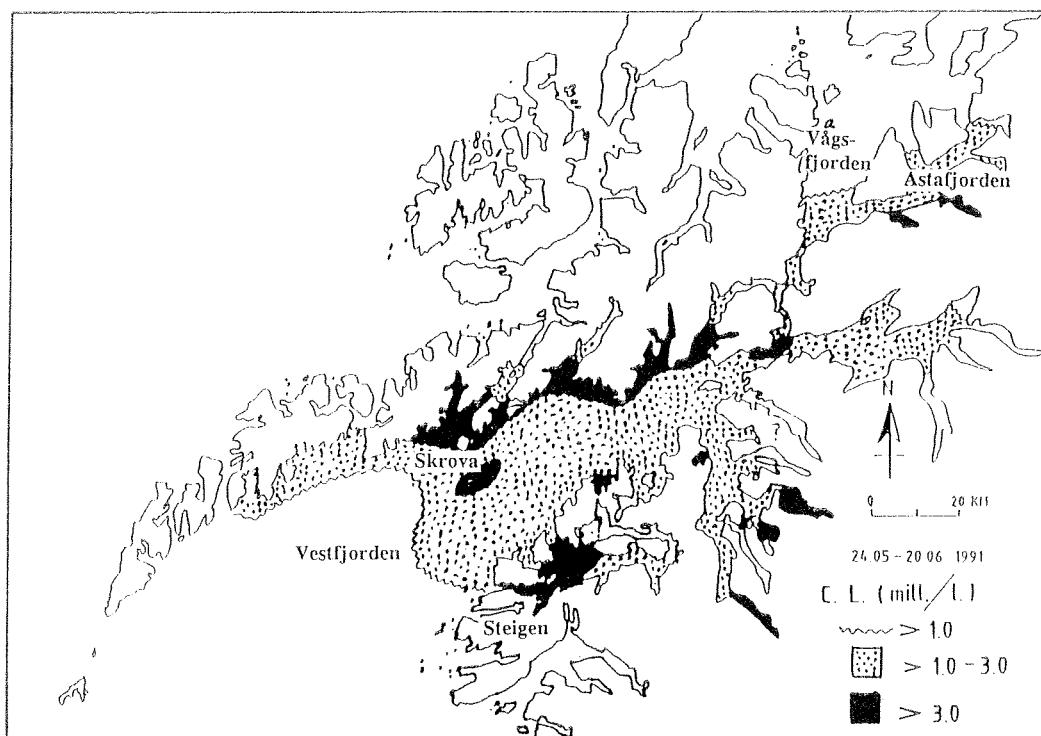


Fig. 8. Utbredelsesområdet til *Chrysochromulina leadbeateri* våren 1991 (presentert av AURE på *C. leadbeateri* workshop i Svolvær 18. - 19.09.91).

(Distribution pattern of the *Chrysochromulina leadbeateri* bloom in 1991 (presented by AURE at the *C. leadbeateri* workshop in Svolvær 18. - 19.09.91).)

4.1.3 *Gyrodinium aureolum*

G. aureolum er en liten (20-30 μm) dinoflagellat som første gang ble beskrevet i USA av HULBURT i 1957.

De skadelige effektene av *G. aureolum* er begrenset til primærkonsumenter (bl.a. skalldyr), samt arter som oppholder seg i oppblomstringsområdet, og årsaken er ikke fullstendig klarlagt. Toksinproduksjon har vært foreslått av flere forfattere (JONES *et al* 1982, ROBERTS *et al* 1983). PARTENSKY, LE BOTERFF OG VERBIST (1989) fant at *G. cf. nagasakiense*, som antas å være identisk med *G. aureolum*, inneholder minst ett fettløslig cytotoxin. Dette forelå imidlertid i så små mengder at de anså det som lite sannsynlig at dette toksinet var årsaken til den registrerte dødeligheten. ROBERTS *et al* 1983 undersøkte effekten av *G. aureolum* på regnbueørret. Alle konsentrasjoner av algen som ble testet ($1.3 \cdot 10^6$ - $1.1 \cdot 10^7$ celler $\cdot \text{l}^{-1}$) førte til 100% dødelighet. Fisken sekrerte store mengder slim og ved histopatologiske undersøkelser kunne det påvises gjelleskader. *G. cf. nagasakiense* produserer et slimaktig sekret som øker sjøvannets viskositet (POTTS og EDWARDS 1987). Dette kan forårsake økt mekanisk slitasje på gjellene under filtrering og dermed forårsake ødeleggelse av gjellevevet (JENKINSON 1987).

1966 (Hovedkilde: BRAARUD og HEIMDAL 1970)

I norske farvann ble *G. aureolum* første gang påvist høsten 1966. Brunt vann og fiskedød ble observert fra ytre Oslofjord til Bergen (fig. 9a) i tidsrommet oktober/november. Dette var også første gangen arten ble observert i Europa, og det ble derfor antatt at det var i 1966 arten ble introdusert i disse farvannene. Muligheten for at arten kunne ha eksistert i små konsentrasjoner tidligere og at det var spesielle meteorologiske, oseanografiske eller økologiske forhold som utløste oppblomstringen kan likevel ikke utelukkes.

I september/oktober hadde det foregått en oppstrømning av næringsrikt dypvann langs Norskekysten, noe som økte næringsinnholdet i eufotisk sone. I en oppstrømningssituasjon blir vannmassene i øvre vannlag blandet ned og alger med egenbevegelse favoriseres i forhold til ubevegelige diatomeer, da de til en viss grad kan klare å holde seg i den eufotiske

sonen. Hvilke andre miljømessige fordeler *G. aureolum* hadde denne høsten kunne BRAARUD og HEIMDAL (1970) ikke forklare. Senere har det kommet fram at *G. aureolum* produserer et cytotoksin som hemmer vekst hos diatomeer (GENTIEN og ARZUL 1989), noe som algen kan utnytte i den interne konkurransen, og som til en viss grad kan forklare hvordan algen blir så dominerende ved oppblomstringer.

Siden 1966 har det vært hyppige oppblomstringer av *G. aureolum* både i norske og europeiske farvann, og den er etter hvert blitt en av våre vanligste arter skadelige alger.

1976 (Hovedkilde: TANGEN 1977)

Neste gang det ble påvist store konsentrasjoner av *G. aureolum* langs Norskekysten, inntraff ti år etter den første, i 1976. Denne oppblomstringen ble oppdaget i november ved Stavanger i forbindelse med dødelighet blant oppdrettsfisk, noe som også forekom ved Haugesund i slutten av november. Opplysninger om brunt vann som ble innhentet fra fiskere og kystbefolkning i ettertid, tydet på at oppblomstringen hadde startet i siste halvdel av oktober sydvest for Jæren (fig. 9b). Små konsentrasjoner av *G. aureolum* ble dessuten påvist langs hele kystlinjen fra Oslo til Bergen i perioden juli til desember, noe som indikerte et likt geografisk utbredelsesmønster som i 1966.

