



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 624a/95

TA 1264/1995

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

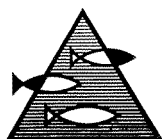
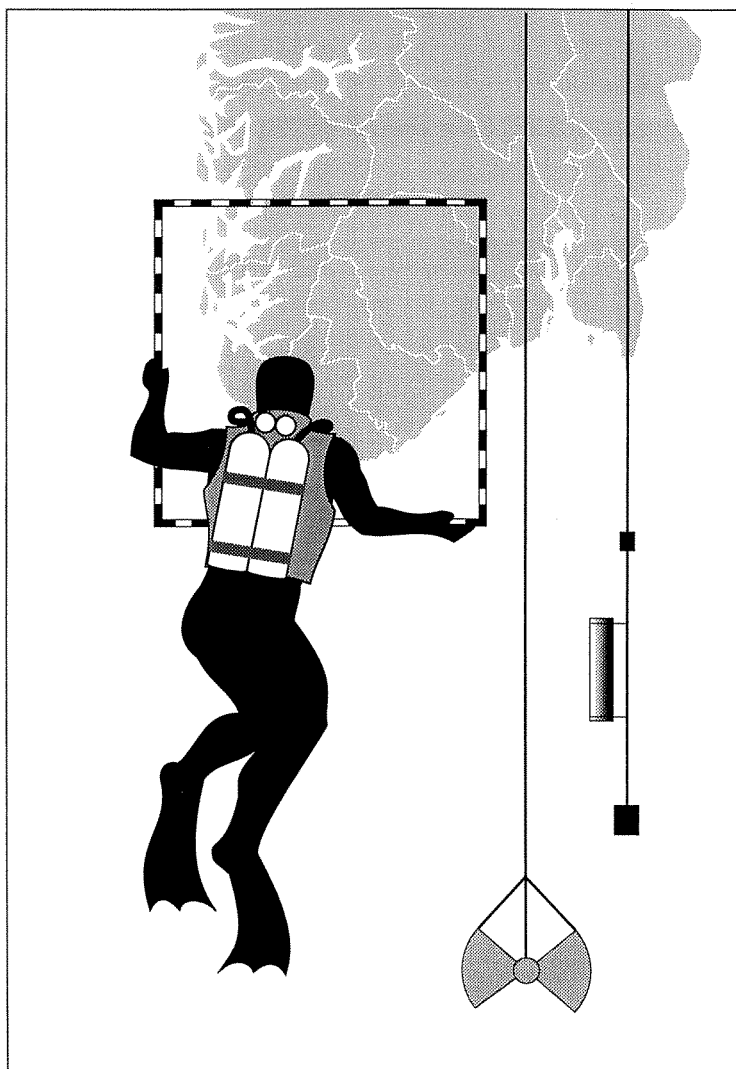
Utførende institusjoner

NIVA, HFF, HI

Langtidsover- våking av miljø- kvaliteten i kystområdene av Norge

Fem års undersøkelser:
1990 -1994

HOVEDRAPPORT



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
MILJØ - RESSURSER - HAVBRUK
FORSKNINGSSTASJONEN FLØDEVIGEN



Norsk institutt for vannforskning

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-90063	O-900635
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3332	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. HOVEDRAPPORT (Statlig program for forurensningsovervåking Overvåkingsrapport nr.624a/95. TA-nr. 1264/1995)	Dato: Trykket: Nov. 95 NIVA 1995
Forfatter(e): Are Pedersen <i>Jan Aure (HI)</i> <i>Einar Dahl (HFF)</i> Norman W. Green Torbjørn Johnsen	Faggruppe: Marinøkologisk
Jan Magnusson Frithjof Moy Brage Rygg Mats Walday	Geografisk område: Hvalerområdet til Fedje
	Antall sider: Opplag: 115 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.: J. R. Selvik
---	----------------------------------

Ekstrakt: Kystovervåkningsprogrammet skal gi en oversikt over miljøtilstanden m.h.t. næringssalter og effektene av disse på alge- og dyresamfunn langs kysten av Norge fra svenskegrensen til Fedje. Utvikling over tid overvåkes innen fagdisiplinene hydrografi(-), hydrokemi(-), planteplankton (4-5 stasjoner), bløtbunnsfauna (ca. 20 st.) og hardbunnsflora og fauna (ca. 16 st). Spesielt for perioden var de uvanlig varme vintre som karakteriserte perioden fra 1990 og frem til 1993. Vinteren 1994 var tilnærmet normal. Resultatene viser så langt at innslag av brakkvann og nivåer av næringssalter generelt var avtakende fra øst mot vest. Nivåene av næringssalter økte fra 1991 til 1994 i de øvre vannlag, noe som også kunne spores i en økt planktonbiomasse (målt som POC) i samme periode. Det er også vist at Skagerakk periodevis får tilført vannmasser med forhøyete næringssaltkonsentrasjoner, hovedsakelig nitrat- og silikatforbindelser, mellom februar og juni fra sørlig deler av Nordsjøen (Tyskebukta).

Forekomst av organismer på bløt- og hardbunn viste en øst-vest gradient, med økende artsantall og diversitet fra øst til vest. Et gradvis økende C/N forhold i stortare ble også observert fra øst til vest. Det ble påvist moderate overkonsentrasjoner av næringssalter i de østlige områdene i Skagerakk. Derimot ble det ikke påvist entydige effekter av forhøyete næringssaltkonsentrasjoner på de biologiske samfunn, selv om det var flere indikasjoner på at dette kan være tilfelle.

4 emneord, norske

1. Langtidsovervåking
2. Trofiutvikling
3. Norskekysten
4. Biologi

4 emneord, engelske

1. Long-term monitoring
2. Eutrophication
3. Norwegian coast
4. Biology

Prosjektleder

Are Pedersen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN: 82-577-2863-2

Norsk institutt for vannforskning

O-900635

**Langtidsovervåking av miljøkvaliteten
i kystområdene av Norge.**

5 års undersøkelser: 1990 - 1994

Hovedrapport

Forord

Statens forurensningstilsyn (SFT) ba i 1989 NIVA om å utarbeide "Kystovervåkingsprogrammet", et program for langtidsovervåking av trofuttviklingen langs kysten av Sør-Norge (Pedersen & Rygg 1990; Aure et al. 1995). Feltarbeidet startet våren 1990 med hydrokjemiske og biologiske undersøkelser. I den hydrokjemiske delen av programmet deltar også Havforskningsinstituttet i Bergen (HI) og Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen (HFF). Fra 1994 av er programmets tittel endret fra "Langtidsovervåking av trofuttviklingen i kystvannet langs Sør-Norge" til "Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge".

NIVA har hovedansvar for gjennomføring av prosjektet inklusive utarbeidelse av årlige rapporter. Hvert femte år lages en samlingsrapport med grundigere vurdering av resultatene fra hele den forutgående overvåkingsperioden. Undersøkelsene skal gjentas hvert år i en periode på 10 år eller lengre for å se på langtidstendenser. Forlengelse ut over 10 år blir vurdert underveis. Programmet skal vurderes jevnlig av en ekstern faggruppe. Undersøkelsene er koordinert med andre norske og internasjonale programmer bl.a. innenfor Nordisk Ministerråd og Oslo-Pariskommisjonen (OSPARCOM).

Kontaktpersoner i SFT har vært Turid Winther-Larsen (til 1994) og John Rune Selvik

De foreliggende rapporter (Hovedrapport (TA 1264/1995) og Vedleggsrapport (TA 1265/1995)) presenterer resultatene fra de første fem årene av programmet (1990-1994).

Følgende personer har forfattet rapportene:

-Hydrografi / Hydrokjemi / Planteplankton: Jan Magnusson og Torbjørn Johnsen NIVA samt Einar Dahl HFF og Jan Aure HI.

-Bløtbunn: Brage Rygg og Eivind Oug, NIVA

-Hardbunn: Norman Green, Frithjof Moy, Are Pedersen og Mats Walday samtlige NIVA.

Mats Walday har hatt hovedansvaret for redigering av rapportene.

Oslo, november 1995



Are Pedersen
prosjektleder

Følgende personer har vært involvert i prosjektet i perioden 1990-94:

Deltagerne er ansatt på NIVA hvis ikke annet er oppgitt.

Feltarbeid

Torgeir Bakke	Johan Ahlfors	Anke Huiting, Agricultural
Norman W. Green	Tom Tellefsen	University Wageningen
Mats Walday	Anette Juliussen	Hans Heimvoll, Lista
Frithjof Moy	Evy deJong, HFF	Fredrik Langfeldt, UiO
Are Pedersen	Terje Jåvold, HFF	Anne-Beth Kjøsterud, UiO
Unni Efraimssen	Lena Omli, HFF	Sissel Rosseland, HFF
Frank Kjellberg	Anita Reisvaag, HFF	Ragnhild Fosbak, HFF

Båter

M/S Stril Explorer m/ mannskap	M/S Sirafjord m/ mannskap
M/S Siddisgirt m/ mannskap	F/S G. M. Dannevig m/ mannskap
R/S Adeler m/ mannskap	R/S N. Bergesen m/ mannskap
M/S Eldjarn m/ mannskap	Kystoppsynets fartøy "Hugin" m/ mannskap
M/S Brekne m/ mannskap	M/S Risøy m/ mannskap

Rapportskriving/ opparbeiding av data

Jan Aure, HI	Torbjørn Johnsen
Einar Dahl, HFF	Kai Sørensen
Norman W. Green	Anke Huiting, Agricultural University Wageningen.
Jan Magnusson	Gunnar Severinsen
Frithjof Moy	Terje Hopen
Are Pedersen	Merete Tandstad
Brage Rygg	Hilde Vik Gulbrandsen
Mats Walday	

Analyse

Håvard Hovind, tolking av resultater fra parallellanalyser av næringssalter mellom NIVA og HFF
 Gunnar Larson, Moss, Evy Lømsland og Torbjørn Johnsen, opparbeiding av planteplankton
 Bodil Ekstrøm, Pirkko Rygg, Randi Romstad og Brage Rygg, bløtbunnsprøver
 Roy Beba, organiske analyser av organisk materiale og sediment
 Elisabeth Alve, UiO, opparbeidelse av foraminiferprøver

Innhold

Sammendrag	7
1. Innledning	11
1.1. Bakgrunn og formål	11
1.2. Geografisk område	12
1.3. Program	12
2. Materiale og metoder	13
2.1. Hydrografi / hydrokjemi / planteplankton	13
2.1.1. Hydrografi / hydrokjemi	13
2.1.2. Planteplankton	15
2.2. Bløtbunn	16
2.2.1. Undersøkellesområde	16
2.2.2. Materiale og metoder	19
2.3. Hardbunn	20
2.3.1. Undersøkellesområde	20
2.3.2. Dykketransekt - semikvantitative og kvalitative undersøkelser	22
2.3.3. Ruteanalyser - kvantitative og kvalitative undersøkelser	22
2.3.4. Stereofotografering - registrering på faste arealer	22
2.3.5. Tareskogregistreringer	23
2.3.6. Strandsonebefaring	24
2.3.7. Registreringsmetodenes begrensninger	24
2.3.8. Billedokumentasjon	24
2.3.9. Bunnprofiler	25
2.3.10. Databehandling og statistiske metoder	25
3. Resultater og diskusjon	29
3.1. Forurensningstilførsler	29
3.1.1. Tilførsler fra Norge	29
3.1.2. Tilførsler til Nordsjøen og Skagerrak fra andre land	30
3.2. Hydrografi / hydrokjemi / planteplankton	32
3.2.1. Generelt	32
3.2.2. Hydrografiske forhold i 1990-94	34
3.2.3. Hydrokjemi	39
3.2.4. Planteplankton	42
3.2.5. Tilstanden i overflatelaget i 1990-94, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann	46
3.3. Bløtbunn	60
3.3.1. Sedimenter	60
3.3.2. Bløtbunnsfauna	61
3.4. Hardbunn	69
3.4.1. Dykketransekt	70
3.4.2. Ruteanalyser	89
3.4.3. Stereofotografering	94
3.4.4. Tareskogregistreringer	95
3.4.5. Strandsonebefaring	98
4. Sammenfattende resultater - mulige sammenhenger	100
4.1. Geografiske gradienter	100
4.2. Utvikling over tid	101
4.3. Årsaker til gradientene	102
4.3.1. Næringstilgang	102

4.3.2. Biogeografiske faktorer.....	104
4.3.3. Klimatiske effekter	104
4.3.4. Biologiske fluktuasjoner.....	105
4.3.5. Konklusjoner	105
Litteratur	106

Sammendrag

Innledning

Kystovervåkingsprogrammet ("Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge") skal bidra til å:

- Gi oversikt over miljøtilstanden m.h.p. næringssalter og effektene av disse.
- Identifisere kildene for næringssalter til norskekysten.
- Kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjonene over tid.
- Kartlegge effekter av næringssalter på utviklingen og tilstanden i hard- og bløtbunnsamfunnene.

Undersøkelserområdet strekker seg fra svenskegrensen i øst til Fedje nord for Bergen. Det er primært forholdene øst for Lindesnes som ønskes belyst. Vestlandet inngår som et referanseområde for hard- og bløtbunnsundersøkelsene.

Programmet startet i 1990 og skal i første omgang gå i 10 år. Den foreliggende rapport presenterer resultater fra de første fem års undersøkelser.

Metodikk

Kystovervåkingsprogrammet omfatter de tre fagområdene:

- Hydrografi-, hydrokjemi- og planteplankton
- Bløtbunnsfauna
- Hardbunnsamfunn

Innenfor de tre fagområdene er følgende undersøkelser foretatt:

- Undersøkelser av temperatur, saltholdighet, oksygen, Tot-P, PO₄-P, part. P, Tot-N, NO₃-N+NO₂-N, NH₄-N, Part. N, SiO₂-Si, part. C, totalt suspendert materiale, klorofyll-a, siktedyp og planteplankton er i løpet av de fem årene gjort på opptil 5 stasjoner årlig.
- På bløtbunn er faunaens individtetthet og artsmangfold undersøkt og noen av årene er også biomassemålinger utført. I sedimentene ble kornfordeling (som andel <63 µm) og konsentrasjon av organisk karbon og nitrogen bestemt som støtteparametre. Tilsammen er undersøkelsene gjort på 21 stasjoner. I 1994 ble det i tillegg utført orienterende undersøkelser av foraminiferfaunaen på noen av stasjonene for å se om det var fellestrekk mellom makrofaunaen og foraminiferfaunaen.
- På hardbunn er det blitt utført semikvantitative transektregistreringer av alger og dyr fra ca. 30m dyp og opp til overflaten, kvantitative og kvalitative ruteanalyser på faste dyp, stereofotografering av faste flater, tareskog- og strandsoneundersøkelser. Det er blitt etablert og undersøkt tilsammen 27 stasjoner i løpet av de fem årene.

Resultater

- Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i tre hovedvannmasser:
 - ◇ Skagerrak-kystvann med saltholdighet mellom 25.0 og 32.0 og temperaturer mellom 0°C og 20° C.
 - ◇ Skagerrakvann med saltholdighet mellom 32.0 og 35.0 og temperaturer vanligvis mellom 3°C og 16°C. Det kan være hensiktsmessig å dele den vannmassen i to:
 - a) Skagerrakvann - øvre med saltholdighet mellom 32 og 34.5 og
 - b) Skagerrakvann - nedre med saltholdighet mellom 34.5 og 35.0.
 - ◇ Atlantisk vann med saltholdighet over 35.0 og temperaturer mellom 5.5°C og 7.5 °C.

I tillegg er vann med saltholdighet mindre enn 25.0 definert som brakkvann.

- Innslaget av brakkvann og nivåer av næringssalter var generelt avtakende fra øst mot vest. De laveste temperaturene i overflatevann ble registrert i øst og økte mot vest, men stort sett var temperaturen økende fra øst mot vest. I sommersesongen kan fosfor ha vært et potensielt begrensende næringssalt ved Jomfruland og Arendal (St. 2), og nitrogen kan ha vært det ved Lista. C/N/P-forhold i partikulært materiale fra Jomfruland og Arendal st.2 understøttet mulighetene for episodisk fosforbegrensning på disse stasjonene. I henhold til SFTs klassifiseringsystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann var vannkvaliteten stort sett god (tilstandsklasse I) i hele undersøkelsesområdet.
- Det var milde vintre og vår i 1990-93, men mer normale forhold i 1994. Somrene 1990-92 var tilnærmet normale, mens sommeren 1993 var blant de kaldeste og sommeren 1994 blant de varmeste siden 1924. Ekstreme vindforhold vinteren 1993-94, medførte en betydelig økt vertikalutbredelse av Skagerrakvann-øvre, noe som også medførte at Atlantisk vann lå dypere enn normalt. Det var forøvrig et relativt stort innslag av Atlantisk vann i Skagerrak i 1990-93, noe som skyldes økt innstrømning av dette vann til Nordsjøen (Skagerrak).
- Midlere konsentrasjon av de fleste næringssalter økte fra 1991 til 1994 i de øvre vannlag (data mangler for 1990). For totalfosfor var utviklingen imidlertid omvendt. Det har vært en økning i planktonbiomassen (målt som partikulært karbon) i perioden. Generelt viste observasjonene ved Arendal at det har vært noe mindre "algebiomasse" i perioden, særlig markert om våren (unntatt 1994), når klorofyllobservasjoner i 1990-94 sammenlignes med observasjoner fra 1980-90. De største oppblomstringene har vært om sensommeren/høsten (*Gyrodinium aureolum*).
- I 1991 ble det observert forhøyet nitratkonsentrasjon i april måned i Skagerrak-vann-øvre og tildels også i de dypeste deler av Skagerrak-kystvann. Dette skyldes sannsynligvis en langtransport av nitratrike vannmasser fra sørlige Nordsjøen (Aure et al. 1993). I april 1994 ble dette påny observert og årsaken er trolig den samme. Observasjoner av relativt kortvarige episoder av vann med forhøyede nitrat/silikat -forhold ble registrert hvert år mellom februar og juni i 1991-94. Saltholdigheten og nitrat/silikat -forholdet sannsynliggjør årlig tilførsel av vann av varierende kvantitet og kvalitet, fra bl.a. sørlige Nordsjøen (Tyskebukta) til den norske sørkyst.
- Artssammensetningen på stasjonene forandret seg fra øst mot vest. Det var også en tendens til et økende antall arter av dyr, både på bløt- og hardbunn, fra øst mot vest. Bløtbunnsfaunaen viste en markert forandring i artsammensetning ved Lista og ved Jæren, slik at området mellom disse stedene dannet en overgangssone. Individvekt og individtall av tre av de vanligste bløtbunnsartene økte mot øst.

- Alger på hardbunn viste forandring i samfunnsstruktur fra 1990 til 1994 samt en økning i artsantall, forekomst og diversitet over perioden 1990-93. Det var også en svak forandring i artssammensetning over tid på bløtbunn på de fleste av stasjonene. Hos dyresamfunnene på hardbunn kunne det ikke påvises noen entydig utvikling over tid.
- Nitrogeninnholdet i stortare var økende østover og generelt høyere i 1994 enn i de øvrige årene.

Følgende resultater er indikasjoner på at deler av undersøkelsesområdet kan være moderat påvirket av næringssalttilførsler:

- Gradienten fra vest mot øst i bløtbunnssamfunnene tyder på større næringstilgang til bløtbunn/faunaen i det østlige Skagerrak enn i områdene vest for Lista. Næringen må hovedsakelig stamme fra sedimentert plankton. Dette sammenfaller med undersøkelsene av partikulært organisk karbon.
- Kystovervåkingen og andre undersøkelser (Fredriksen & Rueness 1990; Karlsson in prep.) har vist at det har vært en stor reduksjon i artsantall og nedre voksegrense for algene fra 1940/50-årene (Sundene 1942, 1953) og til nå, i østre Skagerrak. Denne reduksjon kan ikke alene skyldes seneffekter av den giftige algeoppblomstringen i 1988. En bidragende årsak til reduksjonen av nedre voksegrense kan være økte partikkeltilførsler fra land grunnet en økt erosjon. Det foreligger også rapporter fra andre store norske undersøkelser som mener å kunne påvise effekter av forurensning i Skagerrak (Johannessen & Sollie, 1994). Store endringer fra 1919 og fram til idag er påvist i fiskebestandene på beskyttede lokaliteter og dette settes i sammenheng med en økende forurensning i disse områdene. Både næringssalter og miljøgifter ansees som aktuelle forurensningsfaktorer.
- En sammenligning med historiske data (Sundene 1942, 1953) viser at det har skjedd en nedgang i forekomsten av brunalger, og at andelen filamentøse og små bladformete rødalger i østlige Skagerrak har økt, siden Sundenes undersøkelser. Denne endringen i samfunnsstruktur siden 1940/50-tallet i østre Skagerrak kan være indikasjoner på at tilgangen på næringssalter i området har økt. Det vil imidlertid alltid være interne fluktuasjoner i biologiske samfunn. Disse, som f.eks. kan skyldes predasjon, rekruttering og konkurranseforhold, vil bidra til at det ofte kan være vanskelig å korrelere svingninger i samfunn til miljøparametre.
- Resultatene fra 1992 og 1993 viste at tareskogen på Vestlandet er mer utsatt for nitrogenbegrensninger enn plantene i Skagerrak. Våre data tyder på at tilvekst av stortare innen Skagerrakregionen ikke har vært særlig nitrogenbegrenset i mai/juni.
- Mengdeforholdet mellom solitære og kolonidannende dyr, forekomst og artsantall, diversitet- og dominansindekser kan også tyde på en moderat påvirkning av næringssalter i de østlige deler av Skagerrak. De geografiske forskjellene i hydrografi (særlig temperatur) er imidlertid store, og det kan tenkes at disse er av større betydning for de biologiske samfunn enn de hydrokjemiske gradientene er. Det er derfor sannsynlig at mange av de gradientene en kan spore i samfunnsstrukturen hos alger og dyr på hardbunn, tildels kan forklares ut fra tilpasninger til det hydrofysiske regimet i de forskjellige områdene.