De hydrografiske forholdene i 1976 var ganske lik forholdene i 1966. Østlige og sydøstlige vinder var dominerende i oktober, noe som resulterte i oppstrømning langs kysten med påfølgende økt saltholdighet og næringsinnhold. Deretter stabiliserte vannmassene seg i november med lavere saltholdighet i overflatevannet. TANGEN (1977) konkluderte derfor med at oppblomstringen startet under oppstrømningen og at den deretter fortsatte å vokse i mindre salt vann. Han antok også at populasjonen ble ført med kyststrømmen fra østkysten ved Oslofjorden ettersom *G. aureolum* ble observert der tidligere i perioden.

1981 (Hovedkilder: DAHL og DANIELSEN 1985 a, b)

Høsten 1981 blomstret *G. aureolum* nok en gang opp. Masseforekomsten ble første gang registrert utenfor Statens Biologiske Stasjon Flødevigen 28. september. Konsentrasjonen holdt

seg høy i 2-3 uker, og i løpet av denne perioden bredte algebeltet seg fra Svenskekysten til Bergen (fig. 9a) og ut til ca 10 nautiske mil fra kysten. Algekonsentrasjoner på 10-20 millioner celler* l^{-1} var vanlig i de øverste meterne av vannmassene.

Det ble under perioden observert dødelighet hos villfisk og skalldyr. Hardest gikk det likevel ut over fisk i fangenskap. Store mengder oppsamlet ål gikk blant annet tapt.

Masseforekomsten hadde sannsynligvis sin årsak i at store mengder *G. aureolum* ble ført fra Nordsjøen inn i Skagerrak med Jyllandstrømmen. Betydelig nedbør og avrenning over det normale var trolig med på å gi algen gode vekstbetingelser, mens gunstige hydrografiske og meteorologiske forhold var med på å konsentrere algene.

1982 (Hovedkilde: DAHL og TANGEN 1983)

I juni 1982 blomstret *G. aureolum* for første og hittil eneste gang opp på Senja (fig. 9c) i Nord-Norge. Store mengder laks gikk i denne forbindelsen tapt på to oppdrettsanlegg.

I midten av august samme år kunne det konstateres at en ny oppblomstring var i emning langs sørlandskysten. Algekonsentrasjonene var høyest i første halvdel av september, og registreringer på mer enn 1 million celler pr liter ble foretatt fra Oslofjorden til Flekkefjord (fig. 9c). Algeforekomsten var noe flekkvis fordelt i Oslofjorden og mer kontinuerlig fra Arendal til Flekkefjord. På vestlandskysten opptrådte *G. aureolum* mer sporadisk. Likevel ble fiskedød på et anlegg i Bøvågen, nord for Bergen satt i sammenheng med oppblomstringen.

1985

1985-oppblomstringen av *G. aureolum* er ikke beskrevet i detalj i litteraturen. Oppblomstringen hadde imidlertid et likt utbredelsesmønster som 1966-, 1981- og 1990-oppblomstringene (fig. 9a) (DAHL, Grunnlagsmateriale til ICES arbeidsmøte om algeoppblomstringer, mars 1991).

1988 (Hovedkilde: DAHL og TANGEN 1989)

I 1988 oppstod en oppblomstring av *G. aureolum* som på flere måter skilte seg fra tidligere forekomster (DAHL og TANGEN 1989). Algen dekket et område fra svenskekysten i syd til nord for Trondheim (fig. 9d), noe som var et mye større utbredelsesområde enn tidligere år. Store forekomster av algen varte dessuten lengre enn tidligere; fra begynnelsen av august til januar 1989. Til tross for et ganske omfattende prøvetakingsprogram ble *G. aureolum* ikke funnet i sentrale deler av Skagerrak sommeren 1988. Dette tyder på at algen utviklet seg langs kysten denne gangen i motsetning til ved tidligere oppblomstringer.

1990 (Hovedkilder: TANGEN *et al* 1990; Arbeidsmøte "Skadelige alger" 1991 Os, Norge; REY og AURE pers. med.)

Oppblomstringen av *G. aureolum* som fant sted i 1990 liknet blant annet svært på 1981 oppblomstringen i utbredelsesmønster (fig. 9a), men oppstod noe tidligere på året. Allerede i midten av juli ble det rapportert fra Statens Biologiske Stasjon Flødevigen om observasjoner av *G. aureolum* i Skagerrak. Algefronten fulgte deretter den Norske kyststrøm fra Oslofjorden og nådde 60°N rundt 21. august. Deretter forsvant *G. aureolum* gradvis. Fiskedød i oppdrettsanlegg ble observert fra Søgne til Flekkefjord, og det ble blant annet rapportert om opptil 10 millioner celler pr. liter i Fedafjorden. Algetettheten avtok fra ca. 20. august.

1991

I midten av august 1991 ble det igjen påvist høye konsentrasjoner (ca. 1 mill. celler* l^{-1}) av *G. aureolum* langs danskysten. Den følgende måneden ble det påvist tildels store mengder av algen langs Norskekysten, men overflatekonsentrasjonene var generelt lave og oversteg bare ved enkeltlokaliteter 1 mill. celler* l^{-1} . I Flekkefjord ble det imidlertid påvist rekordhøye konsentrasjoner (73 mill. celler* l^{-1}) av algen i midten av september hvorpå oppblomstringen kulminerte. Det ble ikke registrert fiskedød i forbindelse med 1991-oppblomstringen.

Årsakssammenheng:

Mye tyder på at *G. aureolum* primært utvikles til havs, sannsynligvis i frontområdene som bl.a. oppstår mellom Nordsjøen og Skagerrak. Dette kaller HOLLIGAN (1979) for første fase i oppblomstringen, og algene som er tilpasset et svakt lysregime oppholder seg i tetthetsgradienten. Som et resultat av vindinduserte strømmer og oppkonsentrering kan arten føres til kystnære områder og opptre i store oppblomstringer der (LINDAHL 1983). Etterhvert som oppblomstringen utvikler seg, enten til havs eller i kyst/fjordstrøk, vil lysgjennomskinneligheten i vannet avta, og algene vil migrere oppover. Som siste fase opptrer algen i et meget oppkonsentrert tynt sjikt ved overflaten. Sammenbrudd av en oppblomstring skyldes ofte en kombinasjon av næringsmangel, lysmangel og sterk vind (nedblanding). Arten er imidlertid meget godt tilpasset næringsfattige og lysbegrensede forhold (ERGA 1989).

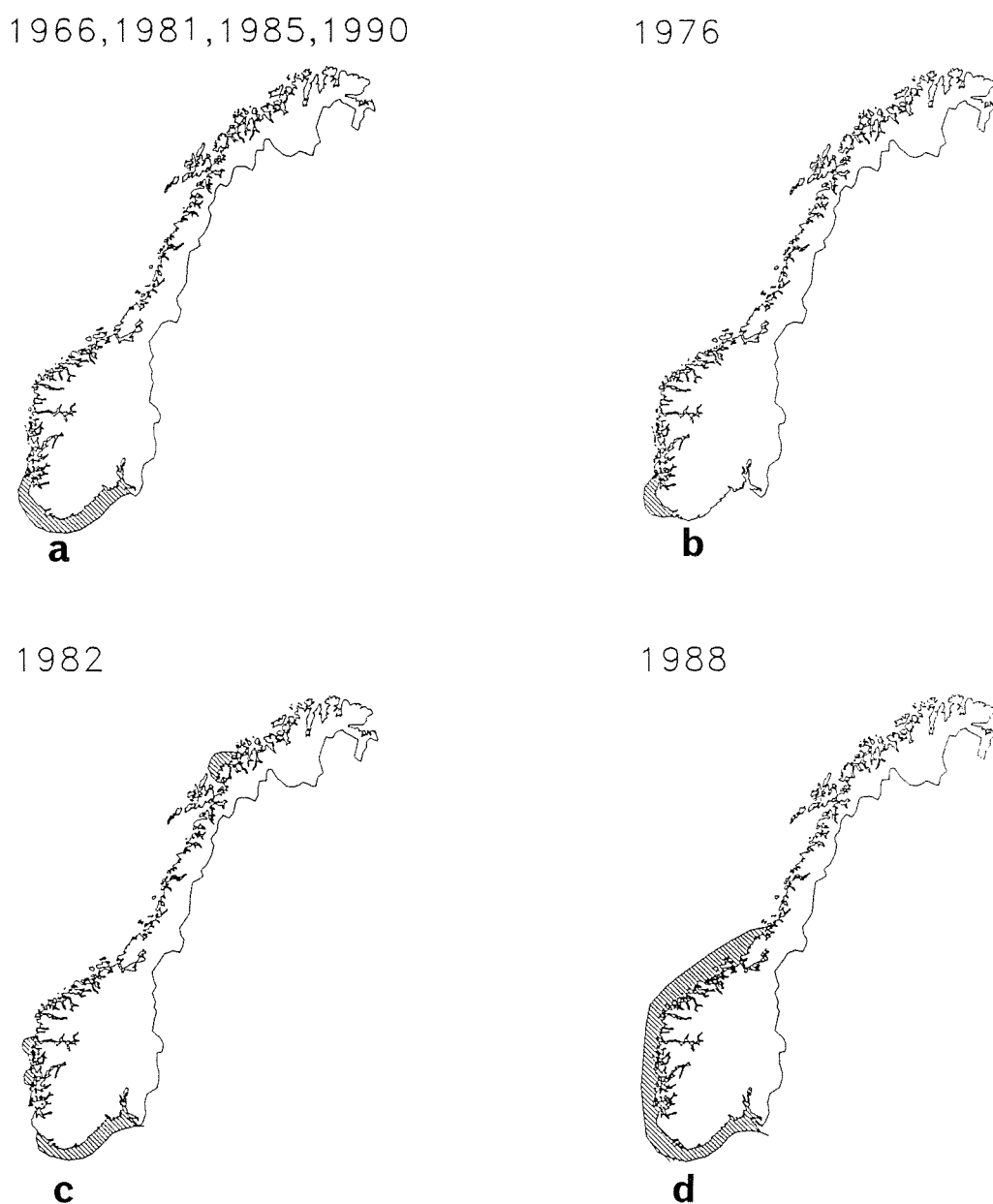


Fig 9. Geografisk utbredelsesmønster til *G. aureolum* langs Norskekysten i 1966 (a), 1976 (b), 1981 (a), 1982 (c), 1985 (a), 1988 (d) og 1990 (a). Skravering markerer områder med skadevirkninger eller med registrerte celletettheter på mer enn 10^6 celler \cdot l $^{-1}$ (etter DAHL, grunnlagsmateriale til ICES arbeidsmøte om algeoppblomstringer, mars 1991).

(Distribution pattern of *Gyrodinium aureolum* along the Norwegian coast in 1966 (a), 1976 (b), 1981 (a), 1982 (c), 1985 (a), 1988 (d) og 1990 (a). The hatched area indicates cell densities higher than 10^6 cells \cdot l $^{-1}$ or areas with harmful effects (DAHL, ICES working document, March 1991).)

4.2 Mikroalger som forårsaker skalldyrforgiftning

Hovedkilder: GRANÈLI, E. (1986)
 SHUMWAY, S.E. (1990)
 TANGEN, K. (1983)
 TANGEN, K. (1987)

Enkelte algetoksiner kan akkumuleres i skalldyr og forårsake forgiftning hos skalldyrenes predatorer (f.eks. mennesker). Det er også rapportert om hvaldød etter konsum av PSP- (4.2.1.) holdig Atlantisk makrell (GERACI *et al* 1989), noe som kan indikere at algetoksiner kan bevege seg gjennom næringskjeden. Siden giftene akkumuleres i skalldyrene over tid, er det ikke alltid nødvendig med store masseoppblomstringer for at skalldyrene skal bli giftige.

4.2.1 Paralytisk skalldyrforgiftning (PSP)

Det finnes ca 15 ulike PSP-giftstoffer som alle er vannløslige og termostabile. Hos pattedyr fører disse toksinene til respirasjonssvekkelse, sirkulasjonssvekkelse og lammelser. Forgiftningstilstanden er meget alvorlig og kan resultere i død. Eksempelvis krevde *Pyrodinium bahamense* 21 menneskeliv på Filippinene i 1983 og 26 dødsopfre i Guatemala. Skalldyrforgiftning forårsaket av *Gymnodinium*-slekten har også medført død hos mennesker. Blant annet døde tre barn av slik forgiftning i Mexico i 1979.

PSP har generelt ikke vært noe veldig stort problem i Norge, men ifølge medisinske nedtegnelser har det vært registrert forgiftninger i 1901, 1939, 1959, 1979, 1981 og 1991. Totalt sett ga disse utbruddene 31 registrerte forgiftninger, hvorav to pasienter døde. Forgiftningene i 1901, 1939 og 1959 var alle i Oslofjorden, 1979-forgiftningene var i Bergen, 1981-forgiftningene var på Nesset i nærheten av Molde (DAHL, grunnlagsmateriale til ICES arbeidsmøte om algeoppblomstringer, mars 1991) og 1991 forgiftningene var i Trondheimsfjorden. Under utbruddet i 1981 ble det bare funnet små mengder av den PSP-produserende dinoflagellaten *Alexandrium excavata* i magen på muslinger. Dette indikerer at giftmengdene som fantes i muslingene var akkumulert over lengre tid.

4.2.2 Neurotoksisk skalldyrforgiftning (NSP)

NSP forårsaker lignende, men mye mildere symptomer som DSP. Dødsfall er ikke rapportert som følge av disse fettløslige giftstoffene.

4.2.3 Diaretisk skalldyrforgiftning (DSP)

DSP ble registrert første gang i 1978. Forgiftningen hos mennesker arter seg med diare, kvalme, brekninger og hodepine som varer over flere dager. Leverskader kan også forekomme, men dødelighet er ikke rapportert. Det finnes mer enn ti forskjellige DSP-gifter og alle er fettløslige.