Den klare økningen av antall arter, forekomst og diversitet samt endringene i samfunnsstruktur fra 1990 (1988) og til 1993, kan være et resultat av seneffekter av den giftige algeoppblomstringen i 1988, men kan også skyldes de varme vintrene etter 1988. Først i 1994 kom den første normalt kalde vinteren, og denne ble etterfulgt av en dropp i antall arter, forekomst og diversitet. Det har også vist seg at forekomstene av stortare har økt kraftig fram til 1993 hovedsaklig i de østlige områder, noe

som normalt fører til større forekomster av annen vegetasjon og fauna som er assosiert til tareskogen.

Det må presiseres at 5 år undersøkelser har vært for lite for å kunne fastslå klare utviklingstendenser i området. Dessuten er også andre faktorer enn næringsalter bestemmende for artssammensetningen innen områdene. F.eks så var det i 1994 en tydelig reduksjon i de fastsittende algenes artsantall, forekomst og diversitet som sannsynligvis kan tilskrives temperaturforholdene dette året.

1. Innledning

1.1. Bakgrunn og formål

Kystovervåkingsprogrammet ("Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge") skal bidra til å:

- Gi oversikt over miljøtilstanden m.h.p. næringssalter og effektene av disse.
- Identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten.
- Kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjonene over tid.
- Kartlegge effekter av næringssalter på utviklingen og tilstanden i hard- og bløtbunnsamfunnene.

Senere års forskningsresultater tyder på økt næringssaltbelastning og til dels kritiske tilstander på lokaliteter i Kattegat og sydlige del av Nordsjøen (Naturvårdsverket 1988; Rosenberg *et al.* 1990; Rydberg *et al.* 1990; Enoksson *et al.* 1990). Begge områder viser symptomer på eutrofiering. Konsentrasjonen av nitrogen har økt, planktonsamfunnene har fått et sterkere innslag av flagellater, bunnfaunabiomassen har økt i visse områder, og det har vært registrert oksygenvikt på tidligere produktive lokaliteter. I løpet av det siste tiåret har også økt biomasse og redusert oksygen i østlige Skagerrak fått stor oppmerksomhet (Josefson & Smith 1984; Rosenberg 1985; Pearson *et al.* 1986; Pihl-Baden 1986; Josefson 1987; Rosenberg *et al.* 1987; Josefson 1988; Baalsrud & Magnusson 1989; Josefson 1990; Pedersen *et al.* 1990). Den biomasseøkning i bløtbunnfaunaen som foregikk langs den svenske vestkysten i 1984-88 var korrelert med økt næringsalttilførsel til området i samme periode. Senere (1989-92) er det imidlertid registrert nedgang i biomasse og individtetthet på svenske overvåkingsstasjoner (Tunberg 1994). Oppblomstringene av giftige alger har aktualisert problemstillingen omkring virkninger av næringssalter ytterligere. Et høyt nitrogen:fosfor -forhold (N/P) synes å kunne stimulere giftproduksjon hos enkelte arter (Granéli *et al.* 1993).

Den aktuelle debatten om eutrofisituasjonen i ytre Oslofjord, og den eventuelle nytten av reduksjoner av næringssalter, spesielt nitrogen, understreker også behovet for langtidsobservasjoner av *tilstanden* i marine områder for å kunne skille mellom naturlige variasjoner og forurensningsgenererte effekter.

Tilstanden viser den samlede virkning av tidligere og nåværende forurensningstilførsler i tillegg til de naturlige forhold. Kumulative virkninger av vedvarende tilførsler av næringsstoffer kan føre til at eutrofigraden øker selv om tilførslene ikke øker. Det avgjørende er om tilførselen av næring til økosystemet er større enn eksporten. For Østersjøen har Wulff *et al.* (1990) beregnet at fosforkonsentrasjonen ville fordobles i årene 1975 til 2000, selv ved uendrede årlige tilførsler i den samme tidsperiode.

Det er nødvendig med en omfattende overvåking for å kunne følge med i utviklingen. Hvis store geografiske områder berøres, kan selv en liten økning i forurensningsgrad representere en utvikling som er vanskelig å snu. En negativ regional forurensningsutvikling må derfor kunne oppdages på et tidlig tidspunkt. Små endringer må kunne påvises, slik at kilder og årsaker kan kartlegges og tiltak utredes og iverksettes innen utviklingen har gått for langt. Et utvalg av lokaliteter overvåkes for å følge utviklingen. Disse antas å være representative for utviklingen i større regioner og forskjellige områdetyper.

I kystovervåkingsprogrammet er det lagt stor vekt på at resultatene fra undersøkelsene skal være sammenlignbare med resultater fra andre relevante overvåkingsprogrammer. Mest aktuelle er de danske og svenske overvåkingsprogrammene i Kattegat/Skagerrak (Agger *et al.* 1994; Axelsson & Rydberg 1993; Tunberg 1994). God koordinering av metodikk bidrar til at utviklingen i større deler av Nordsjøen kan beskrives og sammenlignes.

1.2. Geografisk område

Undersøkellesområdet strekker seg fra svenskegrensen i øst til Fedje nord for Bergen. Det er primært forholdene øst for Lindesnes som ønskes belyst, men deler av Vestlandet inngår som et referanseområde for deler av undersøkelsene. I grove trekk kan en si at de norske områder som i mai-juni 1988 ble rammet av den store oppblomstringen av giftige alger (*Chrysochromulina polylepsis*), omfattes av kystovervåkings-programmet.

1.3. Program

Kystovervåkingsprogrammet omfatter tre ulike fagområder som hver for seg og sammen bidrar til å øke kunnskapen om tilstand og utvikling i de marine områder langs den sør-norske kyst:

1. Hydrografi-, hydrokjemi- og planteplanktonundersøkelsene beskriver de biotiske- og abiotiske forhold i de frie vannmasser. Forholdene i de frie vannmasser kan variere meget over tid og undersøkelsen utføres derfor jevnlig gjennom året.
2. Bløtbunnsundersøkelser overvåker sedimentlevende organismesamfunn på 50-460m dyp. Forholdene i bløtbunnsområder er mer stabile enn i de frie vannmasser og det er derfor tilstrekkelig med én årlig undersøkelse.
3. Hardbunnsundersøkelser overvåker de organismesamfunn som lever på fast underlag (fjell/stein) mellom 0 og 30m dyp. De biologiske forholdene i hardbunnsområder er stabilere enn i de frie vannmasser og undersøkelsene utføres én gang i året.

Programmet skal i første omgang gå i 10 år. Erfaringer fra overvåking av bunnfauna i Kattegatt indikerer at 7-8 år med årlig prøvetaking er et minimum for at tidstrender med sikkerhet skal kunne påvises. Forlengelse av programmet utover de planlagte 10 år må vurderes etterhvert som resultater fra undersøkelsene foreligger. I løpet av de fem årene som har gått siden overvåkingen startet har programmet blitt revidert ved flere anledninger. Dette har sine fremste årsaker i faglige vurderinger og økonomiske innskrenkninger og har først og fremst medført en reduksjon i antallet undersøkte stasjoner hvert år.

Den foreliggende rapport presenterer resultater fra de første fem år av kystovervåkingen og de tre delene i programmet behandles til å begynne med hver for seg. Avslutningsvis sammenholdes resultatene fra de tre delene og diskuteres i forhold til hverandre, og til resultater fra andre relevante undersøkelser. På siste side er det gitt en oversikt over samtlige rapporter som er gitt ut under kystovervåkingsprogrammet

2. Materiale og metoder

2.1. Hydrografi / hydrokjemii / planteplankton

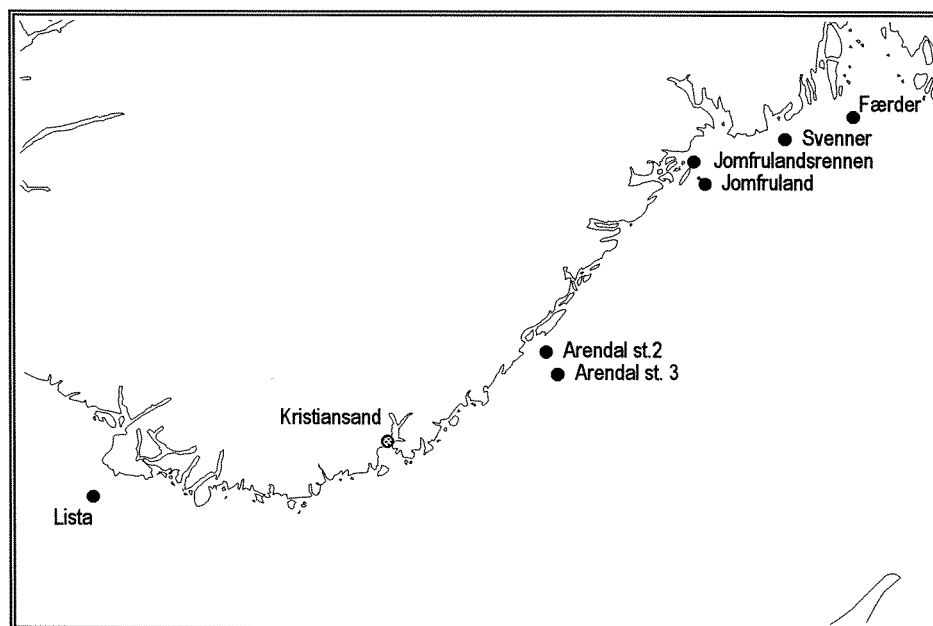
2.1.1. Hydrografi / hydrokjemii

Den hydrografisk/hydrokjemiske delen av kystovervåkingsprogrammet startet i mai 1990, og ble samme år gradvis utvidet til å omfatte observasjoner fra 5 hovedstasjoner og 2 overflatestasjoner. Etter 1992 ble programmet redusert. Tabell 1 og figur 1 viser stasjonsposisjoner og observasjonsfrekvens, tabell 2 viser observerte variable. Her vil det bare gis en kortfattet beskrivelse av de metoder som er brukt. For en mer detaljert beskrivelse av observasjoner og metoder henvises til datarapportene fra 1990-94.

Tabell 1. Stasjoner og observasjonsfrekvens i 1990-94.

Stasjon	Posisjon	Dyp	Observasjonsfrekvens	År
Færder	N:58° 59.3' E: 10° 32.0'	ca. 150 m	Ca. hver 14.dag	1990-91
Færder	N:58° 59.3' E: 10° 32.0'	ca. 150 m	Ca. 1 gang pr. måned	1992
Jomfruland	N: 58° 51' E: 09°40.'	ca. 100 m	Ca. hver 14. dag.	1990-94
Arendal St.2.	N: 58° 23' E: 08° 49'	ca. 75 m	Ca. hver 14. dag	1990-94
Arendal St.3.	N: 58° 20.' E: 08°54.'	ca. 260 m	Ca. 1 gang pr. måned	1990-94
Lista	N: 58° 01' E: 06° 32.'	ca. 350 m	Ca. 1 gang pr. måned	1990-94

I tillegg er det tatt overflateobservasjoner i Jomfrulandsrennen (N: 58° 53.5' E: 09° 37.0') i 1990-94 og ved Svenner (N:58°57', E:10°10') i 1990-92.



Figur 1. Hydrografiske/hydrokjemiske stasjoner.

Tabell 2. Oversikt over de observasjoner som er utført på de ulike stasjoner.

Stasjon/parameter	Færder	Svenner	Jomfrulandsrennen	Jomfruland	Arendal st. 2	Arendal st. 3	Lista
Temperatur	x	x	x	x	x	x	x
Saltholdighet	x	x	x	x	x	x	x
Oksygen	x	x	x	x	x	x	
Tot-P	x	x	x	x	x	x	x
PO ₄ -P	x			x	x	x	x
Part. P	x			x	x	x	
Tot-N	x	x	x	x	x	x	x
NO ₃ -N+NO ₂ -N	x			x			
NO ₃ -N					x	x	x
NO ₂ -N					x	x	x
NH ₄ -N	x			x	x	x	x
Part. N	x			x	x	x	
SiO ₂ -Si	x			x	x	x	x
Part. C	x			x	x	x	
TSM*)	x			x	x		
Klorofyll-a	x			x	x	x	
Siktedyp	x	x	x	x	x	x	x
Plantep plankton	x			x	x		

*) Totalt suspendert materiale

Som regel ble det tatt prøver på 0, 5, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 125, 150, 200 og 300 meters dyp. Enkelte parametre ble kun analysert på et begrenset antall dyp. Fra og med 1992 er det gjort målinger på blandprøver fra 0-30 meters dyp på partikulært materiale og klorofyll-a, samt næringssalter fra Arendalstasjonene.

Saltholdighet og temperatur ble registrert med STD-sonder (Gytre) eller CTD-sonde (Neil Brown). Resultatene fra STD-sondene er kontrollert mot saltholdighetsanalyser av vannprøver på enkelte dyp, og i tillegg ble temperatur på noen stasjoner kontrollert ved bruk av vendetermometre. Siktedyp ble observert uten vannkikkert.

I felt ble vann til næringssaltsanalyser filtrert gjennom en zooplanktonduk med 180 µm maskevidde.

Samtlige analyser av totalt suspendert materiale (TSM) er gjennomført ved NIVA. Øvrige analyser er gjennomført ved HFF (Arendal st. 2 og 3 samt Lista) og NIVA (Færder, Jomfruland, Jomfrulandsrennen og Svenner), unntatt partikulært karbon og nitrogen ved Arendal st. 2 og 3 som ble analysert av M.I. Abdullah ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo 1990-91 og ved Havforskningsinstituttet i Bergen i 1992-94. For en beskrivelse av analysemetoder henvises til tidligere rapporter av Aure *et al.*

Parallellanalyser av ulike variable ble gjennomført årlig i 1990-94 og resultatene er beskrevet i de årlige datarapportene. I vedlegget er det en sammenstilling av resultatene og de nødvendige korrigeringer som er gjennomført på de ulike variable gjennom det aktuelle tidsrommet. Samtlige data som er presentert i denne rapport har blitt korrigert i henhold til dette.

2.1.2. Planteplankton

Prøver for kvantifisering av planteplankton ble ved starten av overvåkningsprogrammet analysert fra 3 stasjoner (Færder, Jomfruland, Arendal st.2), men er nå kun konsentrert om stasjonen ved Arendal (Arendal st.2).

I 1990-91 ble planteplanktonprøvene samlet inn på dypene 0, 5, 10, 20 og 30 meter ved bruk av vannhenter og senere slått sammen til blandprøver. Fra 1992 har vannprøver for kvantifisering av planktoniske alger blitt innsamlet ved bruk av en 30 meter lang slange som sakte (<0,5 m/s) senkes ned i vannet. Vannet fra slangen er så tømt i et kar og ut fra dette er det tatt delprøver som representerer integrerte vannprøver fra de øvre 30 metrene av vannsøylen. Denne metoden gir en oversikt over hvilke planteplanktonarter som er tilstede i den eufotiske sonen (den delen av vannsøylen som har tilstrekkelig lys til algevekst), men artsdominansen i sjiktvis blomstringer kamufleres.

Til fiksering av prøvene har det blitt benyttet jodbasert fikseringsmiddel (Lugol) og/eller formalin nøytralisert med hexamin.

Etter sedimentering av 2 eller 10 ml prøve i minimum 24 timer i sedimentasjonskammer, ble prøvene talt ved bruk av omvendt mikroskop (Uthermöhl 1931, 1958). For de minste og/eller hyppigst forekommende algene ble telling kun foretatt på deler av kammerets sedimentasjonsflate, mens for større og/eller mer sporadisk forekommende arter ble hele bunnflaten kontrollert. Denne metoden gir en oppløselighet på henholdsvis 500 og 100 celler pr. liter for de to sedimentasjonsvolumene. Ved Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen har i tillegg store dinoflagellater blitt talt etter konsentrering av 50 ml prøve på filter, dvs. en oppløselighet på 20 celler pr. liter.

I denne 5-årsrapporten er planteplanktonet fremstilt som biomasse i form av karbon og fordelt på gruppene kiselalger, dinoflagellater og andre. Omregning fra celletall til cellekarbon er gjort som tidligere i Danmark (se Thomsen 1992). I vedleggsrapporten vises karboninnhold pr. celle, av de artene som har forekommet gjennom undersøkelsesperioden. I tillegg er konsentrasjonen av de dominerende artene vist i tabell i vedleggsrapporten. For detaljerte planteplanktonlister henvises til Aure *et al.* (1991, 1993a, 1993b, 1995). Det var først i 1994 at kvalitative og kvantitative analyser av planteplankton ble fullt ut finansiert. Data fra årene 1990-93 er derfor ikke så omfattende.

2.2. Bløtbunn

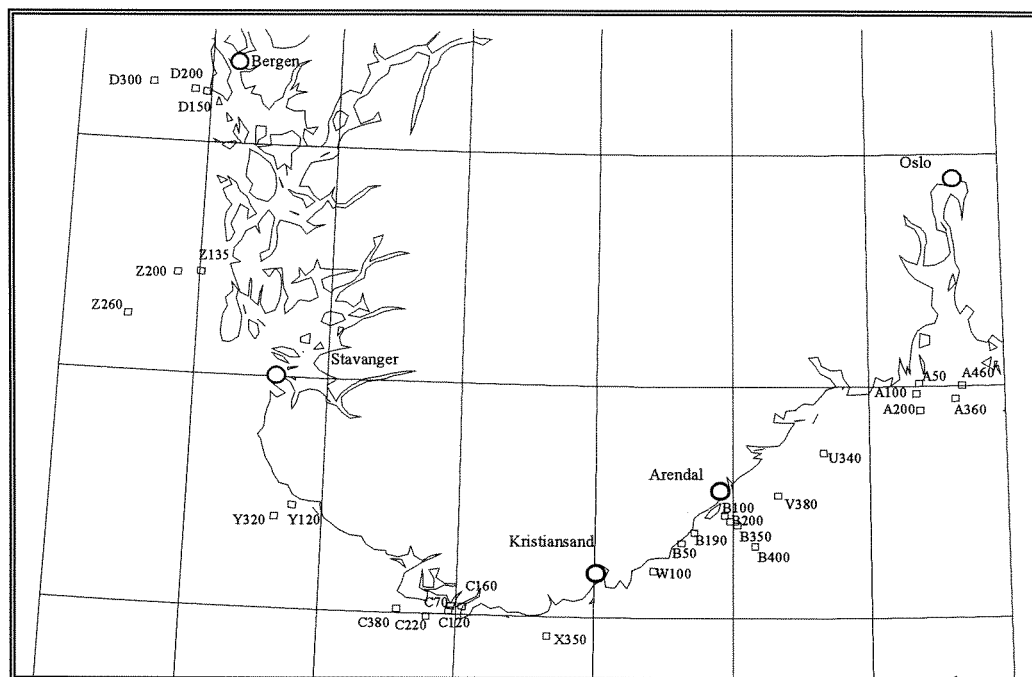
2.2.1. Undersøkellesområde

Undersøkellesprogrammets opprinnelige stasjonsnett (1990) omfattet kyststrekningen mellom svenskegrensen og Bergen. På kyststrekningen ble det valgt fire adskilte områder (A-D, tab. 3) hvor det skulle gjøres særlig intensive undersøkelser med tettere stasjonsnett og hyppigere biologisk prøvetaking. På mellomliggende stasjoner skulle det benyttes en sjeldnere overvåkingsfrekvens. I hvert av de fire "intensivområdene" skulle det prøvetas 3-5 faste stasjoner hvert år. I tillegg ble det valgt noen "mellomstasjoner" på andre lokaliteter på kyststrekningen (U-Z, tab. 3). Mellomstasjonene skulle prøvetas hvert femte år i en turnus med to-tre stasjoner hvert år. Det ville da bli prøvetatt omtrent samme antall stasjoner (ca. 20) hvert år.

Stasjonene ble kodet med en bokstav, alfabetisk etter område i øst-vest retning. Stasjonene i intensivområdene ble gitt bokstaver tidlig i alfabetet (A-D). Mellomstasjonene ble gitt bokstaver sent i alfabetet (U-Z). Kriteriene for valg av stasjoner er nærmere beskrevet i programmet for undersøkelsene (Pedersen & Rygg 1990).

Tabell 3. Områder og koder for bløtbunnsstasjonene.

Stasjoner i intensivområder		Mellomstasjoner	
Kode	Område	Kode	Område
A	Hvaler-Langesund	U	Kragerø
B	Tromøy-Lillesand	V	Lyngør
C	Farsund-Flekkefjord	W	Lillesand
D	Austvoll-Fedje	X	Ny Hellesund
		Y	Egersund
		Z	Røvær



Figur 2. Kart over bløtbunnfaunastasjonene. Nøyaktige posisjoner og dyp er vist i kap 2 i Vedleggsrapporten.

Det ble gjort innsamling på 21 stasjoner i mai 1990, 23 stasjoner i mai 1991, 18 i mai/juni 1992 og 17 i mai 1993 og mai 1994 (tab. 4). Tallet bak kodebokstaven angir omtrentlig bunndyp i meter. Fra og med 1992 ble stasjon A200 og C70 tatt ut av programmet. Fra og med 1993 ble også D-, Z- og W-stasjonene, samt Y100, tatt ut av programmet. Stasjonene U340, V380, X350 og Y320 ble forfremmet til intensivstasjoner fra 1993 av, fordi stasjonene i dypområdet rundt 350 m har vist særlig interessante resultater. Stasjonskartet for 1994 er vist på Figur 2. Posisjoner og dyp er vist i kap. 2 i Vedleggsrapporten. For 1995 er det planlagt å gjøre innsamling på de samme stasjonene som i 1993 og 1994. Programmet omfatter nå m.a.o. bare intensivstasjoner, med prøvetaking hvert år.

Tabell 4. Stasjoner 1990-1994. X = Prøver innsamlet.

Stasjon	1990	1991	1992	1993	1994
A050	X	X	X	X	X
A100	X	X	X	X	X
A200	X	X			
A360	X	X	X	X	X
A460	X	X	X	X	X
B050	X	X	X	X	X
B100	X	X	X	X	X
B190	X	X	X	X	X
B200	X	X	X	X	X
B350	X	X	X	X	X
B400		X			
C070	X	X			
C120	X	X	X	X	X
C160	X	X	X	X	X
C220	X	X	X	X	X
C380	X	X	X	X	X
D150	X	X	X		
D200	X	X	X		
D300	X	X	X		
U340				X	X
W100	X	X			
V380				X	X
X125			X		
X350			X	X	X
Y100		X			
Y320		X		X	X
Z135	X				
Z200	X				
Z260		X			

2.2.2. Materiale og metoder

På hver stasjon tas 4 parallelle prøver med en 0.1 m² Day-grabb.

Fauna

Prøvene siles gjennom 1.0 mm siler, fikseres i nøytralisert formaldehydløsning fortynnet 1:10 og overføres senere til 70% etanol. Dyrene sorteres ut, artsbestemmes og telles. Parametre som individtetthet, artsmangfold m.m. bestemmes for hver enkelt grabb og for stasjonen samlet. Det foretas en analyse av graden av likhet i faunaen mellom de enkelte stasjonene og mellom samme stasjon i forskjellige år.

Artsmangfold er beregnet ved indeksen H (Shannon & Weaver 1963) og ved forventet antall arter pr. 100 individer (ES₁₀₀) (Hurlbert 1971).

Likhetsanalysene er utført ved å beregne likhetsindeks (Bray-Curtis indeks) (Clifford & Stephenson 1975) for alle par av stasjoner og stasjoner/år. Videre analyser er foretatt ved "non-metric Multi Dimensional Scaling" (MDS-analyse), som presenterer resultatene i ordinasjonsplott. For å unngå at for mye vekt legges på arter med høye individtall, ble det regnet om til fjerde rot av de opprinnelige individtallene før likhetsindeksen ble beregnet.

Biomassemålingene ble tatt ut av programmet fra og med 1992. I 1994 ble det målt biomasse av tre vanlige børstemarkarter (*Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii* og *Tharyx* sp.) på alle stasjoner for å registrere gjennomsnittlig individvekt.

Sediment

Prøver til sedimentanalyse ble tatt fra de 4 grabbprøvene på hver stasjon (ca. 50 cm³ av de øverste 2 cm av sedimentet).

Analyser utføres og brukes som støtteparametre ved tolkningen av faunareultatene. Kornfordeling (som andel <63 µm) og konsentrasjon av organisk karbon og nitrogen i "bulk" (ikke siktet) prøve bestemmes. Sedimentfraksjonen <63µm bestemmes ved våtsikting. Organisk karbon og nitrogen analyseres med CHN-elementanalysator etter at uorganiske karbonater er fjernet med saltsyre. Konsentrasjonen av organisk materiale i sediment bestemmes ved glødetapsanalyse (2 timer ved 550 °C).

Foraminiferer

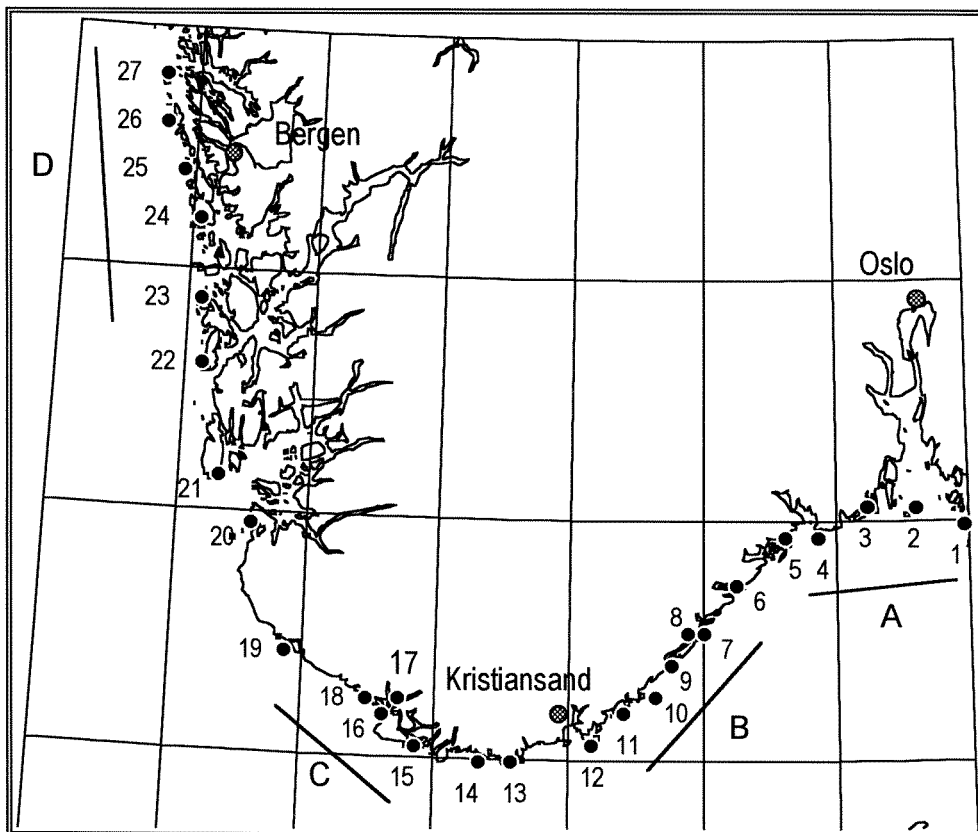
I 1994 ble det gjort orienterende undersøkelser av foraminiferfaunaen på noen av stasjonene for å se om det var fellestrekk mellom makrofaunaen og foraminiferfaunaen. Det ble tatt ut 50 ml prøve av de øverste 2 cm av sedimentet for undersøkelse av foraminiferer fra to av grabbene fra stasjon A50, A100, A360, A460, B100, B200, B350, U340 og V380. Prøvene er gjennomgått av Elisabeth Alve ved Universitetet i Oslo. Resultatene er presentert i datarapporten (Rygg 1995a). Datamaterialet er foreløpig for tynt og varierende til at det kan trekkes pålitelige konklusjoner om sammenhengen mellom makrofauna og foraminiferfauna.

2.3. Hardbunn

2.3.1. Undersøkelsesområde

Under det første kystovervåkingstoktet i 1990, ble det etablert og undersøkt totalt 27 stasjoner fra svenskegrensen i øst til Fedje nord for Bergen (fig. 3 og tab. 5). De fleste av stasjonene var allerede blitt undersøkt ved registreringen av skadevirkninger etter oppblomstringen av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* i 1988. Stasjonene representerer den ytre, eksponerte delen av kysten og de er gruppert i fire hovedområder: A (Hvaler - Langesund), B (Tromøya - Lillesand), C (Farsund - Lista) og D (Austvoll - Fedje). Grupperingen er foretatt på grunnlag av tidligere biologiske erfaringer og av praktiske årsaker. Detalj kart over stasjonene er vist i vedleggsrapporten.

I løpet av de fem årene som har gått siden overvåkingen startet har programmet blitt revidert ved flere anledninger. En oversikt over de stasjoner som har blitt undersøkt fra 1990-1994 er gitt i tabell 6. Stasjonene B8, D24 og D26 ble av faglige grunner utelatt allerede etter første års undersøkelser, mens A1 etterhvert viste seg å være så lite representativ for område A at den i 1994 ble erstattet av A2, som tidligere var blitt utelatt av økonomiske grunner. Den øvrige reduksjon i stasjonsantall skyldes økonomiske innskrenkninger.



Figur 3. Kartet viser hardbunnstasjonenes plassering og de fire hovedområdene (A-D).

Tabell 5. Stasjonsnummer og -navn, posisjon, eksponeringsgrad (1=liten, 2=moderat, 3=sterk), bunntype (F=fjell, R=rullestein, S=sand), bunnhelning (1=slak (<30°), 2=moderat (30-70°), 3=bratt (>70°)), dyp for tare- og ruteundersøkelser, transektretning i grader, dyp for stereofotografering samt største dyp for salt- og temperaturmålinger hos de 27 opprinnelige hardbunnsstasjoner. Alle dyp i meter.

Stasjonsnummer	Stasjonsnavn	Breddegrad	Lengdegrad	Eksp	Bunntype	Bunnheln.	Tare-dyp	Rute-dyp	Transekt-retn.	Stereo dyp	TS-dyp
A1	Tisler	58°59.05'	10°57.92'	2	F S	1, 3	3-4	2-4	209	9	80
A2	Færder	59°01.55'	10°31.92'	3	F S	3, 1			100	8	
A3	Lynghlm.	59°02.54'	10°17.90'	3	FR	2, 3	7-8	5	160	10	60
A4	Oddaneskj.	58°57.33'	09°51.95'	3	F S	1, 3	6-13	4-5	134	8	80
U5	Arø	58°53.50'	09°34.75'	2	F	3, 2, 3			120	7	80 og 20
U6	Varø	58°43.65'	09°17.80'	3	F S	2, 1			280	8	80
B7	Tromø N.	58°30.77'	08°56.79'	2	F S	2, 3	5-10	8-9	360	5-6	50
B8	Buøy	58°30.63'	08°54.55'	1	F S	2, 1			135 ?	6	
B9	Y. Torungen	58°23.95'	08°47.84'	2	F R S	1, 3			330	8 ?	
B10	Presthlm.	58°16.36'	08°32.29'	3	F	2, 3	5-11	5-6	140	7	80
B11	Humleøy	58°14.33'	08°25.84'	2	F S	2	5-9	5	085	8	80
W12	Meholmen	58°05.68'	08°12.65'	2	F S	2, 3			010	6	80
W13	Hærhlm.	57°59.74'	07°39.60'	3	F R S	1, 2			225	6	80
W14	Aasgaard	57°59.29'	07°20.52'	3	FR	1, 3, 1			220	7	
C15	Revø	58°02.93'	06°47.82'	3	F R S	2, 1	6-7	6-7	190	6.5	80
C16	Våmes	58°10.78'	06°43.03'	3	F	3, 2			010		80
C17	Stolen	58°13.31'	06°42.98'	2	FR	2	4-5	5-6	240	5.5	80
C18	Rosø	58°13.70'	06°30.17'	3	FR	1, 3, 1	5-8	6-9	170	6	80
Y19	Oddeflui	58°28.72'	05°49.60'	2	FR	1, 2			120	12	80
Y20	Kjør	58°53.15'	05°26.58'	3	F R S	3, 1			110	8	80
Y21	Geitungene	59°07.90'	05°15.10'	3	FR	1, 2			090		
Y22	Marholmen	59°34.75'	05°08.90'	2	F	2, 3			090	10	80
Y23	Ylvesøy	59°52.80'	05°05.30'	2	F R S	3, 2, 1	7-9	5-7	350	3.5	80
D24	L. Vardøy	60°10.30'	05°00.00'	3	FR	3, 2			220	12	
D25	Aarebrot	60°25.30'	04°54.59'	2	F S	2, 3, 2	4-6	6-9	025	7	80
D26	Langøy	60°37.15'	04°47.20'	2	F S	2, 3			025	6.5	
D27	Maajøy	60°47.81'	04°41.13'	2	F S	3, 2	4-7	4-7	030	9	80

Tabell 6. Oversikt over hvilken år de ulike hardbunnsstasjonene er blitt undersøkt under kystovervåkingsprogrammet.

År	A1 Tisler	A2 Færder	A3 Lynghlm.	A4 Oddaneskj.	U5 Arø	U6 Varø	B7 Tromø N.	B8 Buøy	B9 Y. Torungen	B10 Presthlm.	B11 Humleøy	W12 Meholmen	W13 Hærhlm.	W14 Aasgaard	C15 Revø	C16 Våmes	C17 Stolen	C18 Rosø	Y19 Oddeflui	Y20 Kjør	Y21 Geitungene	Y22 Marholmen	Y23 Ylvesøy	D24 L. Vardøy	D25 Aarebrot	D26 Langøy	D27 Maajøy
1990	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
1991	x		x	x	x	x				x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x		x		x
1992	x		x	x			x			x	x				x		x	x					x		x		x
1993	x		x	x			x			x	x				x		x	x					x		x		x
1994		x	x	x			x			x	x				x		x	x					x		x		x

I denne rapporten er behandlingen og diskusjonen av resultatene konsentrert om de 11 stasjonene som er undersøkt årlig siden 1990, samt stasjon A2 (se tab 6). På samtlige stasjoner er imidlertid følgende undersøkelser foretatt:

2.3.2. Dykkestransept - semikvantitative og kvalitative undersøkelser

Transeptanalyser innebærer at makroskopiske (> 1mm), fastsittende alger og dyr blir registrert langs et snitt fra maks. 30m dyp og opp til overflaten ved hjelp av dykking. Dykkeren som har telefonisk kontakt med en assistent på land, stopper normalt for å registrere på 2. hver meter. I tillegg til hvilke arter som blir funnet, blir også mengden (*forekomsten*) av dem anslått etter følgende semikvantitative gradering:

- 1= enkeltfunn
- 2= spredt forekomst
- 3= vanlig
- 4= dominerende

Organismer som ikke kan identifiseres i felt blir samlet inn og senere bestemt under lupe eller mikroskop. Et utvalg av de registrerte artene er konservert og blir oppbevart på NIVA. Noen usikre bestemmelser av alger er blitt kontrollert og verifisert av Universitetet i Oslo. Abiotiske faktorer som substrattypen og -helning, grad av nedslamming, horisontalsikt noteres også ved registreringene. Denne metoden har tidligere vært benyttet ved en rekke undersøkelser (f.eks. Pedersen *et al.* 1989; Pedersen & Rygg 1990; Fredriksen & Rueness 1990; Connor 1991) og den gir et godt bilde av de biologiske gruntvannsforholdene. Data fra alle transeptundersøkelser legges inn på regneark og overføres videre til databaser.

2.3.3. Ruteanalyser - kvantitative og kvalitative undersøkelser

Ruteanalyser i fjæresonen forutsetter rolig sjø hvilket umuliggjør slike undersøkelser på eksponerte steder hvor det nesten alltid er dønning tilstede. I kystovervåkingsprogrammet er det derfor valgt å utføre ruteanalyser i sublittoralen. Metoden er basert på en tilfeldig utplassering av rutene hvilket også benyttes i overvåkningsundersøkelser i Wales Coastal Surveillance Unit (Jones *et al.* 1980), men da i fjæresonen. Tidligere har det vært benyttet 0.1m² rammer til dykkerregistreringer av dyr (Gulliksen 1972, 1973; Hiscock & Howlett 1976). Green (1983) fant imidlertid at det for enkelte dyr i norske farvann var behov for større prøvearealer. I fjæra er det anbefalt å benytte arealer på ca. 0.25m² og i hht. litteraturen synes dette å være tilfredstillende for både zoologiske og botaniske registreringer. I utgangspunktet er det ønskelig med 5 parallelle ruter (grunnet større sikkerhet (flere frihetsgrader)), men begrenset dykketid gjør det vanskelig å registrere mer enn 3 ruter. I hver rute registreres dekningsgraden og antall (hvis mulig) av de dyr og alger som er tilstede. Metoden er til dels destruktiv, da det ofte er nødvendig å ta prøver for senere artsbestemmelse. Kravene til opparbeiding og kvalitetssikring er ellers tilsvarende de for transeptanalysene.

2.3.4. Stereofotografering - registrering på faste arealer

For overvåking av faste flater sublittoralt ble stereofotografering inkludert i kystovervåkingsprogrammet. Ved å ta bilder med to parallellt monterte og synkroniserte kameraer kan en oppnå en 3-dimensjonal effekt når bildene studeres i to sammenkoblede lupen (stereofoto). Dette underletter i stor grad opparbeidelsen av bildene. Stereofotostasjoner ble etablert på fjellvegger hvor underlaget var jevnest mulig. Helningen bør helst være tilnærmet vertikal for å unngå fullstendig algeovervekst (canopy) og problemer med nedslamming. Dybdevalget ble til en stor grad styrt av tilgjengeligheten av egnet substrat, men ligger normalt mellom 6 og 12m. Det totale fotograferingsareal, 3m² (12 x

0.25m²), ble valgt slik at det var representativt for dybden. Bunnens topografi var ofte den avgjørende faktor for den endelige plassering av stasjonen. Når et egnet område var funnet ble det boret to hull med ca. 3m avstand i fjellet, og det ble slått inn en plastbolt i hvert av hullene. Ved prøvetaking blir en stang spent opp mellom boltene og seks 0.25m² arealer blir fotografert over stangen og seks under. Arrangementet sikrer at nøyaktig det samme areal blir avfotografert ved hver prøvetaking.

Kvantifisering av forekomst kan gjøres på flere måter. En omfattende metode er s.k. punktmålinger som imidlertid er relativt tidskrevende. NIVA, sammen med Universitetet i Göteborg, har diskutert muligheten for å opparbeide slike undervannsbilder ved at en konsentrerer seg om noen få dominerende arter/grupper og måler dekningsgraden for hver enkelt art subjektivt eller ved å projisere bildene på et digitaliseringsbord. Denne metodikk er enklere og raskere enn punktmetoden. Resultatene i denne rapporten er basert på subjektiv vurdering av dekningsgrad. Presisjonen ved den subjektive registreringen ble testet ved at tilfeldige stereobilder også ble projisert på et digitaliseringsbord hvor arealene ble målt elektronisk.

Stereofotografering er ikke-destruktiv og i tillegg lite arbeidskrevende i felten. Metoden er her brukt som en enkel tilleggsdokumentasjon av stasjonene. I denne omgang er det bare gjort enkle analyser av bildene. Bildene danner en god dokumentasjon over forholdene på disse bratte og slette flatene og gir i tillegg nyttig bakgrunnsinformasjon for de øvrige undersøkelsene. En kan alltid gå tilbake til bildene og opparbeide dem påny for spesielle formål. I forhold til ruteregistreringene er stereofotografering grovere fordi det stort sett bare er de større og/eller lett gjenkjennelige alger og dyr som kan identifiseres fra bildene. Overvåkingen av hardbunnsområder i Sverige baserer seg i stor grad på stereofotografering (P. Adolfsson *pers.medd.*).

2.3.5. Tareskogregistreringer

Tareskogen er en nøkkelbiotop i ytre kyststrøk og det er derfor viktig å inkludere registreringer av tareskog når en undersøker eksponerte steder. I kystovervåkningsprogrammet har tareskogregistreringer vært inkludert siden starten i 1990. En student fra Universitetet i Oslo deltok på toktet i 1992 og 1993 og det ble da utført en del utfyllende undersøkelser av tareskogen (Langfeldt *in prep.*).

Tettheten av tareskogen (stortare, *Laminaria hyperborea*) blir registrert ved at en legger ut en 90° vinkel (2 x 2m) på bunnen og teller alle tareindivider, samt sjøpinnsvin og sjøstjerner, innenfor et areal (vanligvis 1 x 1m). Det utføres 3 parallelle registreringer pr. stasjon. Lengden av stipes (stilk) og lamina (blad) måles på fem planter som høstes innen et av de tilfeldig utplasserte vinkelarealer. I tillegg foretaes årringstillinger av stipes.

Det er også utført registreringer av påveksten av makroskopiske alger og dyr på tarestilker. Dette kan gi viktig informasjon om samfunnets stabilitet og er også viktig ved undersøkelser av utslipp til eksponerte områder eller annen påvirkning av tareskogen som f.eks. ved taretråling. Fra hver stasjon blir påveksten på fem tarestilker undersøkt. Stilken kuttes opp i fem like lange deler pluss festeorganet (haptere) og all påvekst bestemmes så kvalitativt og semikvantitativt (se kap. 2.3.2) på hver av delene. Dette gir et bilde av fordelingen av påvekstorganismer langs tarestilken.

Mengdeforholdet mellom karbon, nitrogen og fosfor (CNP-forhold) i stortare har nær tilknytning til næringssaltsituasjonen i vannmassene, da brunalger akkumulerer næringssalter i vinterperioden og lagrer disse (spesielt nitrogenforbindelser) i vevet til bruk i næringsfattige perioder, som rett etter våroppblomstringen. NIVA gjennomførte i 1992 og 1993, parallelt med kystovervåkingstoktet, et forskningsprosjekt på innholdet av karbon, nitrogen og fosfor i tare langs kysten av Sør-Norge.

Prosjektet har gitt viktig kunnskap om koblingen mellom næringssaltsituasjonen i vannmassene og biotilgjengeligheten av disse. Derfor ingår disse målingene nå som en rutinemessig del av kystovervåkningsprogrammets hardbunnsdel.

Prøvetaking for analyse av CNP-forhold foretas ved å stanse ut en 2-3cm stor skive av bladet 10cm over vekstsonen på tareplantene. Vekstsonen er i overgangen mellom stilk (stipes) og blad (lamina). Det taes 4 - 5 parallelle prøver blant minst like mange planter. En prøve består av flere utstansinger fordi det settes minstekrav til antall mg-tørrvekt i prøven som skal analyseres. Prinsipp for analysene:

- Fosfor: Organiske og uorganiske fosforforbindelser omdannes under behandling med svovelsyre og salpetersyre til ortofosfat. Totalfosfor bestemmes ved hjelp av autoanalysator.
- Karbon og nitrogen: Prøvene forbrennes i oksygenmettet heliumgass og forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor.