I norske farvann er det først og fremst dinoflagellatene *Dinophysis acuta*, *D. acuminata* og *D. norvegica* som forårsaker forgiftning, og det er hovedsaklig i blåskjell giften akkumuleres. Blåskjelldyrking var fram til 1984 en næring i fremgang både i Norge og Sverige. Men på grunn av *Dinophysis*-artene har imidlertid denne næringen blitt sterkt redusert. Giftene fra *D. acuta* og *D. norvegica* kan hode seg i blåskjellene i mange måneder, og problemet er således ikke begrenset til algens vekstsesong. Etter *Dinophysis*-oppblomstringen i september 1984 var blåskjellene giftige helt fram til slutten av mars. Tettheten av *Dinophysis spp.* var ved denne oppblomstringen 20000-30000 celler* l^{-1} og flere hundrede mennesker ble forgiftet. I Sørfjorden i Hardanger ble det den 18. september 1991 observert rekordhøye konsentrasjoner av *D. acuta* (på 0 og 5 m dyp h.h.v. 4.8 og 1.7 mill. celler* l^{-1}).

4.2.4 Amnesic skalldyrforgiftning (ASP)

ASP, som ble oppdaget i 1987, er forårsaket av Domoic acid. Toksinet forstyrrer normal neurokjemisk transmisjon i hjernen ved at det bindes til spesielle reseptorer på nervecellene. Dette fører til økt "fyring" av neuronene, noe som i sin tur til slutt medfører at cellene sprenges. Sykdomstegn ved forgiftning er abnormale kramper og nevrologisk respons som blant annet hukommelsestap og desorientering. I visse tilfeller kan forgiftning føre til at pasienten dør.

Toksinet ble oppdaget i forbindelse med en oppblomstring av diatomeen *Nitzschia pungens*

som fant sted i Prince Edwards land i Canada i oktober - desember 1987 (BATES *et al* 1989). Tre pasienter døde mens over 100 mennesker ble syke etter å ha spist forgiftete blåskjell. Selv om arten er vanlig forekommende over hele verden, er det ikke tidligere registrert tette vedvarende oppblomstringer av denne arten.

4.2.5 Venerupin

Venerupin ble opprinnelig ekstrahert fra muslingen *Venerupis semidecussata*, men det har siden vist seg at bl. a. dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* produserer denne giften. Indisier tyder på at *P. minimum* var årsak til en omfattende forgiftning i Japan i 1942 da 324 mennesker ble forgiftet, hvorav 114 døde, etter konsum av forgiftede muslinger. Symptomene var leverskader, blødningstendenser, raseriutbrudd, bevisstløshet og koma. Hendelsen i Japan er eneste gang venerupin-forgiftede skalldyr har blitt registrert å gi så alvorlige effekter. *P. minimum* ble registrert for første gang i Skandinaviske farvann under en massiv oppblomstring i Oslofjorden i 1979 og har siden vært registrert gjentagne ganger. Det har siden vist seg at *Prorocentrum balticum* som har vært observert i Oslofjorden siden 1930-årene, har vært feilbestemt og i virkeligheten har vært *P. minimum*. Hvorvidt de skandinaviske oppblomstringene har forårsaket toksisitet er usikkert. Derimot har algen forårsaket skalldyrforgiftning i Portugal.

5. POTENSIELT SKADELIGE MIKRO-ALGER

5.1 Arter som er påvist i norske farvann

Globalt finnes det en rekke skadelige eller toksiske algearter. Disse kan forårsake tildels store problemer for det naturlige dyrelivet i havet, for oppdrettsnæringen eller for konsumenter av sjømat. Som det framgår av kap. 4, har imidlertid bare noen ganske få av disse vært observert i store konsentrasjoner langs Norskekysten. *Chrysochromulina polylepis*, *C. leadbeateri*, *Prymnesium parvum* og *Gyrodinium aureolum* er de viktigste av disse. *Dinophysis*-artene og *Alexandrium excavata* er toksiske i langt lavere konsentrasjoner og noen masseoppblomstring er derfor ikke nødvendig for at disse skal føre til forgiftninger av muslinger. I tillegg finnes det en rekke potensielt skadelige eller giftige marine planktonalger i Norge. Disse er listet opp i tab. 2 (TANGEN, MATHISEN og HANSEN 1991) og består hovedsaklig av norske forekommende arter som har forårsaket fiskedød eller skalldyrforgiftning i Norge eller i andre land. Også de artene som ikke har forekommet i store oppblomstringer i Norge vil muligens ved gitte miljøbetingelser kunne bli dominerende også i den norske planktonflora.

5.1.1 *Alexandrium excavata*

Som påpekt i kap. 4.2.1. er *A. excavata* en art som har forårsaket skalldyrforgiftning i Norge. Denne arten har i den senere tid også vist seg å forårsake fiskedød på Færøyene (NASJONALKOMITE FOR MILJØVERNFORSKNING NAVF 1989), og det er derfor en alge som kan bli problematisk for norsk fiskeoppdrett.

5.1.2 *Dictyocha speculum*

En massiv oppblomstring av den nakne formen av silikoflagellaten *D. speculum* (opptil 25 millioner celler pr. liter) ble i mai 1983 satt i sammenheng med fiskedød i danskt kystvann (THOMSEN og MOESTRUP 1985). Arten har siden vært observert gjentagne ganger i vestlige deler av Østersjøen (JOCHEM og BABENERD 1989). I Norge er den normale varianten (med

skall) vanlig forekommende og den er blant annet beskrevet fra Lindåspollen (SKJOLDAL og ERGA pers. medd.) i konsentrasjoner på ca 80000 celler pr. liter i et sjikt ved 25 meters dyp.

5.1.3 *Heterosigma akashiwo* (hovedkilde: NASJONALKOMITE FOR MILJØVERNFORSKNING NAVF 1988).

H. akashiwo en av de viktigste problemalgene for japansk fiskeoppdrett. I Norge er denne arten kjent fra en stor oppblomstring i Oslofjorden i 1964, og den har siden vært en vanlig forekommende art langs Norskekysten. På Færøyene døde store mengder laks under en oppblomstring i august - september 1988. Også på Island og i Storbritannia har den forårsaket fiskedød. På bakgrunn av disse opplysningene må denne arten ansees som en meget aktuell potensiell kandidat i norske farvann.

5.1.4 *Nitzschia pungens*

N. pungens er i kap . 4.2.4. nevnt som en art som også kan forårsake skalldyrforgiftning. Arten førte imidlertid også til fiskedød ved oppblomstringen i Canada i 1987. Arten er kjent fra norske farvann (SYVERTSEN, pers. medd.), og ved en eventuell oppblomstring vil den trolig føre til store problemer både for fiskeoppdrett og skalldyrkonsumenter.

5.1.5 *Nitzschia pseudodelicatissima* (hovedkilde: MARTIN *et al* 1990)

I Øst-Canada ble det i juli til oktober 1988 påvist domoic acid i blåskjell, og det ble slått fast at dette var forårsaket av større forekomster (opptil ca. 1 mill. celler*1⁻¹) av diatomeen *N. pseudodelicatissima*. Arten er vanlig forekommende langs norskekysten uten at det hittil er rapportert om skalldyrforgiftning i sammenheng med denne.

5.1.6 *Phaeocystis spp.* (hovedkilde: LANCELOT *et al* (1987), COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1991))

Phaeocystis spp. hører til en slekt planteplankton som på mange måter har et noe mystisk slør over seg. Til tross for iherdig forskningsinnsats er mange aspekter ved slektens

utbredelse og betydning fortsatt diskutert. Sikre kriterier for arts-bestemmelse finnes ikke, selv om det i litteraturen ofte refereres til artene *P. pouchetii* og *P. globosa*.