2.3.6. Strandsonebefaring

Strandsonen er det viktige overlappende grenseområdet mellom sjø og land. Organismer som lever her utsettes for ekstreme miljøpåvirkninger fra både luft og vann. Alle makroskopiske alger og dyr fra sprøytesonen og ned til ca. 1m dyp (under laveste lavvann) registreres semikvantitativt (se kap. 2.3.2) ved at en svømmer i overflaten i en tidsbegrenset periode på 10 min. Prøver taes av usikre og vanskelig indentifiserbare arter og bestemmes i levende tilstand vha. mikroskop eller lupe. Denne undersøkelsen gir et mer representativt bilde av stasjonens strandsonesamfunn enn det transektanalysene gjør fordi den dekker et større areal.

2.3.7. Registreringsmetodenes begrensninger

Metodenes begrensninger er hovedsakelig knyttet til den begrensede observasjonstiden under vann. Først og fremst kan arter som skjuler seg i substratet, som for eksempel fjellsprekker eller tarehapterer, underestimeres. Dette gjelder noen viktige økologiske grupper som tanglus (Isopoder), tanglopper (Amphipoder), børstemark (Polychaeta) og fisk. Selv relativt store arter som armfotingen *Crania anomala* og muslingene i familien Anomiidae er ofte så godt kamuflert at de kan overses.

Det har også blitt prioritert mindre tid til bestemmelse av enkelte dyregrupper som er nokså utbredte i undersøkelsesområdet. Disse er svamper (Porifera), sjøanemoner (Actinaria), små nakensnegler (Ophistobranchia), Cyclostoma mosdyr (spesielt Crisiidae og Tubuliporidae), skorpeformede og enkelte grupper av sjøpunger (spesielt Molgulidae samt de skorpeformede Polyclinidae og Didemnidae).

2.3.8. Billedokumentasjon

Billedokumentasjon er vanligvis enkel å utføre og den har vist seg viktig i mange sammenhenger. På kystovervåkningstoktene blir det gjort videoopptak av alle transekt, samt en omfattende dokumentasjon med still-foto. Hensikten er å skaffe visuell dokumentasjon av transektregistreringene, dokumentere forekomst av forskjellige typer alger og dyr og andre spesielle observasjoner. Fotografiene vil inngå i en fotobase for kystovervåkingen.

2.3.9. Bunnprofiler

En metergradert blyline ble strukket ut langs transektet. Hver gang dykkeren stoppet på et dyp for å registrere rapporterte han, i tillegg til dyp, også antall meter på blylinen. Ved å bruke funksjonen av dyp og linelengde er det blitt tegnet en dybdeprofil for hver av stasjonene i hovedområdene.

2.3.10. Databehandling og statistiske metoder

Resultatene fra transekt- og rammeregistreringer ble punchet inn på regneark (EXCEL) og videre overført til en database. Før overføring til basen ble imidlertid registreringene gjennomgått og kvalitetssikret. All videre statistisk behandling ble gjort ved utplukk fra denne basen.

På samtlige stasjoner er samfunnsanalysene utført på alger og dyr i dybdeintervallet fra +1 til -24m siden 24m er største felles dyp for de 12 stasjonene som er behandlet i denne rapport.

Definisjoner av samfunnsparametre

Artsantall

Dette er det samlede antall taxa av planter og dyr som er registrert. De fleste organismene er identifisert til art og for noen dyr er unge former og voksne individer skilt i separate enheter. Flere små alger og dyr lar seg kun identifisere ved bruk av spesiell preparering. Disse er identifisert enten til slekt (f.eks. *Cladophora* sp. eller *Cladophora* spp. hvis flere arter kan være tilstede) eller som usikre identifikasjoner med cf. (konferer) foran det sannsynlige artsnavnet. Noen få organismer er bare bestemt til orden, klasse eller rekke (f.eks. "Porifera indet." som inneholder enkelte uidentifiserte svamper).

Forekomst

Ved beregning av samfunnsindekser (dvs. diversitet, jevnhet og dominans, beskrevet nedenfor) for transektregistreringene, ble forekomsten (verdi 1 - 4) av hver art på hvert dybdeintervall (1 meter) summert slik at hver art fikk en forekomst pr. registrering. Ved gruppering av arter (se "Multivariate analyser") fikk gruppen den samme forekomst som den vanligste arten innen gruppen hadde.

Forekomsten i rute- og stereoundersøkelsene baserer seg på dekningsgraden (%) hos de arter/grupper som ble registrert.

Diversitet

Et karakteristisk mønster hos de fleste biologiske samfunn er at de består av forholdsvis få arter som er vanlige og et større antall som er mer sjeldne. Den vanligst benyttede måten å beskrive dette mangfold på, er å bruke Shannon-Wieners diversitetsindeks (H') (Shannon & Weaver 1963). Indeksen baserer seg på artsantall og tetthet (her forekomst) av de enkelte arter, og høy diversitet indikerer stort mangfold.

Jevnhet

Jevnhet, eller "eveness", beskriver fordelingen av antallet individer (her forekomst) mellom de tilstedeværende artene. Indeksen varierer mellom 0 (kun en art tilstede) og 1 (forekomst lik for alle arter).

Ved å sammenligne artsantall, diversitet og jevnhet for en rekke stasjoner kan en få et begrep om hva diversiteten er mest avhengig av, - artsantallet eller jevnheten i fordelingen av de artene som er tilstede.

Dominans

Dominans defineres som forekomst av en art i prosent av den totale sum av alle artenes forekomst. *Dominansindeks* er analogt med den høyeste dominansen. Høye verdier indikerer et samfunn dominert av en art. *Dominansprofilene* fremstiller dominansmønsteret innen en prøve eller et samfunn. Artene rangeres langs x-aksen etter synkende dominans, og hver arts dominans (forekomst) er plottet mot skalaen på y-aksen. Jevn stigning mot y-aksen indikerer et samfunn der dominansen gradvis øker fra de sjeldne til de vanlige artene. Bratt stigning indikerer et samfunn dominert av bare noen få eller én art. Dominansprofilene egner seg til å beskrive endringer i dominansforhold, årsaket av f.eks. stress, og har med hell vært brukt på data fra littoral bløt- og hardbunn (Shaw *et al.* 1983, Pedersen *et al.* 1990, Johnsen *et al.* 1994).

I denne undersøkelse av tilstand og utvikling defineres "forbedring" som økende artsantall, økende diversitet, økende jevnhet og avtagende dominans. "Forverring" defineres følgelig motsatt.

Morfologiske og funksjonelle grupperinger av dyrearter

Inndeling av fastsittende dyr i *kolonidannende* og *solitære* (enslige) grupper har vært brukt i andre undersøkelser av bunnsamfunn (f.eks., Jackson, 1977; Schoener & Schoener, 1981). Jackson (1977) mener at kolonidannende arter er mer konkurransedyktige enn solitære med hensyn på å skaffe seg plass, bl.a. fordi kolonidannende arter kan spre seg lettere horisontalt uten å være avhengige av et planktonisk stadie (i det frie vannmassene). I forurensede resipienter (f.eks., Iddefjorden, Frierfjorden og Oslofjorden) har imidlertid solitære dyr vært mer dominerende enn kolonidannende dyr (Green, upubliserte data fra gruntvannssamfunn undersøkt ved stereofotografering). Mengdeforholdet mellom kolonidannende og solitære dyr har tidligere blitt brukt som overvåkingsparameter i gruntvannsundersøkelser på hardbunn (Bakke *et al.* 1984; Green *et al.* 1985).

Videre er det funnet hensiktsmessig å samle rovdyr og beitere (her gitt fellesbetegnelsen *predatorer*) i samme overordnede kategori. Denne inkluderer: snegler (Gastropoda), tiftokreps (Crustacea Decapoda), sjøstjerner (Asteroidea), slangestjerner (Ophiuroidea), og sjøpinnsvin (Echinoidea).

Under bearbeidelsen av stereofotografiene ble også "plass-fast" (p.fast) registrert. Dette betegner ledig areal uten de ovenfor nevnte organismer som kan hindre nye organismer fra å slå seg ned. Mengde ledig areal er en viktig komponent i samfunnsstruktur-analyser fordi den kan gi et begrep om hvorvidt konkurranse om plass er en kontrollerende faktor. Mange hardbunnsorganismer foretrekker bart fjell, "fastsittende" skjell, ubebodde kalkrør og skorpeformede alger som substrat fremfor andre typer dyr og alger. Derfor inngår de arealene som er dekket ved disse substrattypene (vekstunderlagene) i begrepet "plass-fast".

Betegnelsen "plass-løs" (p.løs) inkluderer slam og detritus (døde alge- og dyrerester). Slikt materiale kan ha "kvelende" og annen ugunstig effekt på samfunnet (hindre nedslag og kolonisering) og avspeiler dermed i hvilken grad hardbunnsorganismer kan forventes å opptre.

Multivariate analyser

Alle multivariate analyser ble utført v.h.a. programpakken PRIMER (4.0) (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research).

For å kunne dokumentere en eventuell forandring i artssammensetning mellom årene, har en benyttet multivariatanalysene *cluster* og *MDS* ("Non-Metric Multi Dimensional Scaling"). Arter som ligner

hverandre og er vanskelige å skille i felt, ble slått sammen til grupper i de multivariate analysene (se Vedlegg-kap.3). Arter/grupper som kun har blitt registrert som enkeltfunn ble ikke tatt med i analysene.

Cluster-metoden (nærmere beskrevet i Clifford & Stephenson 1975) vil i prinsippet forsøke å finne "naturlige grupperinger", slik at prøver innen en gruppe er mer like enn prøver i andre grupper. Metoden tar utgangspunkt i en *likhetsmatrise* (similaritetsmatrise), og det er benyttet Bray-Curtis likhetsindeks (Clifford & Stephenson 1975) til beregning av denne matrisen. Likhetsmatrisen består av indekser for alle prøvepar og kan variere fra 0 (minst like) til 1 (identiske prøver). Prøvene/prøveparene er deretter gruppert etter "Group Average-Linking" som er en "Hierarchical Agglomerative"-metode. For å skille mellom hovedgrupper ble det subjektivt valgt en grenseverdi, vanligvis mellom 0.4 og 0.6. Resultatene kan fremstilles i et dendrogram. Videre er likhetsmatrisen benyttet til MDS (se f.eks. Kruskal & Wish 1978).

Før multivariate analyser ble data fra transektundersøkelsene rot-transformerte og rangert. Data fra ruteundersøkelsene ble arcsin-transformert ($x = \arcsin(\sqrt{p/100})$), (p =dekningsgrad i %) og data fra strandsone-undersøkelsene ble x^2 -transformert.

MDS forsøker å konstruere et "kart" i et visst antall dimensjoner (her 2-dimensjonalt) ved å benytte informasjon om beregnet "avstand" mellom prøvene. Avstandene mellom forskjellige prøver i et MDS-plott tilsvarer graden av forskjell mellom prøvene. Det ble valgt å bruke 40 (av 100) gjentatte beregninger ("iterations") på datasettene i MDS.

En *stressfaktor* beregnes etter hvor god tilpasning det er mellom prøvenes similaritetsmatrise og prøvenes fremstilling i det to-dimensjonalt plottet. Stressfaktoren betegner korrelasjonen mellom similaritet og plott etter følgende kriterier (revidert etter Clarke & Warwick 1994):

Stressfaktor:

- < 0.05 plottet gir en *utmerket* representasjon av sammenhengen.
- < 0.1 plottet gir en *god* representasjon av sammenhengen.
- < 0.2 plottet gir en *antydningmessig* representasjon av sammenhengen. Plottet vurderes med forsiktighet.
- < 0.3 plottet gir en *noe bedre enn tilfeldig* representasjon av sammenhengen mellom prøvene.

For å teste om MDS-plottet gir signifikante forskjeller mellom prøver, benyttes en test kalt *ANOSIM*. Dette er en test basert på permutasjoner eller omordning av elementer i en gruppe, etter Monte Carlo-metoden (Hope 1968). Testen setter ingen betingelser for "likhet i varians", noe som er en betingelse for ordinære multivariansanalyser. De ulike arters betydning for utfallet av de multivariate analysene ble undersøkt ved hjelp av en test kalt *SIMPER*. Få prøver krever større forskjell mellom prøvene for at forskjellen skal være statistisk signifikant. Derfor trenger ikke prøvene på et plott med få prøver som ligger "langt" fra hverandre, nødvendigvis å være signifikant forskjellige.

Kommentarer til presentasjonen/diskusjonen av datamaterialet

For **transektregistreringene** er parametrene basert på data fra 0-24 m dyp og alle forekomster er inkludert. Usikre bestemmelser er behandlet som sikre bestemmelser. Hvis to registreringer på samme dyp kan være samme art, som for eksempel *Balanus balanoides* og cf.*Balanus balanoides*,

ble størst forekomst brukt videre. Resultatene for forekomster av "juvenile" er behandlet som voksne. Verdi for "forekomst" i transektundersøkelsene er beregnet som

$$\Sigma e_{1-24}^f$$

hvor f er maksimum forekomst per enmeters-intervall. Dominansindeks, diversitet, jevnhet og bestemmelse av de vanligste arter, er basert på denne formelen. De fem vanligste arter er angitt og forekomster over 400 er med uthevet skrift.

Som nevnt er grunnlagsdatamaterialet og dataanalysene til hydrografi-, bløtbunns- og hardbunnsundersøkelsene vist i tidligere datarapporter samt i Vedleggsrapport. Henvisninger i rapporten til figurer og tabeller i Vedleggsdelen er ikke nummerert men kun referert som "Vedleggsfigur" /"-tabell".

3. Resultater og diskusjon

For en mer detaljert beskrivelse av materialet henvises det til Vedleggsrapporten.

3.1. Forurensningstilførsler

3.1.1. Tilførsler fra Norge

Tilførslene til den norske Skagerrakkysten for tidsrommet 1990-93 er vist i tabell 7 (Holtan *et al.* 1994).

Tabell 7. Beregnet tilførsel av næringssalter, suspendert materiale (S.P.M.), biologisk- og kjemisk oksygenforbruk (BOD,COD) samt total organisk karbon (TOC) til den norske Skagerrakkysten 1990- 93 (Holtan *et al.* 1994).

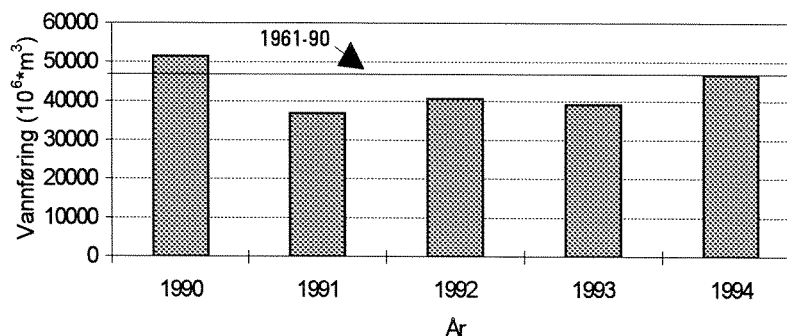
År/variable	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	S.P.M	COD	BOF	TOC
1990	1236	267	36712	16301		370716			
1991	1155	434	33678	14693		199202	242646	13940	130605
1992	1094	389	35509	18873	8136	408277	281002	14322	197234
1993	1034	391	35092	16953	6234	274282	150174	14092	174301

Tilførslene varierte mye fra år til år, bl.a. avhengig av varierende ferskvannstilførsel (figur 4).

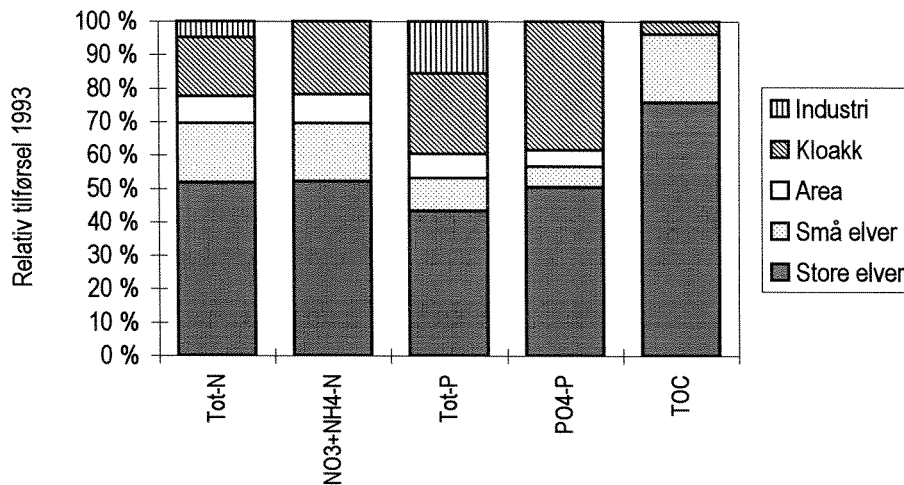
For perioden 1990-93 var det noe avtakende tilførsler for fosfor, mens nitrogentilførslene ikke viste noen slik tendens. På tross av en ekstra stor tilførsel av suspendert materiale i 1992, noe som skulle tyde på større erosjon dette år, avspeiles dette kun i økte tilførsler av nitrogen. Tilførslene beregnet som kjemisk- og biologisk oksygenforbruk er ikke knyttet til vannføringen i elvene, ettersom de er beregnet på direkte utslipp fra kommuner og industri. Hovedparten av ammoniumtilførslene er også beregnet på direkte tilførsler.

Den relative tilførselen fra de ulike kildene i 1993 er illustrert i figur 5.

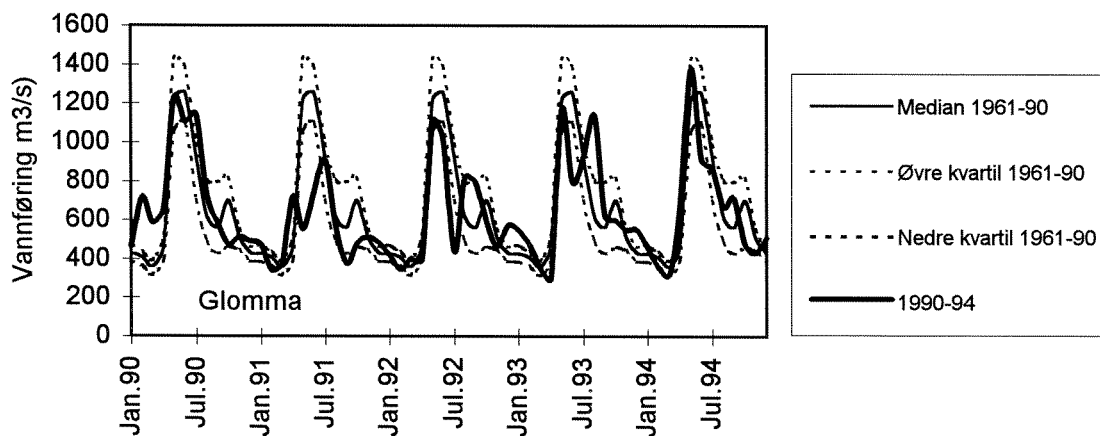
Det er også av betydning når på året tilførslene skjer. Den eneste ur dette synspunkt variable kilden er elvetilførslene. Med eksempel i Glomma (fig. 4) ses at vårfloppen i 1991 og 1992 var betydelig mindre enn normalt (1961-90), og at vintervannføringen var ekstra stor i 1990 og 1993.



Figur 4. Årsvannføringen (10⁶ m³) i Glomma, Drammenselva, Numendalslågen, Skienselva og Otra (Data fra NVE).



Figur 5. Relativ tilførsel til Skagerrakkysten i 1993 fordelt på variable og kilde. (Uorganisk nitrogen og fosfor fra industri og organisk stoff fra areal er ikke beregnet).



Figur 6. Ferskvannstilførsel fra Glomma i 1990-94 (m^3/s), sammenlignet med 1961-90 (Data fra NVE).

3.1.2. Tilførsler til Nordsjøen og Skagerrak fra andre land

Tilførsler av bl.a. næringssalter blir nå beregnet for hvert år av de ulike land som har utslipp til Nordsjøen. Etersom den norske Skagerrakkysten ligger "nedstrøms" disse utslipp, vil de også kunne ha innflytelse på det norske kystmiljøet. Tilførslene fra England, Belgia, Nederland, Tyskland, Danmark og Sverige i 1992 fremgår av tabell 8. De klart største tilførsler av næringssalter til området kommer fra Nederland og Tyskland. I denne sammenheng utgjør de norske tilførslene mellom 3-4 % av landbaserte tilførsler.

Tabell 8. Tilførsler til Nordsjøen i kilotonn fra ulike land i 1992 (OSPARCOM, 1994). For Danmark og Sverige inngår også tilførsler til Kattegat.

Land/variable	Tot-P	PO4-P	Tot-N	NO3-N	NH4-N
England	3	3	31	10	21
Belgia	3	1	40	22	4
Nederland	20	11	394	281	24
Tyskland	11	3	237	179	13
Danmark	2	1	62	51	mangler
Sverige	0	0	14	6	3
Totalt	39	19	778	549	41
Norge	1	0.4	35	19	8
Norge/totalt (%)	3	2	4.5	3.5	19

3.2. Hydrografi / hydrokjemi / planteplankton

3.2.1. Generelt.

Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i tre hovedvannmasser:

1. **Skagerrak-kystvann (SK)** med saltholdighet mellom 25.0 og 32.0 og temperaturer mellom 0°C og 20° C.

2. **Skagerrakvann (SV)** med saltholdighet mellom 32.0 og 35.0 og temperaturer vanligvis mellom 3°C og 16°C. Det kan være hensiktsmessig å dele den vannmassen i to,

a) **Skagerrakvann - øvre (SVØ)** med saltholdighet mellom 32 og 34.5 og

b) **Skagerrakvann - nedre (SVN)** med saltholdighet mellom 34.5 og 35.0.

3. **Atlantisk vann (AV)** med saltholdighet over 35.0 og temperaturer mellom 5.5°C og 7.5 °C.

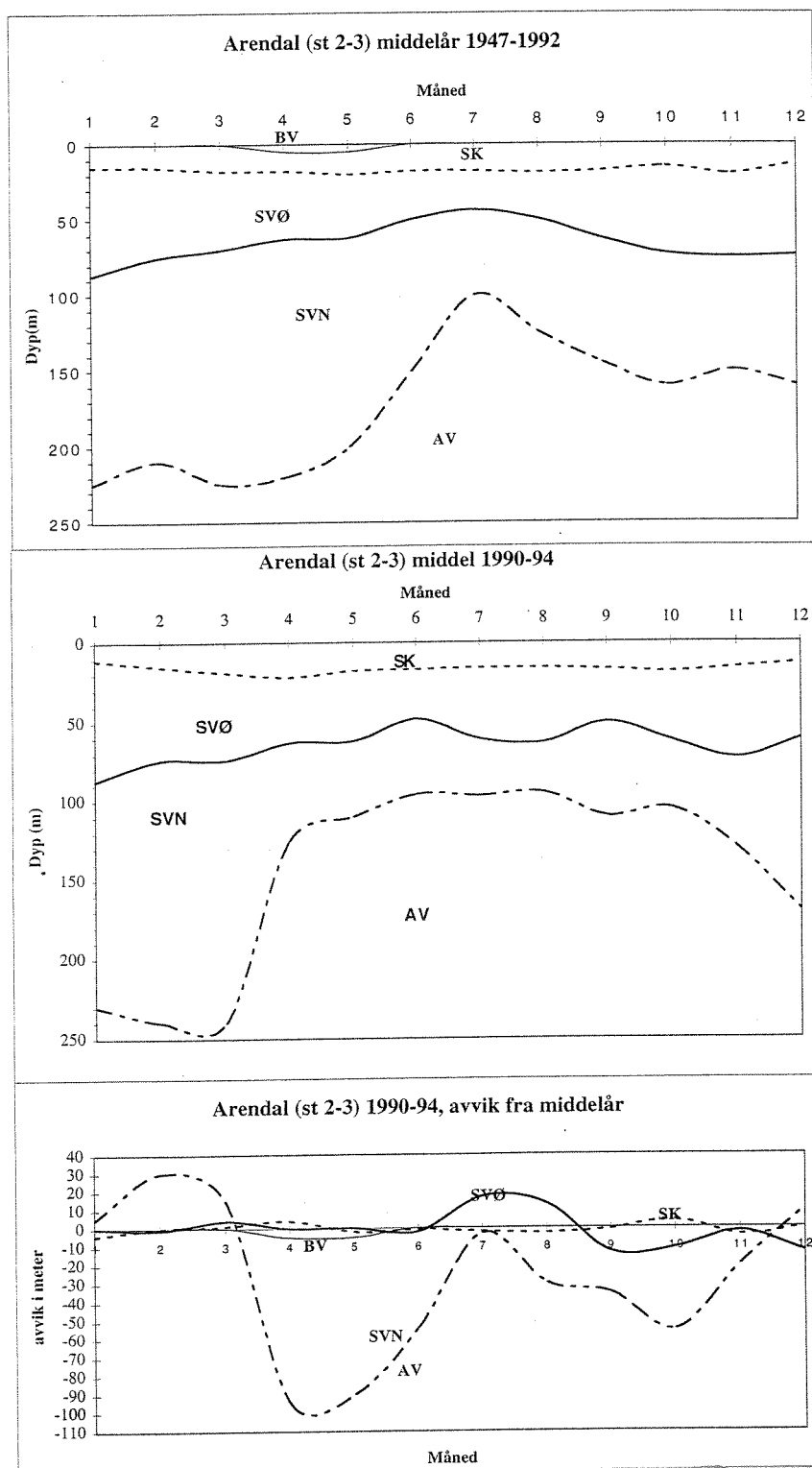
I tillegg er vann med saltholdighet mindre enn 25.0 definert som brakkvann (**BV**)

Atlantisk vann tilføres Skagerrak fra Norskehavet via nordlige Nordsjøen og lagres inn under det lettere Skagerrakvannet. Langs Sørlandskysten vil denne vannmassen normalt finnes under ca 100 meters dyp (fig. 7).

Skagerrakvann-nedre består hovedsakelig av vann fra de sentrale deler av Nordsjøen, mens Skagerrakvann-øvre har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen, tildels med innblanding av ferskvann fra Østersjøen og lokal ferskvannsavrenning. Langs Sørlandskysten er Skagerrakvannet innlagret mellom Skagerrak - kystvann og det dypere liggende Atlantiske vannet. Skagerrak-kystvann, består hovedsakelig av en blanding mellom Østersjøvann, lokalt elvevann og vann med opprinnelse i sørlige og tildels sentrale deler av Nordsjøen, og har normalt en tykkelse på mellom 15 og 20 meter langs Sørlandskysten (fig. 7).

Med stor lokal ferskvannsavrenning fra elver i indre Skagerrak (vår og høstflom) dannes det ofte nær kysten et lokalt brakkvannslag med saltholdighet under 25.0. I et normalår er midlere vertikalutbredelse av brakkvannet ca. 5m i april og mai. Figur 7 viser at midlere dybde av Skagerrak kystvann og Skagerrakvann øvre ikke varierer så mye gjennom året, men kan ha store kortidsvariasjoner forårsaket av lokale og regionale vær- og strømforhold. I de dypere lag langs den norske Skagerrakkysten er det derimot en klar årlig variasjon i vertikalutbredelsen av Skagerrakvann-nedre og Atlantisk vann. I vintermåneden finnes normalt ikke Atlantisk vann på mindre enn ca 200m dyp, mens det utover våren og sommeren heves opp til ca. 100m dyp i juli måned for deretter å synke til ca 150 m dyp i slutten av året.

Midlere total tilførsel av vann fra Nordsjøen til Skagerrak utgjør omlag 1 mill.m³/s. Lagdelingen og sirkulasjonen i Skagerrak er sterkt influert av den store ferskvannstilførselen fra Østersjøen (15.000 m³/s) og fra lokale elver i indre Skagerrak (2.500 m³/s). Det er usikkert hvor mye ferskvann som tilføres fra sørlige Nordsjøen til Skagerrak, men den er trolig i størrelsesorden 2.000 m³/s. Total midlere ferskvannstilførsel til Skagerrak blir da omlag 20.000 m³/s. Den midlere ferskvannsinfluerte volumtransporten knyttet til de øvre lag langs Skagerrakkysten antas å ligge mellom 0.25 og 0.4 mill. m³/s, som er omlag 15 ganger større enn den totale ferskvannstilførselen



Figur 7. Midlere vannmassefordeling ved Arendal for middelåret 1947-92 og for perioden 1990-94 samt avvik fra midlere nedre (øvre) dyptegrense i perioden 1990-94. (Brakkvann = BV, Skagerrak kystvann = SK, Skagerrakvann - øvre = SVØ, Skagerrakvann - nedre = SVN og Atlantisk vann = AV).

3.2.2. Hydrografiske forhold i 1990-94.

Vannmassefordeling

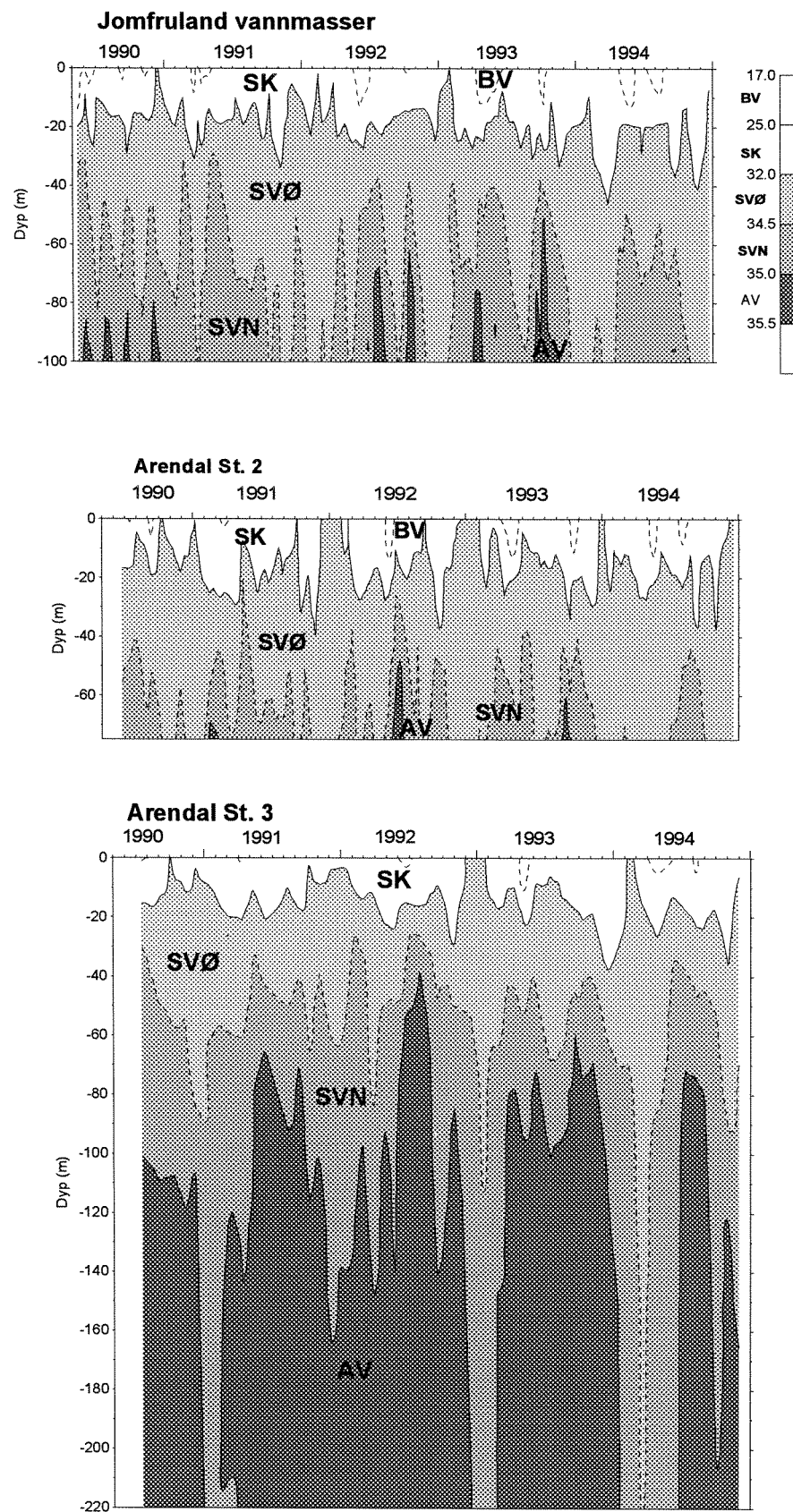
- Jomfruland/Arendal

Innslaget av brakkvann (BV), forårsaket av lokal ferskvannsavrenning, hadde størst hyppighet ved Jomfruland og begrenset seg til de øverste 5-10m (fig. 8). I middelåret 1990-94 for Arendal St 2-3 var brakkvannet, som normalt opptrer i vårmånedene, fraværende (fig. 7). Midlere vertikalutbredelse av Skagerrak-kystvann ved Arendal (St. 2-3) var tilnærmet normal sammenlignet med normalåret 1947-92 (fig. 7), men med store korttidsvariasjoner. Nedre dybdegrensene for Skagerrakvann-øvre (SVØ) varierte stort sett mellom ca 30m og 90m med unntak for vinteren 1993 og 1994 da ekstreme vindforhold (fig. 10) medførte en betydelig økt vertikalutbredelse av Skagerrakvann-øvre langs Skagerrakkysten. Midlere nedre dybdegrensene og tykkelsen av Skagerrakvann-øvre ved Arendal St 2-3 var henholdsvis ca 60m og 40m. Øvre dybdegrensene for Atlantisk vann (nedre dybdegrensene for Skagerrakvann-nedre) varierte vanligvis mellom ca 200m og 40-50m dyp i perioden 1990-94, men under de ekstreme vindforholdene vinteren 1993 og 1994 lå imidlertid dybdegrensene for Atlantisk vann dypere enn 220m. For middelåret 1990-94 lå øvre dybdegrensene for Atlantisk vann tildels betydelig høyere enn normalt i vårmånedene, høyere enn normalt tidlig på høsten og litt dypere enn normalt i vintermånedene (fig. 7). Det relativt store innslaget av Atlantisk vann i Skagerrak, særlig i årene 1990-1993, skyldes økt innstrømning av Atlantisk vann til Nordsjøen/Skagerrak.

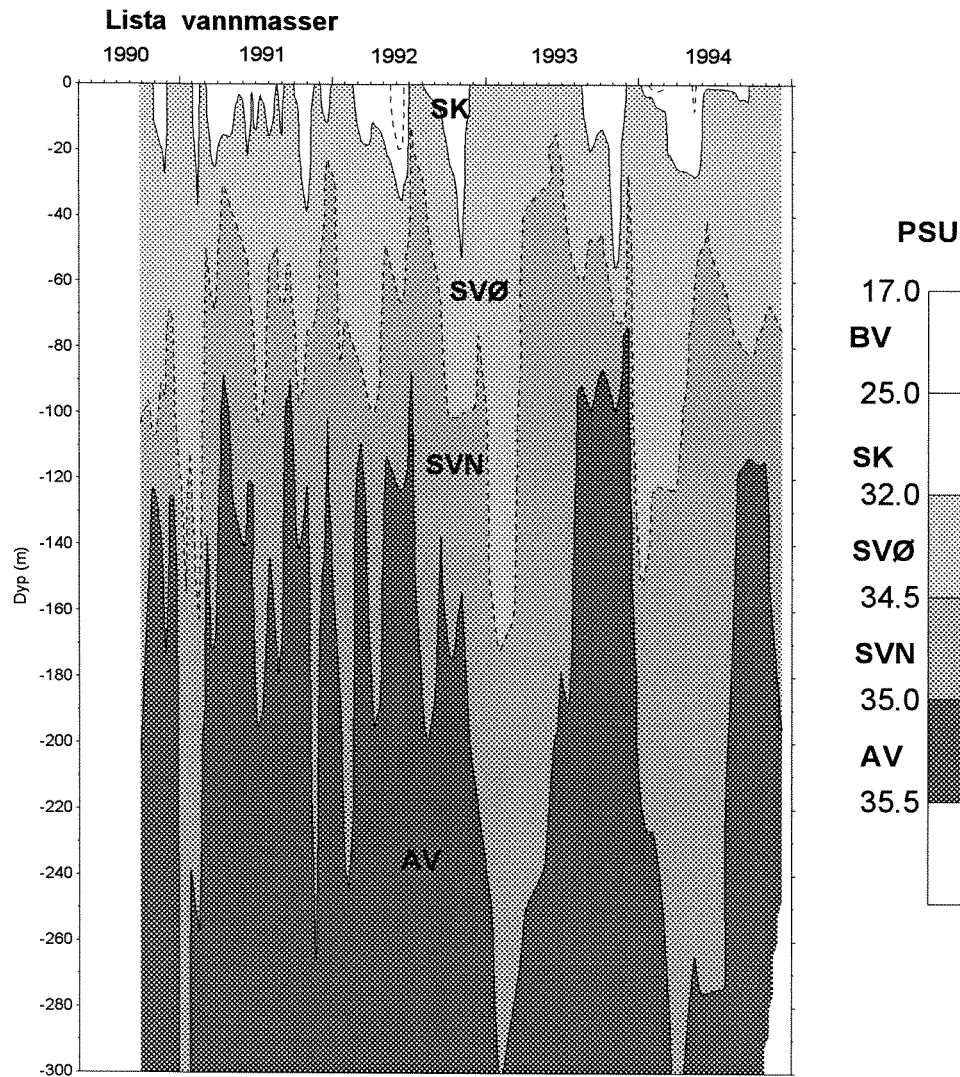
- Lista.

Det var store korttidsvariasjoner i tykkelsen av Skagerrak-kystvann og maksimal vertikalutbredelse var omlag 50m (fig. 9).

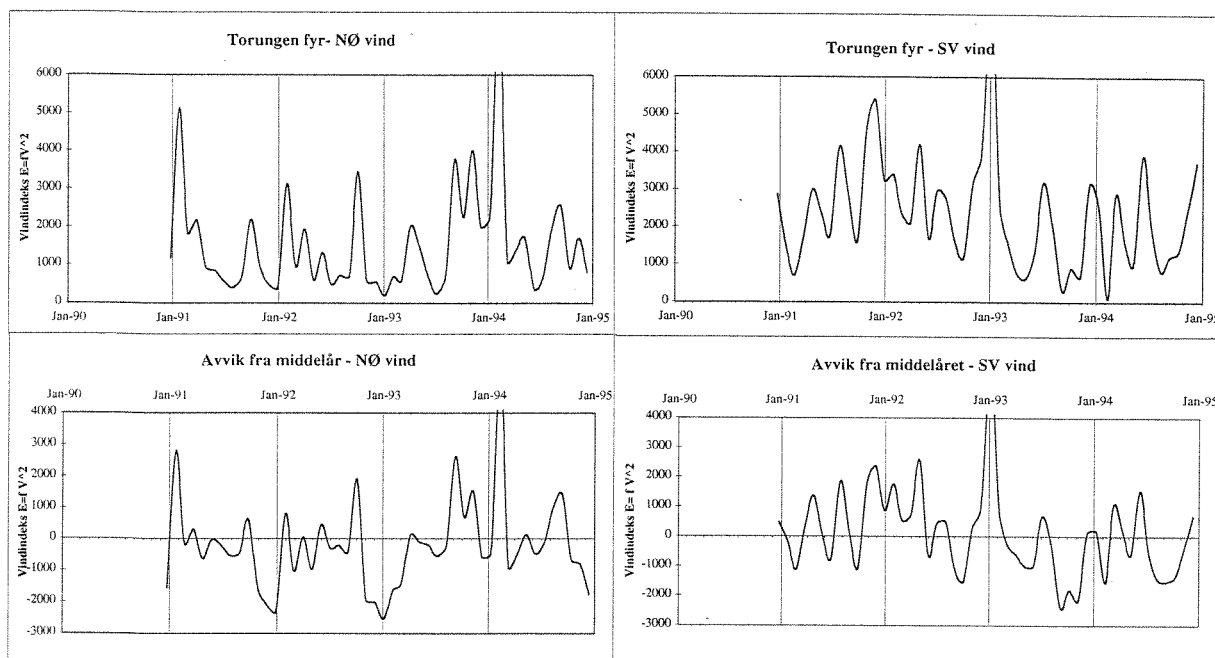
Brakkvann ble bare observert ved Lista i korte perioder i 1992 og 1994. Skagerrak-kystvann, med maksimal vertikalutbredelse på omlag 50m, var fraværende i kortere eller lengre perioder, særlig i 1993, unntatt i høstmånedene (fig. 9). Nedre grense for Skagerrakvann-øvre varierte normalt mellom ca 15-20m og 90m dyp med unntak vinteren 1993 og 1994 da de ekstreme vindforholdene (fig. 10) førte til at Skagerrakvann-øvre ble observert ned til ca 150m dyp. Tykkelsen av Skagerrakvann-øvre varierte mellom ca 10 og 80m med unntak for vinteren 1993 og 1994 da tykkelsen var omlag 150m. Øvre dybdegrensene for Atlantisk vann (nedre dybdegrensene for Skagerrakvann-nedre) varierte vanligvis mellom ca 240m og 40-50m dyp i perioden 1990-94. Under de ekstreme vindforholdene vinteren 1993 og 1994 lå imidlertid Atlantisk vann dypere enn ca 300 m. I årene 1990-92 og høsten 1993 var det et relativt stort innslag av Atlantisk vann sammenlignet med et normalår der øvre dybdegrensene maksimalt når opp i 160m dyp i august måned.



Figur 8. Observert vertikalfordeling av vannmasser ved Jomfruland og Arendalstasjonene i 1990-94.



Figur 9. Observert vertikalfordeling av vannmasser ved Lista i 1990-94.