Phaeocystis spp. hører til klassen prymnesiophyceae og er dermed en slektning av *Chrysochromulina polylepis*. Den har en verdensomspennende utbredelse og er spesielt tallrik i Arktis og Antarktis, men er også funnet i langt varmere områder som i Gulfen og i India. I Nordsjøen har det de siste 12 årene vært registrert en signifikant økning av *Phaeocystis*-oppblomstringene, noe som antas å ha sin hovedårsak i økt eutrofiering. Under en oppblomstring kan *Phaeocystis spp.* både foreligge som enslige celler og som små eller store kolonier. De største koloniene kan være opptil flere millimeter i diameter og er dominerende mot slutten av oppblomstringen.

Problemene som har vært knyttet til *Phaeocystis spp.* er i stor utstrekning av estetisk karakter. Over 50% av cellenes karbonfiksering går med til å produsere et svovelholdig sekret av polysakkarider. Dette slimet antas å være en næringsreserve som setter algen i stand til å vokse om natten og ved næringsbegrensning i miljøet. På grunn av slimets struktur vil dette imidlertid lett kunne danne skum på havoverflaten ved sterk omrøring av vannmassene. Et tykt lag av dette skummet avsettes derfor ofte langs strendene på kontinentet, noe som får negative konsekvenser både for turistnæring og kyststrøkernes verdi som rekreasjonsområde. Oppblomstringene av *Phaeocystis spp.* bryter vanligvis meget raskt sammen og kan forårsake anoksiske forhold når det organiske materialet går i forråtnelse. Dette forårsaker dødelighet blant bunnlevende organismer, og fravær av fiskelarver på typiske gyteområder har vært satt i sammenheng med slike sedimenter (ROGERS og LOCKWOOD 1990). Det er dessuten kjent at *Phaeocystis spp.* oppblomstringer har skadelig effekt på fiskefangster uten at det finnes bevis for at potensielt giftige komponenter foreligger i skadelige konsentrasjoner (ROGERS og LOCKWOOD 1990).

Siden *Phaeocystis spp.* opptrer både som enslige celler og kolonier er den tilgjengelig for mange ulike predatorer. Til tross for dette har *Phaeocystis spp.* sin økologiske verdi som primærprodusent vært sterkt diskutert (VERITY og SMAYDA 1989, ESTEP *et al* 1990). Mens enkelte hevder at den kolonidannende formen nærmest er utilgjengelig som føde, hevder andre at den utgjør en glimrende næringsressurs i havet.

Phaeocystis spp. er også kjent for å produsere reduserte svovelforbindelser, blant annet

dimetylsulfid (DMS). Globalt avgir noen ganske få slekter planteplankton, blant dem *Phaeocystis spp.*, like mye svovelforbindelser til atmosfæren som industrien, og de må derfor medregnes som viktige bidragsyttere til sur nedbør.

Phaeocystis spp. er vanlig forekommende i alle norske fjorder og det kan antas at tette populasjoner vil kunne gi problemer også for fiskeoppdrett.

Tab 2. Potensielt toksinproduserende marine planktonalger i Norge (etter TANGEN *et al* 1991).

(Potentially toxic marine phytoplankton in Norway (TANGEN *et al* 1991).)

ART	TOKSIN
<i>Alexandrium excavatum</i>	PSP
<i>A. minutum</i>	PSP
<i>A. ostenfeldii</i>	PSP
<i>A. tamarense</i>	PSP
<i>Amphidinium caterae</i>	Uidentifiserte toksiner
<i>Chrysochromulina polylepis</i>	Lipidløslige toksiner
<i>C. leadbeateri</i>	Lipidløslige toksiner?
<i>Chrysochromulina spp.</i>	Lipidløslige toksiner?
<i>Dictyocha speculum</i>	Uidentifiserte toksiner (lipidløslige?)
<i>D. fibula</i>	Toksisitet ikke påvist hittil
<i>Dinophysis acuminata</i>	DSP
<i>D. acuta</i>	DSP
<i>D. dens</i>	DSP?
<i>D. norvegica</i>	DSP
<i>D. odiosa</i>	DSP?
<i>D. rotundata</i>	DSP
<i>D. skagii</i>	DSP?
<i>Goniodoma pseudogoniaulax</i>	Gonidomin A (thymus-toksisk og hepatotoksisk)
<i>Gonyaulax polyedra</i>	PSP??
<i>Gymnodinium galatheanum</i>	Lipidløslige toksiner
<i>Gyrodinium aureolum</i>	Lipidløslige toksiner
<i>Heterosigma akashiwo</i>	Lipidløslige toksiner
<i>Nitzschia pungens</i>	ASP
<i>N. pseudodelicatissima</i>	ASP
<i>Nitzschia spp.</i>	ASP?
<i>Noctiluca scintillans</i>	Uidentifiserte toksiner
<i>Phaeocystis spp.</i>	Lipidløslige toksiner?
<i>Prorocentrum balticum</i>	Venerupin eller DSP?
<i>P. lima</i>	DSP
<i>P. micans</i>	DSP?
<i>P. minimum</i>	Venerupin
<i>Prymnesium parvum</i>	Prymnesin

6. KONKLUSJON

Erfaringen hittil tilsier at Norskekysten kan deles i fire hovedområder med hensyn til generell sårbarhet for skadelige alger (Fig. 10). Disse er: svenskegrensen-Lista, mest utsatt; Lista-Karmøy, middels utsatt; Karmøy-Sotra, mindre utsatt; og Sotra-Kirkenes, lite utsatt. Imidlertid har siste års oppblomstring av *Chrysochromulina leadbeateri* (i mai - juni 1991) spesielt plassert Vestfjorden på kartet som sårbart område. Vurderingen omfatter ikke indre fjordområder, da disse vil bli spesielt behandlet i en annen rapport (Johnsen in prep.). Algeoppblomstringenes utbredelse er blant annet styrt av kyststrømmen, topografi og værforhold, tilførsler av næringsrikt vann samt ferskvannsavrenning. Etter hvert som kyststrømmen beveger seg vestover, fortynnes eutrofieffektene ved innblanding av relativt rent vann av Atlanterhavs-opprinnelse. På lokal skala kan utveksling mellom kyst- og fjordvann være av betydning. Lyset er selvsagt viktig for primærproduksjonen. De store oppblomstringene skjer derfor på den lyse årstiden og i perioder med klarvær, selv om de artsspesifikke lyskrav kan variere svært mye. Mens *Chrysochromulina polylepis* blomstret opp i en klarværsperiode i mai har *Gyrodinium aureolum* en tendens til å dukke opp sensommers eller på høsten i Skagerrak i perioder med dårlig vær og i næringsfattige vannmasser. Vannmassenes stratifiseringsgrad står sentralt i denne sammenheng.

Dersom de siste års trend med milde vintre fortsetter og eutrofieringen øker i omfang, er det sannsynlig at hyppigheten av skadelige algeoppblomstringer vil tilta. En skal imidlertid være oppmerksom på at det på kort sikt (10 år) kan være vanskelig å skille mellom naturlige svingninger i klima og en vedvarende endring i klima som følge av menneskeinduserte aktiviteter.