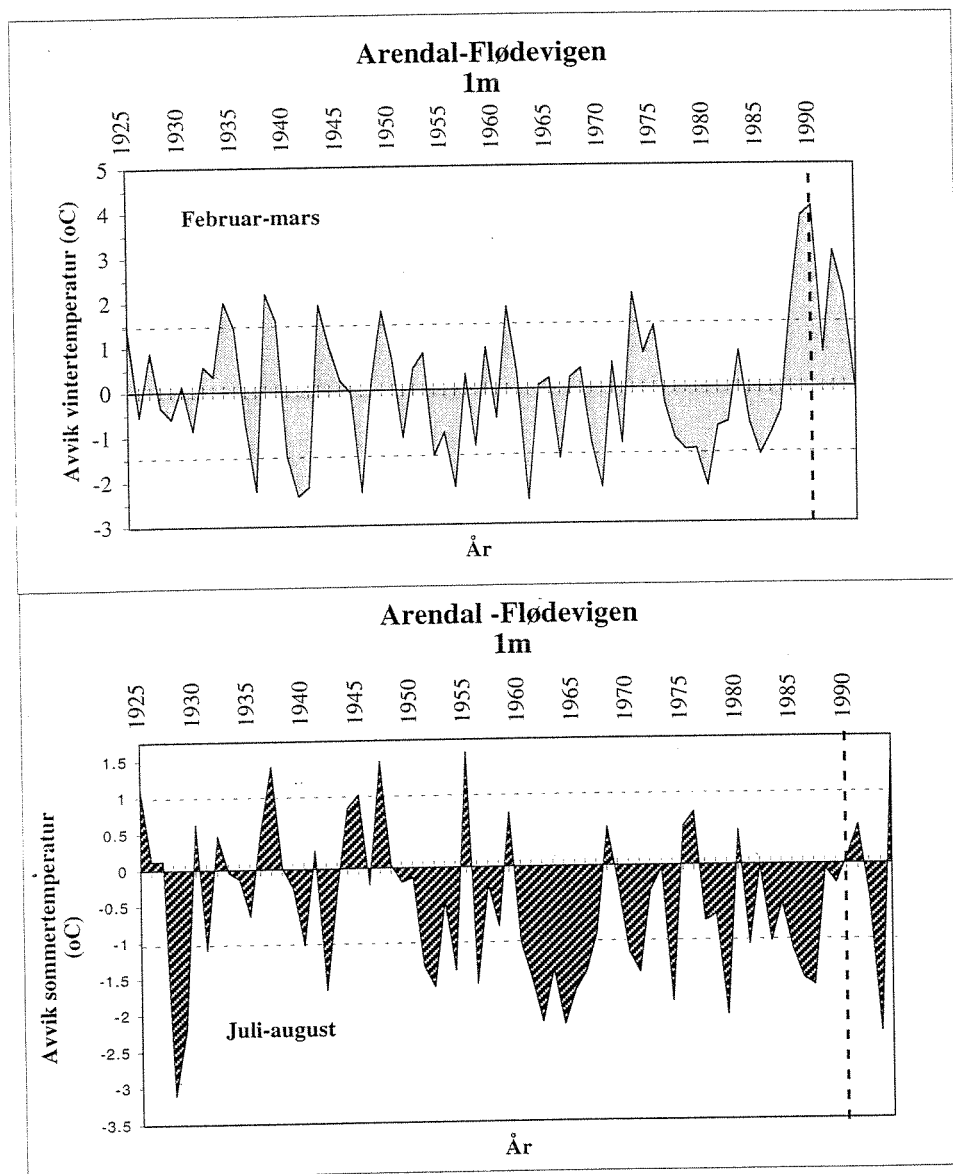


Figur 10. Vindforholdene ved Sørlandskysten (NØ og SV) i 1991-94 og avvik fra middelåret 1961-90. (vindforholdene (E) er gitt som fv^2 , hvor f = observasjonsfrekvensen i % og v = vindstyrken i m/s) (Data fra Det Norske Meteorologiske Institutt).

Temperatur

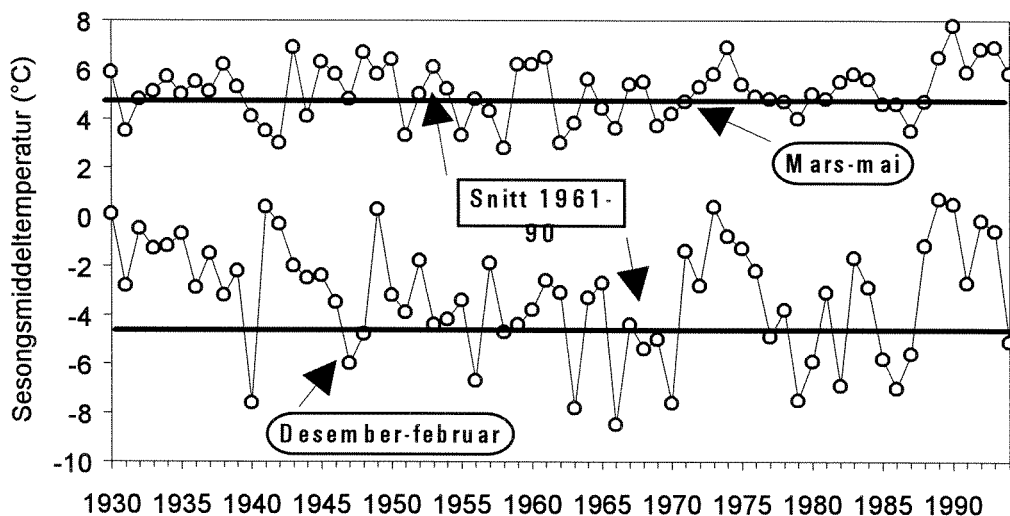
Ved Forskningsstasjonen Flødevigen - HI har det vært utført daglige målinger av temperatur i overflatelaget siden 1924. Selv om de årlige variasjonene og avvikene i temperatur er større i overflatelaget ved Flødevigen enn i det åpne kystområdet utenfor, er de klimatiske variasjonene trolig representative for de øvre vannlag i Skagerrak. Figur 11 viser at det etter 1988 har vært en rekke varme vintre i Skagerrak med høyeste observerte vintertemperatur i 1990 siden målingene startet i 1924. Etter 1990 var det også vintertemperaturer (se også lufttemperaturen fig. 12) over det normale, men den lengste varmeperioden siden 1924 ser ut til å ha normalisert seg i løpet av 1993/94. Somrene 1990-92 var tilnærmet normale mens sommeren 1993 var blant de kaldeste og sommeren 1994 blant de varmeste siden 1924.

I de dypere lag (Skagerrakvann og Atlantisk vann) lå temperaturen over det normale gjennom hele året fra vinteren 1988 for deretter å falle litt under eller nær det normale høsten 1993. Temperaturfallet var knyttet til redusert innstrømning av Atlantisk vann til Skagerrak, og økt lokal avkjøling i Nordsjøen.



Figur 11. Midlere årlig vintertemperatur (februar - mars) og sommertemperatur (juni - august) i 1 meters dyp ved Flødevigen, Arendal i perioden 1925-1994.

Figur 13 viser at laveste temperatur i 10m dyp var ved Jomfruland vinteren 1994, hvor det ble registrert minus-grader ned mot 20m dyp. Ved Lista var min. temperatur nesten 1.5 °C høyere enn ved Arendalstasjonene. dvs en forskjell fra øst til vest. Nedover i vannmassene blir øst/vest - gradienten suksessivt mindre og på 100m dyp er min. temperaturen omtrent lik i hele området. Maksimale sommertemperaturer på 10 - 50m dyp var omtrent den samme på de ulike stasjoner, mens den var lavest ved Arendalstasjonene på 100m dyp.



Figur 12. Vinter- og vårsesongtemperatur ved Blindern, Oslo 1930 - 94. (Data fra Det Norske Meteorologiske Institutt).

Saltholdighet

Figur 13 viser at det var en forskjell i saltholdigheten i Skagerrak kystvann, med økende saltholdighet fra Jomfruland til Lista. For de andre vannmassene var saltholdighetsforskjellen mellom stasjonene liten.

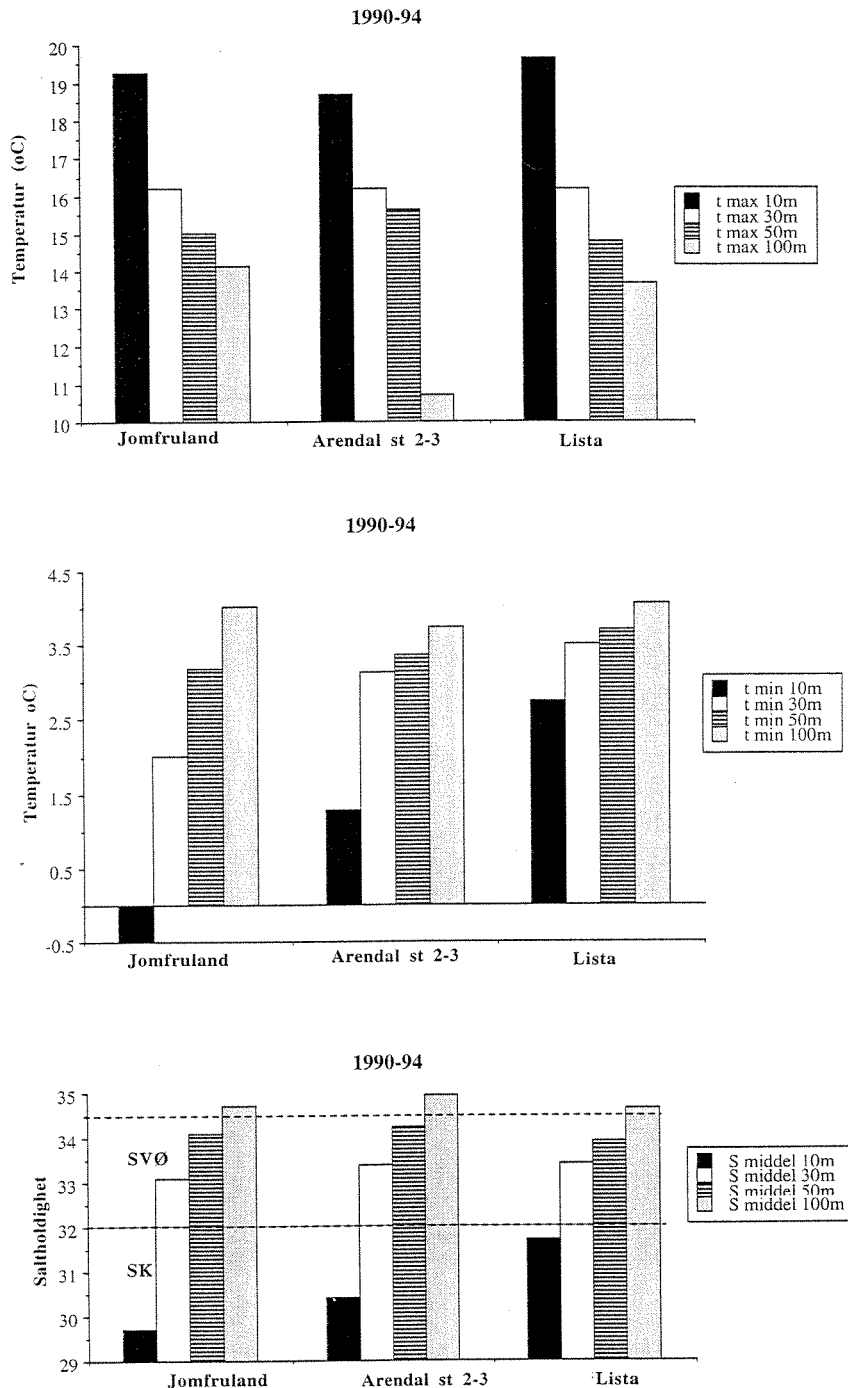
Oksygen

Oksygenforholdene langs kysten var gjennomgående tilfredsstillende (gode), med laveste observerte verdier i Skagerrakvann mellom august og november på 70-75 % og 4.5-4.7 ml/l. I SFTs klassifiseringsystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg & Thélin 1993), havner vannet langs kysten i den beste tilstandsklassen (tilstandsklasse I - "god"). Høyeste oksygenmetning i perioden 1990-94 som ble observert ved Jomfruland og Arendal var 125-130 %. På 10 meters dyp ved Arendal ble den høyeste oksygenmetningen ofte registrert etter den normale våroppblomstringen i mars. Det var små forskjeller i oksygenkonsentrasjonen på 30 - 75 meters dyp mellom stasjonene i perioden 1990-94, men avhengig av sesong. Vintersesongen (desember-februar) var det ikke noen signifikant forskjell mellom Jomfruland og Arendalstasjonene, men vår, sommer og høst var oksygenkonsentrasjonen noe lavere ved Jomfruland på disse dyp (0.3-0.6 ml/l).

3.2.3. Hydrokjemi

De hydrokjemiske observasjonene viste en økning av, partikulært organisk nitrogen (PON), karbon (POC) og fosfor (POP) fra 1991 til 1994 i Skagerrak-kystvann (fig. 14), med den høyeste konsentrasjonen i 1993 og 1994. Det samme var tilfelle for totalnitrogen (Tot-N), mens utviklingen for totalfosfor (Tot-P) var omtrent motsatt (fig. 15). Forholdet Tot-N/Tot-P ble derfor økende i perioden. Denne vannmassen har med andre ord gjennom overvåkingsperioden blitt noe fattigere på fosfor, mens nitrogenmengden økt.

Ved bedømmelsen av den hydrokjemiske utviklingen må det taes hensyn til at det i årene 1991-93 var spesielle klimatiske forhold med milde vintre (fig. 11 og 12), mens vinteren 1994 var mer normal. Ettersom dybdefordelingen av spesielt Skagerrak-kystvann (den vannmassen som dominerer de øvre vannlag) var omtrent den samme i hele perioden, vil det kunne være en kobling av forskjeller i de hydrokjemiske forholdene og ulikheter i klimaforholdene (temperatur, vind og nedbør/ferskvannstilførsel). 1994 kan dermed vise seg å framstå som det mest normale året i denne overvåkingsperioden.



Figur 13. Maksimum og minimumtemperatur (t max og t min) og midlere saltholdighet (S middel) i 10, 30, 50 og 100 meters dyp ved Jomfruland, Arendal og Lista i perioden 1990-94.

I det øvre vannlaget var det en høyere konsentrasjon av nitrogen (Tot-N og PON) - silikat - og karbon, samt av partikulært fosfor og totalt suspendert materiale ved Jomfruland, enn ved Arendalstasjonene (fig. 16). For totalnitrogen og tildels totalfosfor gjaldt denne øst/vest gradient også for Lista. Om sommeren ble imidlertid den høyeste fosfatkonsentrasjonen i vannsjiktet fra 0-10 meters dyp målt ved Lista. I store trekk var det imidlertid en gradient langs kysten som indikerer mer næringsrike forhold i øst. Observasjoner ved Færder ble kun gjennomført i 1990-92 og en enkel sammenligning mellom de målte variable i det øvre vannlag (0-10 m) ved Jomfruland og Færder ga ikke noen markert forskjell mellom disse to stasjonene.

I april 1991 ble det observert forhøyet nitratkonsentrasjon i Skagerrakvann-øvre (Aure *et al.* 1993b). Figur 17 viser at dette også var tilfellet i april 1994 (maksimal konsentrasjon på ca. 18 μM). Ettersom Skagerrakvann-øvre har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen (Tyskebukta), tildels med innblanding av ferskvann fra Østersjøen og lokal ferskvannsavrenning, er det sannsynlig at den forhøyede nitrat-konsentrasjonen har sitt opphav i transporten av vannmasser fra sørlige Nordsjøen til norskekysten. Forhøyede nitratkonsentrasjoner ble også observert i Skagerrak-kystvann i dyp på grensen til Skagerrakvann-øvre.

De forhøyede nitratkonsentrasjonene i april 1991 og 1994 utelukker ikke at også de andre åren kan ha vært transport av vann fra, f.eks. Tyskebukta (og Østersjøen/Kattegat), til den norske sørkysten. Karakteristika for vann fra Tyskebukta i januar/februar er $(\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N})/\text{SiO}_2$ -forhold på over 2 ved saltholdighet på ca. 31‰ (Kørner & Weichart 1991). Forholdstallet øker ut over våren (diatomeoppblomstringer) og er opp mot 41 ved 33‰ i Jyllandstrømmen i april (Aure *et al.* 1995). Likeså er uorganisk N/P-forhold omtrent lik 16:1 på vinteren i Jyllandstrømmen og øker ut over våren. Figur 18 viser tidsisopleter for nitrat+nitritt ($> 8 \mu\text{M}$), nitrat/silikat-forholdet (>2), uorganisk N/P-forhold (>15) og vannmassefordelingen ved Arendal st. 2 i 1991 -94. Det fremgår av figuren at det hvert år foreligger indikasjoner på vann med opprinnelse fra f.eks. Tyskebukta, men at tidspunktet, såvel som nitratkonsentrasjonen i denne vannmassen varierer. I april 1991 og 1994 var nitratkonsentrasjonen ekstra høy, og tildels sammenfallende med forhøyet nitrat/silikat-forhold, mens i 1992 opptrådte disse vannmassene så sent som i mai, men nå med lavere nitratkonsentrasjon. De klareste signalene ble registrert i Skagerrak kystvann (SK) og Skagerrakvann øvre (SVØ) mellom overflaten og ca. 40 meters dyp, men de er også synlige helt til bunn ved Arendal st. 2.

At signalene blir registrert i SK relativt høyt opp i vannmassene kan skyldes at vann fra Tyskebukta blandes inn med andre vannmasser. Modellberegninger av volumtransport av vann fra bl.a. Tyskebukta viser at de klart største transportene skjer i relativt ferskt vann (SK), noe som betyr at det er en meget signifikant medrivning av Tyskebukt vann opp i de øvre vannmasser (Svendsen *et al.* 1995). Modellresultatene viser også at Tyskebukt vann via Jyllandstrømmen tilføres i pulser og at transportene varierer mellom ulike år. Således varierer tidspunktet for innstrømming av vann fra sørlige Nordsjøen fra år til år, og kan være av relativt kort varighet. Kvaliteten på vannet når det møter Norskekysten vil også variere, avhengig av bl.a. tidspunkt og planteplanktonoppblomstringer (Aksnes *et al.* 1995).

Næringssaltkonsentrasjonene antyder at både fosfor og nitrogen kan være potensielt begrensende for algevekst i deler av sommerhalvåret. Forholdet mellom uorganisk nitrogen og fosfor i vannet ligger i store trekk rundt det naturlige "Redfieldforholdet" (N/P= 16/1), men det viser en svak tendens til avtakende N/P-forhold fra øst mot vest (fig. 19-20). Høyere N/P-forhold er flere ganger registrert ved Jomfruland og Arendal st. 2 enn ved Lista, og denne forskjell holder seg gjennom våren, da frekvensen av høye N/P-forhold tiltar. Gjennom sommeren og høsten observeres fortsatt høye N/P-forhold hyppigere i øst enn i vest, men frekvensen av ekstremverdier avtar.

Det partikulære C/N/P-forholdet i de øvre 30 m (fig. 21-22) viser naturlige C/N-forhold, men noe forhøyet C/P- og særlig N/P-forhold, mer utpreget på Jomfruland enn på Arendal st.2. Dette er en indikasjon på at episoder med fysiologisk P-begrensning av algeveksten synes mer sannsynlig enn N-begrensning, og er i tråd med tidligere observasjoner fra Oslofjorden (Paasche & Erga 1988) og Skagerrakkysten (de Jong 1994).

Materialet kan gi grunnlag for følgende konklusjon: Nitrogenkonsentrasjonene ved Jomfruland og Arendal st. 2 var relativt høye og mest fremtredende om vinteren og våren. I sommerhalvåret var det potensielt begrensende konsentrasjoner av nitrat og fosfat på alle stasjoner. Sammensetningen av det partikulære materialet indikerer at planteplanktonveksten i liten grad lider av fysiologisk næringsbegrensning.

3.2.4. Planteplankton

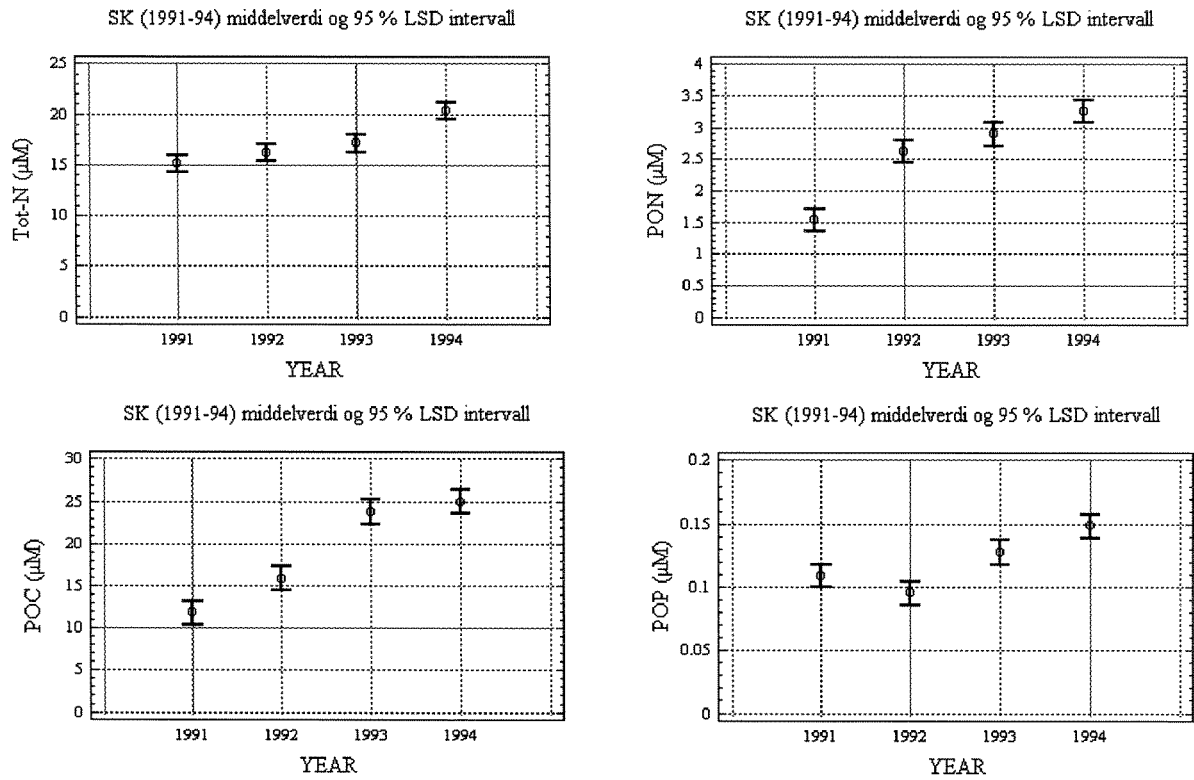
Nøyaktighetsgraden ved analyser av planteplankton har vært varierende gjennom perioden 1990-94. Grunnlaget for å vurdere artsutvikling i denne prosjektperioden er derfor noe problematisk. For bedre å kunne relatere algetallene til algebiomasse, er beregninger utført slik at mengden algekarbon framkommer. Som et annet indirekte mål på algebiomassen er det gjort målinger av vannmassens innhold av klorofyll *a*. Innholdet av klorofyll *a* i en alge varierer for eksempel med lys- og næringstilgang, og dessuten er klorofyll *a*-innholdet i like store arter ofte ulikt, slik at variasjon i vannmassenes pigmentmengde ikke alltid gjenspeiler variasjon i algemengde. Imidlertid foreligger det eldre målinger av klorofyll *a* som kan sammenlignes med dagens målinger, og som under tidligere nevnte forbehold kan benyttes for å belyse trender i algebiomassens utvikling.

Den normale oppblomstringen av kiselalger i 1990 (ofte dominert av *Skeletonema costatum*) uteble i 1990, og det var også relativt små oppblomstringer tidlig på våren i 1991-93. I 1994 var det imidlertid en stor og ganske langvarig våroppblomstring som var helt dominert av kiselalgen *Lauderia annulata* (tab. 9). Sammenligner en klorofyll *a*-data fra 1990-94 ved Arendal (st. 2) med perioden 1980-89, så har det generelt vært noe mindre algebiomasse de siste fem årene (fig. 23). Særlig markert har dette vært om våren med unntak av 1994.

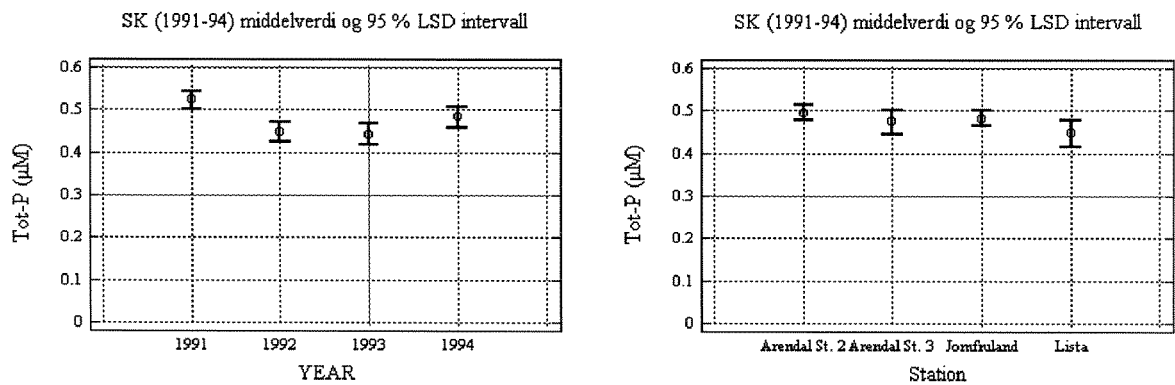
Etter våroppblomstringen, som ofte finner sted i mars, er det normalt liten algebiomasse i april (fig. 24-25). Dette skjer til tross for at det i denne etter-bloomstringsperiode svært ofte finner sted en betydelig økning i antall av små flagellater. I mai-juni kommer det ofte en 2. våroppblomstring, som også domineres av diatomeer, men i mange tilfeller av andre arter enn i den første våroppblomstringen. Registreringene av en 2. våroppblomstring bekrefter hypotesen om at slike oppblomstringer ikke er uvanlige i norske fjorder og kystfarvann (Sakshaug & Myklestad 1973). Blomstringen forsynes direkte og indirekte med næring når de store elvene har vårflo. I Langesundsområdet ble slike oppblomstringer registrert i 1974-78 (Dahl *et al.* 1983).

Resultatene fra denne overvåkingsperioden viser at juli er en måned hvor algebiomassen er lav og hvor planktonsamfunnet er dominert av små flagellater og av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi*. Senere utover sommeren og tidlig på høsten skjer det ofte en ny algebiomasseoppbygging som et resultat av at store dinoflagellater som *Ceratium* spp. og *Gyrodinium aureolum* blomstrer (fig. 26).

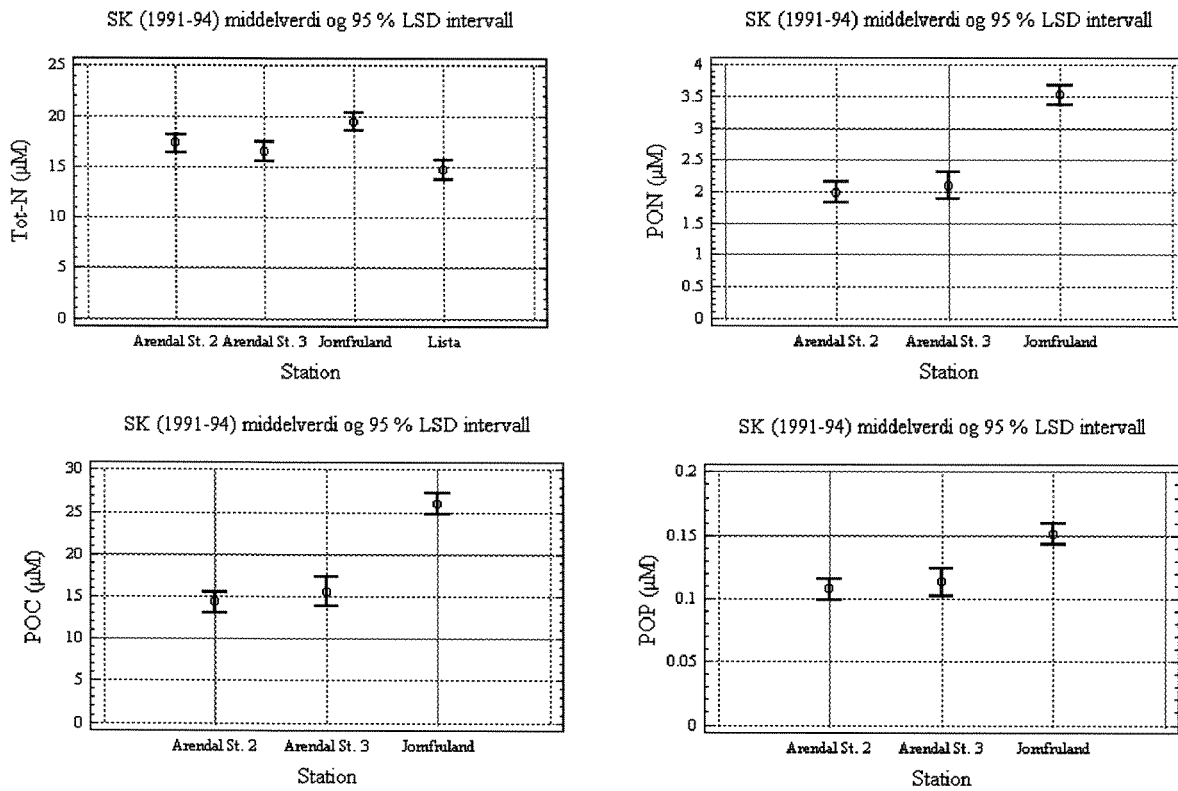
Utover senhøsten tiltar også mengden kiselalger. Sammen med dinoflagellatene kan disse gi en relativt høy total algebiomasse.



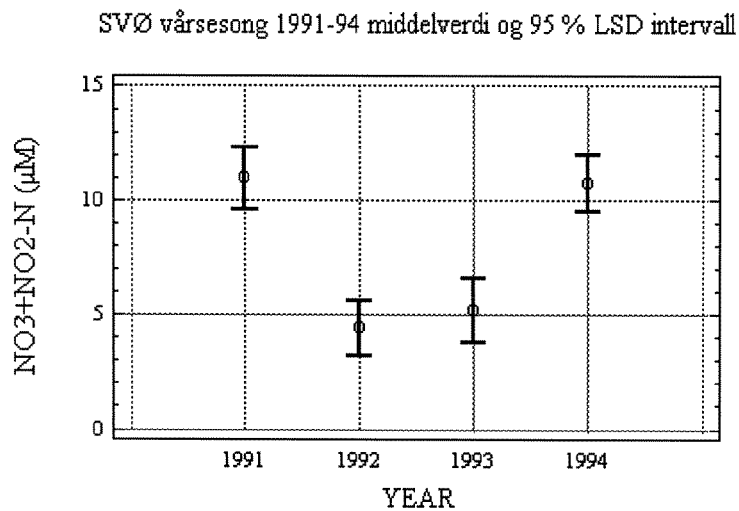
Figur 14. Totalnitrogen (Tot-N), partikulært organisk nitrogen (PON), karbon (POC) og fosfor (POP) i Skagerrak - kystvann (SK) i 1990-94.



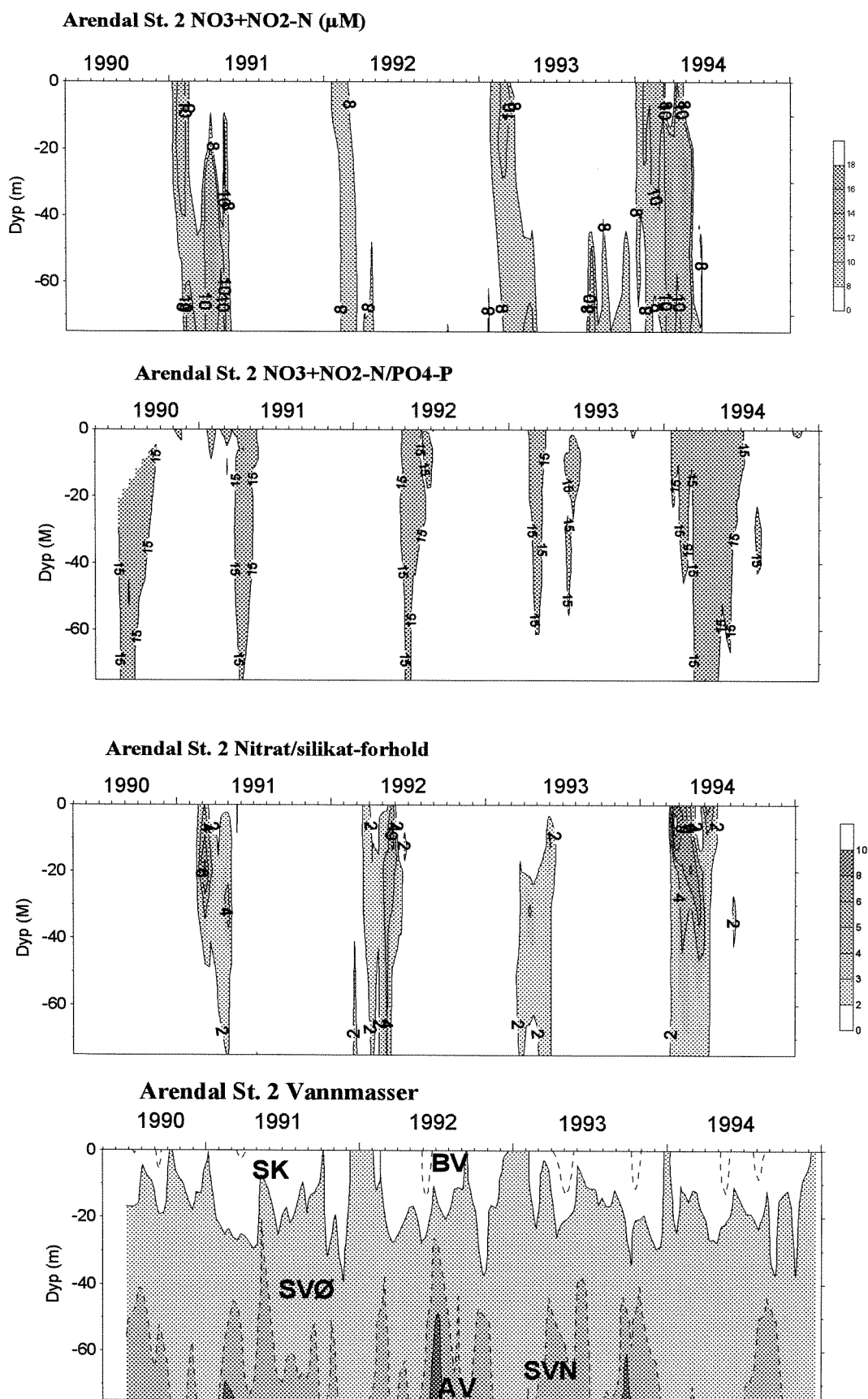
Figur 15. Totalfosfor (Tot-P) i Skagerrak kystvann for alle stasjoner og pr. stasjon i 1991-94.



Figur 16. Totalnitrogen (Tot-N), partikulært organisk nitrogen (PON), karbon (POC) og fosfor (POP) i Skagerrak - kystvann (SK) på ulike stasjoner i 1990-94.



Figur 17. Nitrat+Nitritt (μM) i Skagerrakvann-Øvre (SVØ) i april måned 1991-94.



Figur 18. Nitrat+nitritt, uorganisk N/P-forhold, nitrat+nitritt/silikat og vannmasser ved Arendal st 2, mai 1990-desember 1991.

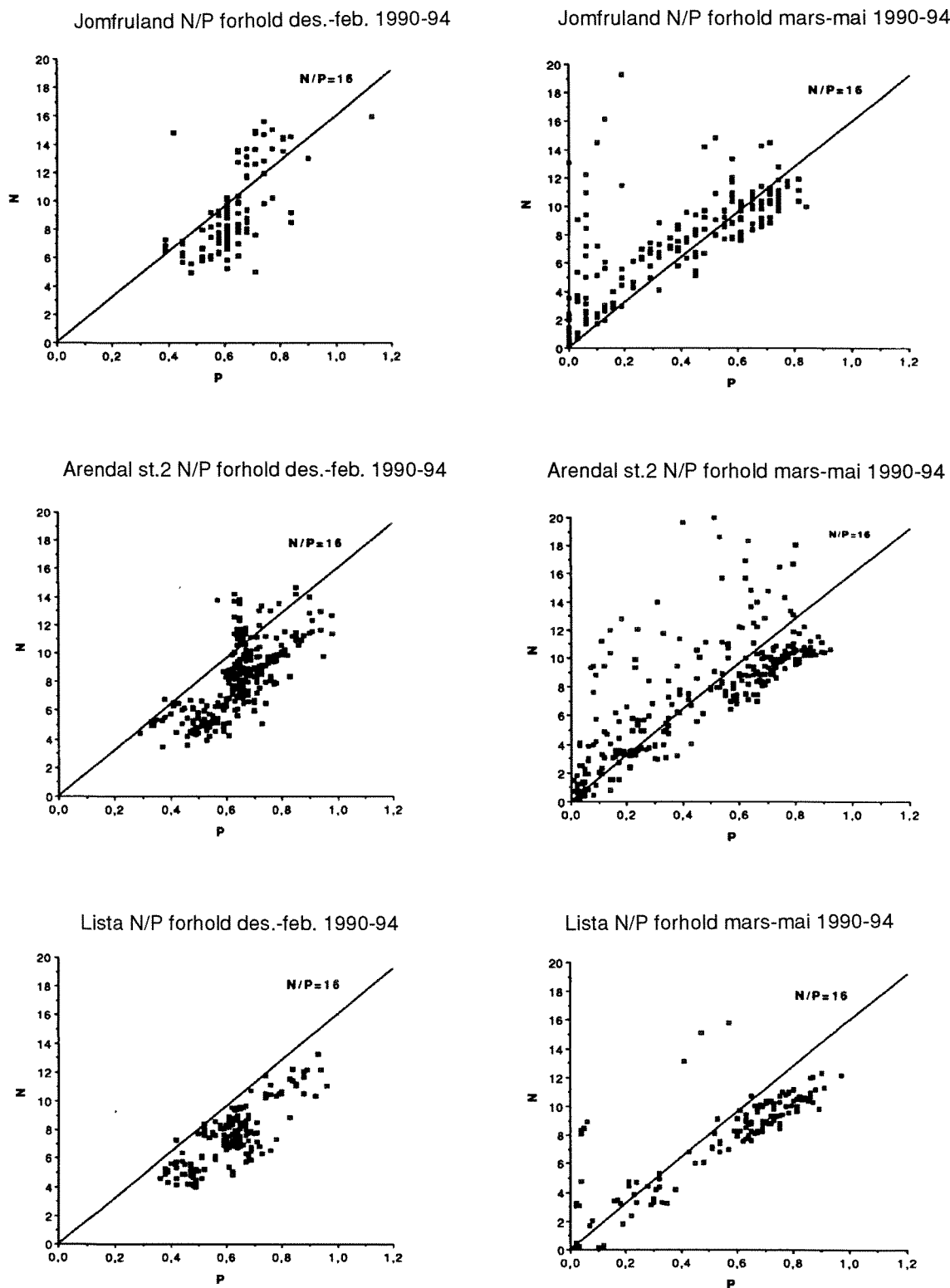
Skadelige alger inkludert potensielt giftige arter forekommer mer eller mindre regelmessig langs kysten av Skagerrak. Deres forekomst og eventuelle giftighet sett i relasjon til næringssalter er stadig uklar og omdiskutert. *G. aureolum* har i overvåkingsperioden blomstret hvert år langs kysten av Sør-Norge (fig. 27), men i 1993 hadde *Gyrodinium* størst blomstring i de østlige deler av Skagerrak (fig 28). Etter *Chrysochromulina polylepis*-blomstringen i 1988 har arter innen slekten *Chrysochromulina* vært sett på som mulige giftprodusenter og de har derfor vært spesielt overvåket. Figur 29 viser forekomstene av denne slekten i de øvre 3 meterne av vannsøylen ved Flødevigen, Arendal. Av andre problemalger bør *Dinophysis* nevnes da dette er en algeslekt med arter som produserer DSP (Diarrehetic Shellfish Poisoning) og som fører til at blåskjell blir giftige. *Dinophysis* forekommer regelmessig langs den sørnorske kysten og fører enkelte år til at kyststrekningen blir båndlagt for blåskjellplukking i lengre perioder.

3.2.5. Tilstanden i overflatelaget i 1990-94, bedømt etter SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann

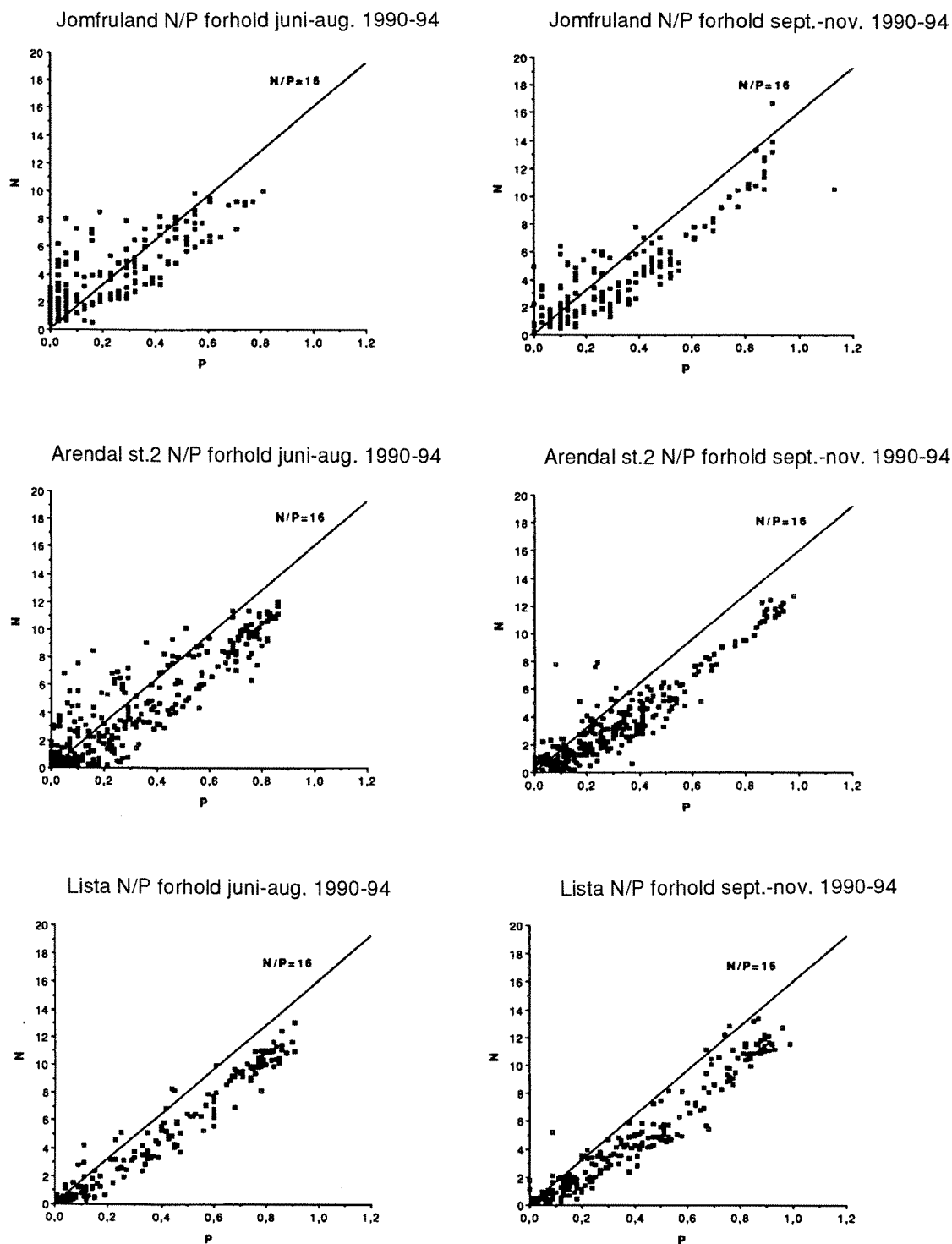
SFT har publisert kriterier for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kriteriene er blitt utarbeidet på grunnlag av observasjoner i norske fjorder og kystfarvann, med hovedvekt på fjorder. De fleste variable inngår i kystovervåkingsprogrammet, men det er foreløpig usikkert hvor brukbare de er i denne sammenheng, når observasjonene er hentet fra åpne farvann med relativt sterke strømmer, inklusive upwellingsområder.