Dersom tendensen med økende dominans av små flagellater på bekostning av diatomeene fortsetter, kan dette starte en uheldig kjedereaksjon oppover i næringskjeden med dramatiske konsekvenser for våre fiskerier. Årsaken til dette ligger i det faktum at de små flagellatene på grunn av sin størrelse blir uegnet som fôr for de store copepodene (rauåte) som står på hovedmenyen for flere av våre viktigste fiskearter. Den "sunne næringskjeden" har derimot de kjededannende diatomeene som primærprodusenter.

I tab. 2, kap. 5 er det listet opp potensielt skadelige alger som allerede er etablert i norske

farvann. *Alexandrium excavatum*, *Dictyocha speculum*, *Heterosigma akashiwo*, *Nitzschia pungens*, *N. pseudodelicatissima* og *Phaeocystis spp.* er spesielt trukket fram. Flere av disse artene er observert både i giftige og ikke-giftige former, og miljøforholdene anses som utslagsgivende i denne sammenheng. Listen er sannsynligvis ikke fullstendig. Dette har flere årsaker. Dels er det urealistisk å tro at vi i dag har den fulle oversikten over alle planteplanktonarter som forekommer i norske vannmasser. Det kan dessuten vise seg at arter som i dag antas å være uskadelige, kan vise seg å være svært giftige ved store konsentrasjoner eller ved gitte endringer i miljøet. Et eksempel på dette er de to *Chrysochromulina* artene *C. polylepis* og *C. leadbeateri* som begge var antatt å være harmløse arter før de h.h.v. i 1988 og 1991 førte til massedød av oppdrettslaks. En viktig forskjell var riktignok at mens *C. leadbeateri* først og fremst affiserte oppdrettsfisk, slo *C. polylepis* også "knockout" på store deler av villfaunaen. Dessuten kan, som tidligere nevnt, de fleste arter forårsake dødelighet hos oppdrettsfisk bare konsentrasjonen av algene er stor nok. Begrepet "skadelige alger" er derfor utflytende.

I tillegg til de allerede etablerte artene, er det mulig at nye algearter kan komme til å spre seg til norske farvann. Dette kan enten skje via naturlige driftruter eller spredning indusert av menneskelig aktivitet (brønnbåter, tankbåter etc.). Det kan nevnes at diatomeen *Rhizosolenia chunii* forårsaket både blåskjell- og kamskjellforgiftning i Australia i 1987 (PARRY, LANGDON og HUISMAN 1989). *Rhizosolenia*-slekten er forøvrig rikt representert i norske kystområder. For at nye algearter skal kunne etablere seg, er de avhengig av å møte for dem gunstige miljøbetingelser. Slike miljøkrav kan være knyttet til temperatur, lys, saltholdighet, næringstilgang, ferskvannstilførsel o.l. Dette betyr at endringer i miljøparametre ikke bare kan fremme vekst av allerede eksisterende arter i økosystemet, men også kan være medvirkende i introduksjon av nye arter. Forandringer i den naturlige artssammensetningen i et økosystem kan også skape nisjer som undertrykte eller fraværende arter kan nyttiggjøre seg.

Områder langs kysten som ut fra topografiske forhold ligger utsatt til med hensyn til oppstuvningseffekter, er spesielt sårbare for kritisk høye algekonsentrasjoner og bør derfor overvåkes spesielt nøye.



Fig 10. Inndeling av Norskekysten i fire områder ut fra sårbarhetsvurderinger m.h.p. skadelige alger. Svenskegrensen-Lista, mest utsatt; Lista-Karmøy, middels utsatt; Karmøy-Sotra, mindre utsatt; og Sotra-Kirkenes, lite utsatt.

(Classification of the Norwegian coast with respect to harmful algae bloom: the coast of Sweden-Lista, most exposed; Lista -Karmøy, medium exposed; Karmøy-Sotra, minor exposed and Sotra-Kirkenes ; little exposed.)

7. REFERANSER

- AKSNES, D.L., AURE, J., FURNES, G.K., SKJOLDAL, H.R. og SÆTRE, R. 1989. Analysis of the *Chrysochromulina polylepis* bloom in Skagerrak, May 1988. Environmental conditions and possible causes. Bergen Scientific Center rapp. 89/1. 38 s.
- AURE, J. og SÆTRE, R., 1981. Wind effects on the Skagerrak outflow. S. 263-293 i SÆTRE, R. og MORK, M. (red.) The Norwegian Coastal Current. Universitetet i Bergen.
- BATES, S.S., BIRD, C.J., DE FREITAS, A.S.W., FOXALL, R., GILGAN, M., HANIC, L.A., JOHNSON, G.R., MCCULLOCH, A.W., ODENSE, P., POCKLONGTON, R., QUILLIAM, P.G., SIM, P.G., SMITH, J.C., SUBBA RAO, D.V., TODD, E.C.D., WALTER, J.A. og WRIGHT, J.L.C., 1989. Pennate diatom *Nitzschia punges* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1203-1215.
- BERG, J. og RADACH, G., 1985. Trends in nutrient and phytoplankton concentrations at Helgoland Reede (German Bight) since 1962. ICES Coun. Meet. L:2. 1-16.
- BILLEN, G., 1990. N-budget of the major rivers discharging into the continental coastal zone of the North Sea: The nitrogen paradox. S. 153-171 i C. LANCELOT, G. BILLEN og H. BARTH (red.) Eutrofication and algal blooms in North Sea coastal zones, the Baltic and adjacent areas: prediction and assessment of preventive actions. . Water pollution research report 12. Ser. environ. res. dev. prog. comm. Eur. Communities, Directorate- General for Science, R&D, Brussels.
- BRAARUD, T. og HEIMDAL B.R., 1970. Brown water on the Norwegian coast in autumn 1966. Nytt Magasin for Botanikk. 17: 91-97.
- BROCKMANN, U., BILLEN, G. og GIESKES, W.W.C., 1988. North Sea nutrients and eutrophication. S. 348-389 i SALOMONS, W., BAYNE, B.L., DUURSMAN, E.K. og FØRSTNER, U. (red.) Pollution of the North Sea. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany.
- CADÈE, G.C., 1986. Recurrent and changing seasonal patterns in phytoplankton of the westernmost inlet of the Dutch Wadden Sea from 1969 to 1985. Mar. Biol. 93: 281-289.
- CARRETO, J.I., BENAVIDES, H.R., NEGRI, R.M. og GLORIOSO, P.D., 1986. Toxic red-tide in the Argentina Sea. Phytoplankton distribution and survival of the toxic dinoflagellate *Gonyaulax excavata* in a frontal area. J. Plankton Res. 8: 15-28.
- CARRETO, J.I., CARIGNAN, M.O., DALEO, G. og DE MARCO, S.G., 1990. Occurrence of mycosporine-like amino acids in the red-tide dinoflagellate *Alexandrium excavatum*: UV-photoprotective compounds. J. Plankton Res. 12(5): 909-921.

- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1991. Workshop: Ecology of Phaeocystis-dominated ecosystems. Brussel 1991.
- DAHL, E. og DANIELSSEN, D.S., 1985 a. *Gyrodinium aureolum* høsten 1981. Observasjoner langs kysten av Sør-Norge. Flødevigen meldinger. 3: 75-87.
- DAHL, E. og DANIELSSEN, D.S., 1985 b. Observasjoner på fisk og skalldyr under masseforekomsten av *Gyrodinium aureolum* høsten 1981. Flødevigen meldinger. 3: 89-91.
- DAHL, E., LINDAHL, O., PAASCHE, E. og THRONDSSEN, J., 1988. Symp. "Novel Phytoplankton Blooms: Causes and Impacts of Recurrent Brown Tides and other Unusual Blooms", SUNY, Stony Brook, NY, USA, 27-28
- DAHL, E. og TANGEN, K., 1983. Forekomsten av *Gyrodinium aureolum* høsten 1982. Norsk fiskeoppdrett. 1: 17-19.
- DAHL, E. og TANGEN, K., 1989. *Gyrodinium aureolum* bloom along the Norwegian coast in 1988. S. 123-127 i GRANÈLI, E., SUNDSTRØM, B., EDLER, L. og Anderson, D.M. (red.) Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier, New York, USA.
- DAVIS, A.G. og SLEEP, J.A., 1979. Inhibition of carbon fixation as a function of zinc uptake in natural phytoplankton assemblages. J. mar. biol. Ass. U.K. 59: 937-949.
- DOUCETTE, G.J. og HARRISON, P.J., 1990. Some effects of iron and nitrogen stress on the red tide dinoflagellate *Gymnodinium sanguineum*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 239-306.
- ERGA, S.R., 1989. Ecological studies on the phytoplankton of Boknafjorden, Western Norway. 1. The effect of water exchange processes and environmental factors on temporal and vertical variability of biomass. Sarsia. 74: 161-176.
- ERGA, S.R., 1990. The importance of external physical controls on vertical distribution of phytoplankton and primary production in fjords of western Norway. Dr. Scient-thesis. University of Bergen.
- ERGA, S.R., OUG, E., KNUTZEN, J. og MAGNUSSON, J., 1990a. Eutrofitilstand for norske fjorder og kystfarvann med tilgrensende havområder. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport nr. 391/90. NIVA-rapport nr. 2370.
- ERGA, S.R., BJERKENG, B., BAALSRUD, K., KÄLLQVIST, T., MAGNUSSON, J. og MOLVÆR, J. 1990b. En vurdering av N og P's rolle som regulerende faktor for planteplankton produksjon i svenske kystfarvann. NIVA-rapport nr. 2384.
- ESTEP, K.W., KAVIS, P.G., HARGRAVES, P.E. og 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.

- ESTEP, K.W. og MACINTYRE, F., 1989. Taxonomy, life cycle, distribution and dasmotrophy of *Chrysochromulina*: a theory accounting for scales, haptonema, miciferous bodies and toxicity. *Mar. Ecol.Prog. Ser.* 57: 11-21.
- ESTEP, K.W., NEJSTGAARD, J.C., SKJOLDAL, H.R. og REY, F., 1990. Predation by copepods upon natural populations of *Phaeocystis pouchetii* as a function of the physiological state of the prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67: 235-249.
- FRAGA, S., ANDERSON, D.M., BRAVO, I., REGUERA, B., STEIDINGER, K.A. og YENTSCH, C.M., 1988. Influence of upwelling relaxation on dinoflagellates and shellfish toxicity in Ria de Vigo, Spain. *Estr. Cstl. Shelf Sci.* 27: 349-361.
- GENTIEN, P. og ARZUL, G., 1989. A theoretical case of competition based on the ectocrine production by *Gyrodinium cf. aureolum*. S. 161-164 i GRANÈLI, E., SUNDSTRØM, B., EDLER, L. og ANDERSON, D.M. (red.) *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier, New York, USA.
- GERACI, J.R., ANDERSON, M.D., TIMPERI, R.J., ST. AUBIN, D.J., EARLY, G.A., PERSCOTT, J.H. og MAYO, C.A., 1989. Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by dinoflagellate toxins. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1895-1898.
- GILLBRICHT, M., 1988. Phytoplankton and nutrients in the Helgoland region. *Helgoländer Meeresunters.* 42: 435-467.
- GRANÈLI, E., EDLER, L., GEDZIOROWSKA, D. og NYMAN, U., 1985. Influence of humic and fulvic acids on *Prorocentrum minimum* (Pav.) J. Schiller. S. 201-206. ANDERSON, D.M., WHITE, A.W. og BADEN, D.G (red.) *Toxic Dinoflagellates*. Elsevier. New York.
- GRANÈLI, E., 1986. Dinoflagellatblomningar: Förekomst, orsaker och konsekvenser i marin miljö - en kunskapsöversikt. Naturvårdsverket rapport 3293.
- GRANÈLI, E., PERSSON, H. og EDLER, L., 1986. Connection between trace metals, chelators and red tide blooms in the Laholm bay, SE Kattegat- an experimental approach. *Marine Environmental Research.* 18: 61-78.
- HARRIS, G.P., 1986. *Phytoplankton ecology*. Chapman and Hall, London.
- HOGNESTAD, P.T., 1987. Assessment of the environment conditions in the Skagerrak and Kattegat. Cooperative Research Report No. 149., ICES, Copenhagen, Denmark, 45s
- HOLLIGAN, P.M., 1979. Dinoflagellate blooms associated with tidal fronts around the British Isles. S. 249-256 i TAYLOR, D.L. og SIEGLER, H.H. (red.). *Toxic dinoflagellate blooms*. Elsevier, New York.
- HOWARTH, R.W. og COLE, J.J., 1985. Molybdenum availability, nitrogen limitation and phytoplankton growth in natural waters. *Science.* 299: 653-655.

- HULBURT, E.M., 1957. The taxonomy of unarmored *Dinophyceae* of shallow embayments on Cape Cod, Massachusetts. Biol. Bull. mar. biol. Lab. Woods Hole 112: 196-219.
- JENKINSON, I.R., 1987. Increases in viscosity may kill fish in some blooms. I T. OKAICHI *et al.* (red.) Red Tide Symposium. Takamatsu, Japan. Nov. 1987. New York: Elsevier Publisher.
- JOCHEM, F og BABENERD, B., 1989. Naked *Dictyocha speculum* - a new type of phytoplankton bloom in the Western Baltic. Mar. Biol. 103: 373-379.
- JONES, K.J., AYRES, P., BULLOCK, A.M., ROBERTS, R.J. og TETT, P., 1982. A red tide of *Gyrodinium aureolum* in sea lochs of the Firth of Clyde and associated mortality of pond-reared salmon. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 62: 771-782.
- JONES, K.J., GOWEN, R.J. og TETT, P., 1984. Water column structure and summer phytoplankton distribution in the Sound of Jura, Scotland. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 78: 269-289.
- DE JONGE, V.N., 1990. Response of the Dutch Wadden Sea ecosystem to phosphorus discharges from the River Rhine. Hydrobiologia. 195: 49-62.
- KIØRBOE, T., KAAS, H., KRUSE, B., MØHLENBERG, F., TISELIUS, P. og ÆRTEBJERG, G., 1990. The structure of the pelagic food web in relation to water column structure in the Skagerrak. Mar. Ecol. Prog. Ser. 59: 19-32.
- LANCELOT, C., BILLEN, G., SOURNIA, A., WEISSE, T., COLIJN, F., VELDHUIS, M.J.W., DAVIS, A. AND WASSMAN, P., 1987. Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. Ambio 16: 38-46.
- LENKA, 1990. Landsomfattende egnethetsvurdering av den norske kystsonen og vassdragene for akvakultur. Norges offentlige utredninger NOU 1990:22.
- LINDAHL, O., 1983. On the development of a *Gyrodinium aureolum* occurrence on the Swedish West Coast in 1982. Mar. Biol. 77: 143-150.
- LINDAHL, O. og ROSENBERG, R., 1989. Algblomningen av *Chrysochromulina polylepis* vid svenska vestkusten 1988. Fysisk-kjemiska, biologiska och effektrelaterade studier. Naturvårdsverket Rapport 3602.
- LINDAHL, O. og DAHL, E., 1990. On the development of the *Chrysochromulina polylepis* in the Skagerrak in May - June 1988. S. 189-194 i GRANÈLI, E., SUNDSTRØM, B., EDLER, L. og ANDERSON, D.M. (red.) Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier, New York, USA.
- LJØEN, R., 1987. Om Nordsjøens hydrografi og noen effekter på fiskeribiologi. Seminar om Fiskeriressursene i Nordsjøområdet. 17-36. Arendal. Norge.

- LÜDERITZ, V. og NICKLISCH, A., 1989. Response of phytoplankton to copper treatment with reference to species sensitivity. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 74: 657-668.
- LUBBERS, G.W., GIESKES, W.W.C., DEL CASTILHO, P., SALOMONS, W. og BRIL, J., 1990. Manganese accumulation in the high pH microenvironment of *Phaeocystis sp.* (Haptophyceae) colonies from the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59: 285-293.
- MALONE, T.C. og NEALE, P.J., 1981. Parameters of light-dependant photosynthesis for phytoplankton size fractions in temperate estuarine and coastal environments. *Mar. Biol.* 61: 289-297.
- MANTON, I. og PARKE, M., 1962. Preliminary observations on scales and their mode of origin in *Chrysochromulina polylepis sp. nov.* *J. Mar. Biol.* 42: 565-578.
- MARTIN, J.H., GORDON, R.M. og FITZWATER, S.E., 1990. Iron in Antarctic waters. *Nature.* 345: 156-158.
- MARTIN, J.L., HAYA, K., BURRIDGE, L.E. og WILDISH, D.J., 1990. *Nitzschia pseudodelicatissima* - a source of domoic acid in the Bay of Fundy, eastern Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67: 177-182.
- MILJØSTYRELSEN, 1990. Vannmiljø 1990. Samlet status over vandmiljøen i Danmark. Redegjørelse fra Miljøstyrelsen nr.1, 1990
- NASJONALKOMITE FOR MILJØVERNFORSKNING NAVF, 1988. Årsak til framvekst av skadelige alger. Forskningsprogram.
- NORTH SEA CONFERENCE, the Hague, 1990. Interim report on the quality status of the North Sea.
- PARRY, G.D., LANGDON, J.S. og HUISMAN, J.H., 1989. Toxic effects of a bloom of the diatom *Rhizosolenia chunii* on Shellfish in Port Phillip Bay, Southeast Australia. *Mar. Biol.* 102: 25- 41.
- PARTENSKY, F., LE BOTERFF, J. og VERBIST, J.F., 1989. Does the fish-killing dinoflagellate *Gymnodinium cf. nagasakiense* produce cytotoxins? *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 69: 501-509.
- POTTS, G.W. og EDWARDS, J.M., 1987. The impact of a *Gyrodinium aureolum* bloom on inshore young fish populations. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 67: 293-297.
- RIEGMAN, R., MALSCHAERT, H. og COLIJN, 1990. Primary production of phytoplankton at a frontal zone located at the northern slope of the Dogger Bank (North Sea). *Mar. Biol.* 105: 329-336.

- ROBERTS, R.J., BULLOCK, A.M., TURNER, M., JONES, K. og TETT, P., 1983. Mortalities of *Salmo gairdneri* exposed to cultures of *Gyrodinium aureolum*. Journal of the Mar. Biol. Ass. U.K. 63: 741-743.
- ROGERS, S.I., AND LOCWOOD, S.J., 1990. Observations on coastal fish fauna during a spring bloom of *Phaeocystis pouchetii* in the eastern Irish Sea. J. mar. biol. 70: 249-253.
- SAKSHAUG, E. og OLSEN, Y., 1986. Nutrient status of phytoplankton blooms in Norwegian waters and algal strategies for nutrient competition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43(2): 389-396.
- SHUMWAY, S.E., 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. Journal of the world aquaculture society. 21(2): 65-104.
- SURLYK, F. og NOE-NYGAARD, N., 1988. Alger og massedød for 140 millioner år siden. Naturens Verden.
- TANGEN, K., 1977. Blooms of *Gyrodinium aureolum* (*Dinophyceae*) in North European waters, accompanied by mortality in marine organisms. Sarsia, 63. 123-133.
- TANGEN, K., 1983. Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. Sarsia. 68: 1-7.
- TANGEN, K., 1987. Harmful algal blooms in Northern Europe; Their causes and effects on mariculture. The impact of toxic algae on maricultur, conference. Aquanor 87. Trondheim.
- TANGEN, K., LØNSETH, L., HANSEN, S.E., MATHISEN, J.P., WINTHER, U., SCHJØLBERG, P. og DRAGSUND, E., 1990. Ukentlig datarapport, Oceanor. 30-37/90.
- TANGEN, K., MATHISEN, J.P. og HANSEN, S.E., 1991. Ukentlig datarapport, Oceanor. 52/90
- THOMSEN, A. og MOESTRUP, O., 1985. Is *Distaphanus speculum* a fish-killer? A report on an unusual algal bloom from Danish coastal waters. Bull. mar. Sci. 37: 2. 778.
- VERITY, P.G. og SMAYDA, T.J., 1989. Nutritional value of *Phaeocystis pouchetii* (*Prymnesiophyceae*) and other phytoplankton for *Acartia* spp. (*Copepoda*): ingestion, egg production, and growth of nauplii. Mar. Biol. 100: 161-171.
- VOYTEK, M.A., 1990. Addressing the biological effects of decreased ozone on the Antarctic environment. Ambio. 19(2): 52-61.
- WEICHART, G., 1987. Nutrients in the German Bight, a trend analysis. Dt. hydrogr. Z. 39: 197-206.

- ZHOU, X. og WANGERSKY, P.J., 1989. Changes in copper-complexing organic ligands during spring blooms in the coastal waters of Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 53: 277-284.
- ÆRTEBJERG, G., JØRGENSEN, L.A., SANDEBECK, P., JENSEN, J.N. og KAAS, H., 1990. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1989, Marine områder - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport 8.
- ØYESTAD, V., 1990. Konsekvenser av klimaforandringer for fiskeri- og havbruksnæringen. *Fisken Havet.* 2: 1-96.