Observasjonene er her behandlet (fra 0, 5 og 10 meters dyp, tabell 10) enkeltvis for vinter og sommer og viser for Arendalstasjonene og Lista at for nitrat havner de fleste observasjoner i tilstandsklasse god (I), men på alle stasjonene faller også flere målinger i både tilstandsklassene mindre god (II), nokså dårlig (III) og dårlig (IV). Det var dog en tendens mot best tilstand ved Lista. De "dårligere" tilstandene ble ofte registrert tidlig i sommersesongen, da nitrat ofte er tatt ut av de øvre meterne, men fortsatt finnes rikelig dypere ned. De høye verdiene kan således skyldes upwelling. Slike episoder vil alltid kunne gi forhøyede verdier i de aktuelle sesonger. Fosfat ligger i store trekk i tilstandsklasse god (I) på de tre stasjonene, men med tendens til hyppigst nokså dårlig tilstand ved Lista. Dette er sannsynligvis en følge av upwelling som er vanlig i dette område og som skyldes at kyststrømmen møter atlantehavsvann utenfor Lista.

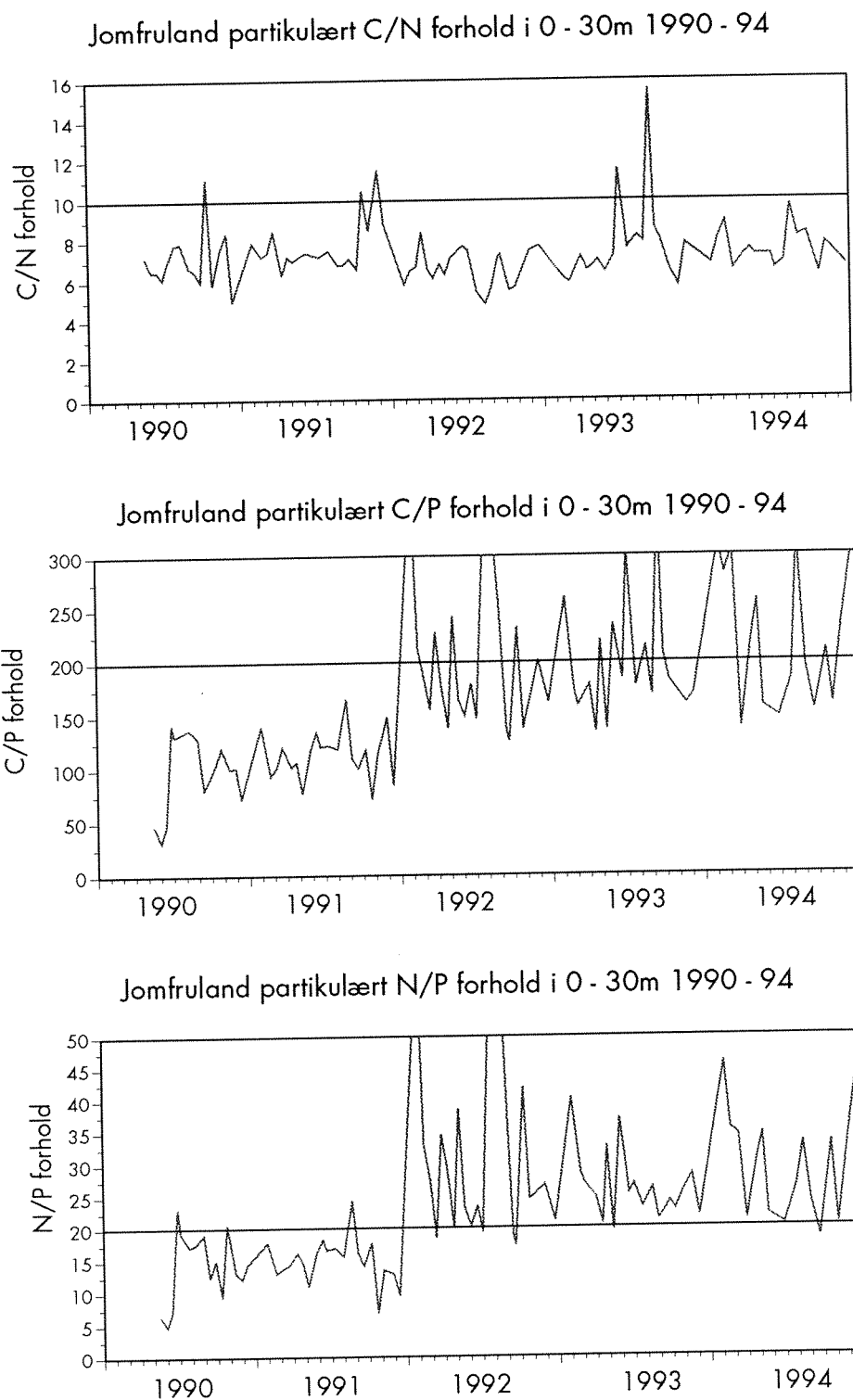
En foreløpig konklusjon er at kriteriene synes nyttige og at verdiene som skiller ulike tilstander i store trekk synes fornuftige. Muligens kan sjøens naturlige fosfatinnhold være litt undervurdert. Det er trolig at det først er hensiktsmessig å vurdere tilstanden i et område når man har noe bredere datagrunnlag, inkludert middel - og medianverdier i et område som den åpne Skagerrakkysten.



Figur 19. Det atomære forholdet mellom N (nitrat+nitritt+ammonium) og P (fosfat) desember-februar og mars- mai på stasjonene Jomfruland, Arendal st. 2 og Lista i 1990-94. Redfieldforholdet ($N/P=16$) er avmerket med en linje.

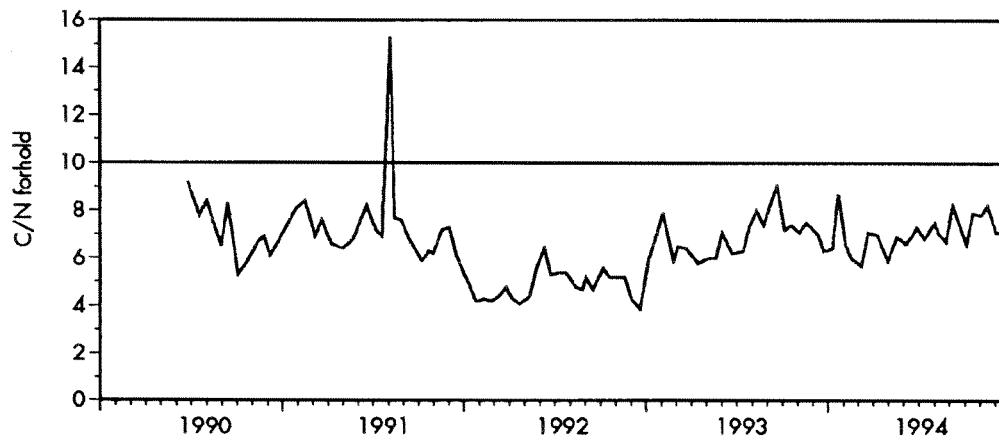


Figur 20. Det atomære forholdet mellom N (nitrat+nitritt+ammonium) og P (fosfat) juni-august og september-november på stasjonene Jomfruland, Arendal St. 2 og Lista i 1990-94. Redfieldforholdet ($N/P=16$) er avmerket med en linje.

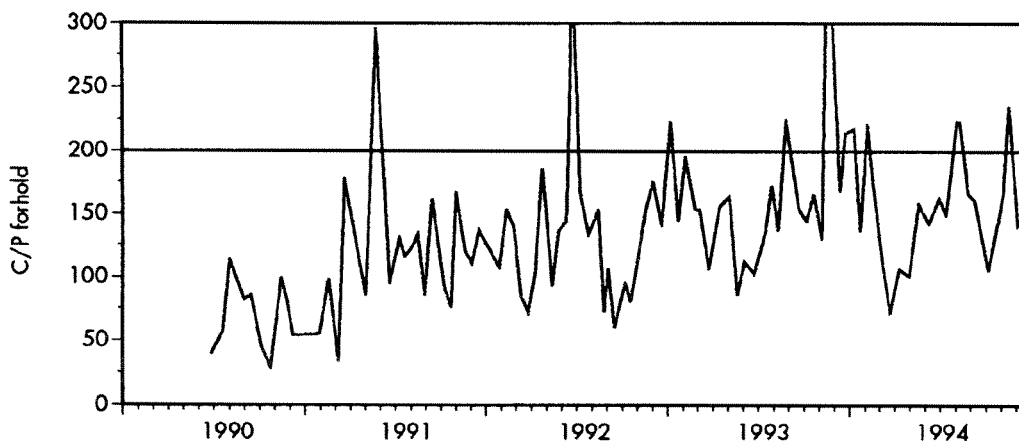


Figur 21. Det atomære forholdet mellom C (karbon), N (nitrogen) og P (fosfor) i partikulært materiale fra Jomfruland gjennom perioden 1990-94. Integrert verdi for de øvre 30 m. De integrerte linjer representerer kriterier for mulig N-begrensning ($C/N > 10$) eller P-begrensning ($C/P > 200$ og $N/P > 20$).

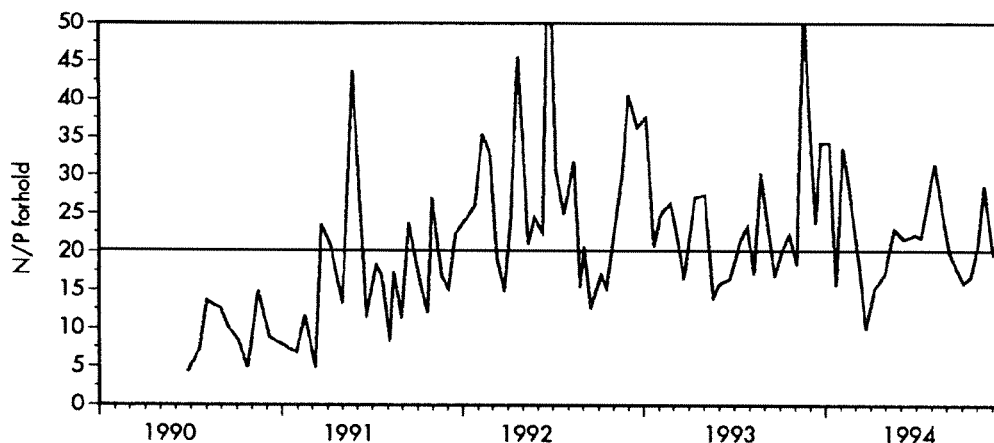
St.2 Arendal partikulært C/N forhold i 0 - 30m 1990 - 94



St.2 Arendal partikulært C/P forhold i 0 - 30m 1990 - 94



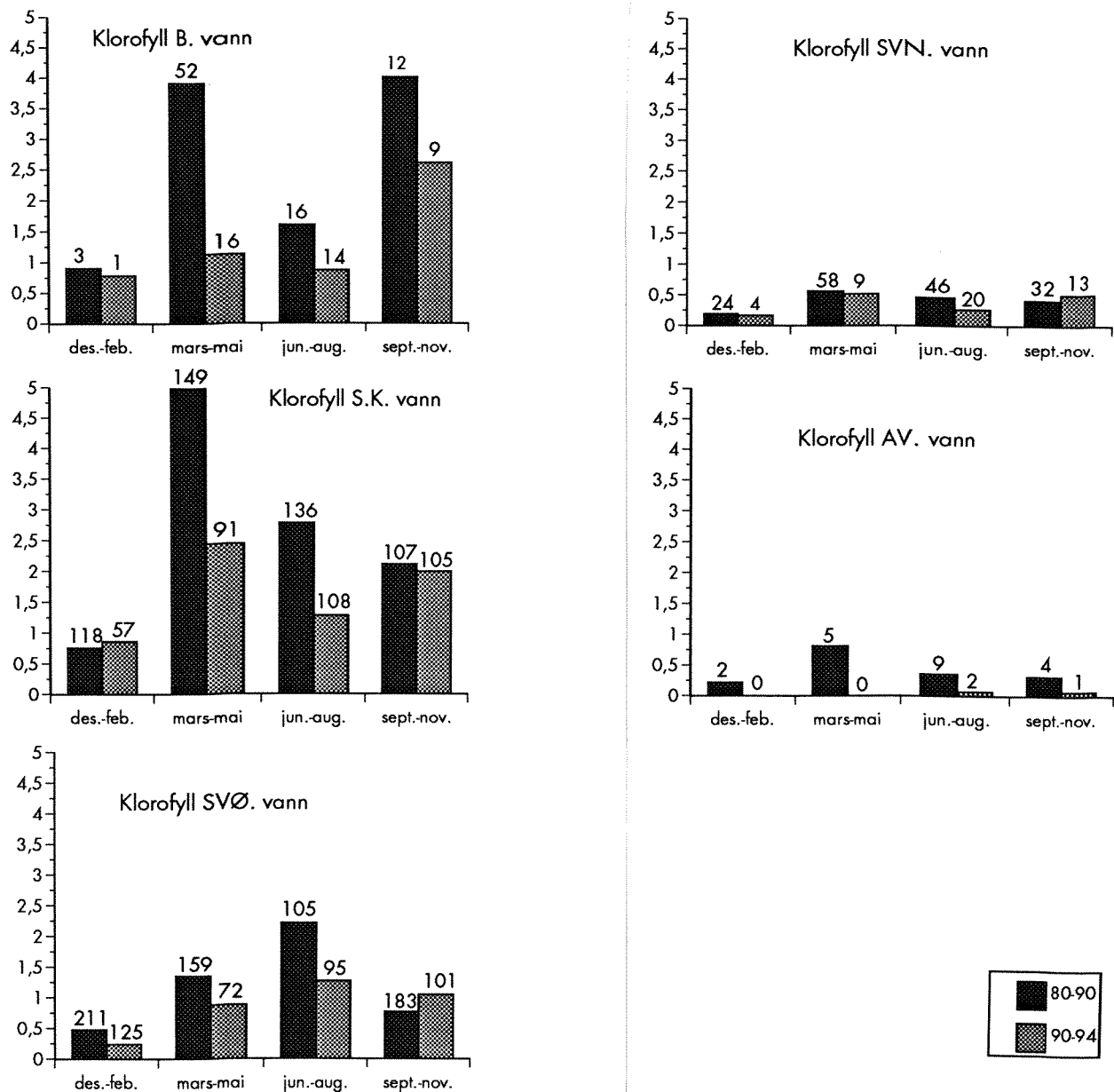
St. 2 Arendal partikulært N/P forhold i 0 - 30m 1990 - 94



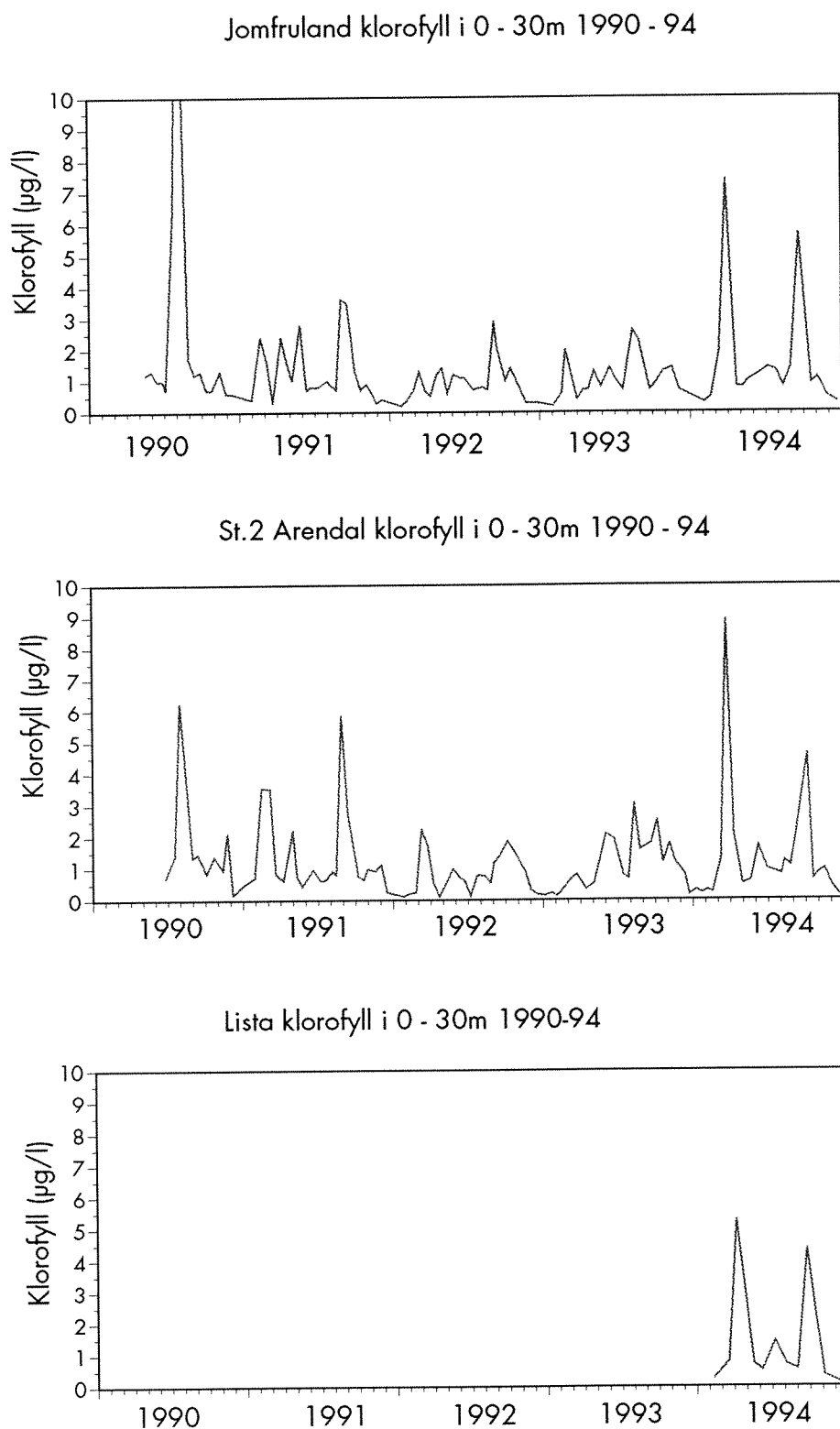
Figur 22. Det atomære forholdet mellom C (karbon), N (nitrogen) og P (fosfor) i partikulært materiale fra Arendal St. 2 gjennom perioden 1990-94. Integrrert verdi for de øvre 30 m. De integrede linjer representerer kriterier for mulig N-begrensning ($C/N > 10$) eller P-begrensning ($C/P > 200$ og $N/P > 20$).

Tabell 9. Dominerende algearter/-slekter til ulike årstider ved Jomfruland (Jomf.) og Arendal St. 2 (Aren.). Artene/slektenes dominans er basert på faglig skjønn under tellingene. 1 = januar-april, 2 = mai-juni, 3 = juli-august og 4 = september - desember.

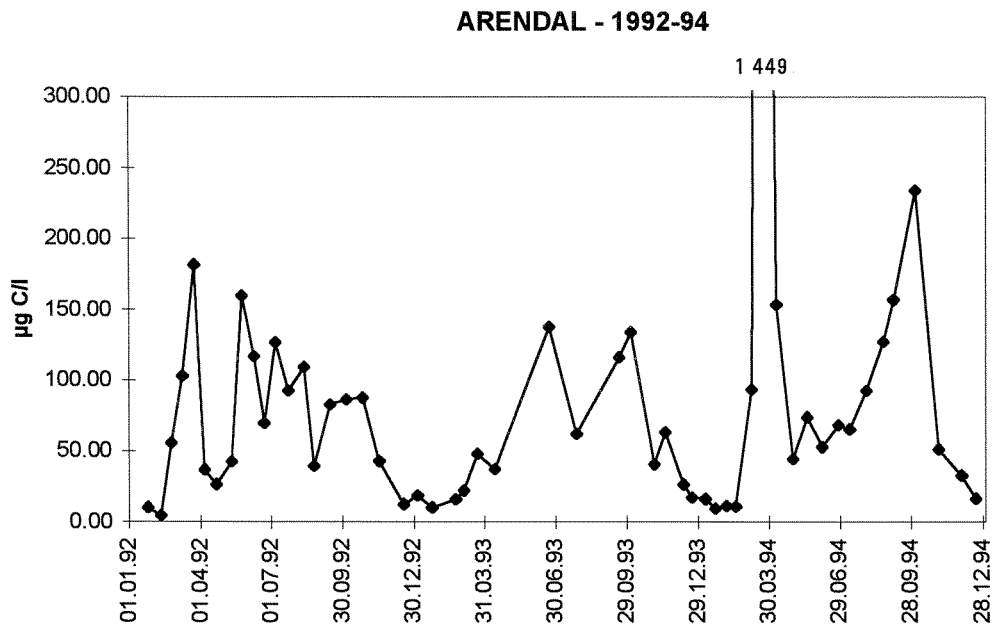
	19 90		19 91		19 92		19 93		19 94	
	Jomf.	Aren.	Jomf.	Aren.	Jomf.	Aren.	Jomf.	Aren.	Jomf.	Aren.
<u>Diatomeer</u>										
<i>Chaetoceros</i> spp.	3,4	1				1	2,4		3	1,3
<i>Lauderia annulata</i>										1
<i>Leptocylindrus danicus</i>	2,4		2	2	3					
<i>L. minimus</i>							2			
<i>Proboscia alata</i>								3		
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.		4			3,4	4	3,4			4
<i>Rhizosolenia fragilissima</i>	3	2	2				3			
<i>Skeletonema costatum</i>	2,4	1,2	1	1	1,2	1,2	1,2	1,4	2,3	1,2
<u>Dinoflagellater</u>										
<i>Ceratium</i> spp.					3		3,4		3,4	
<i>Dinophysis norvegica</i>									2,3	
<i>Gyrodinium aureolum</i>					3		3,4		3,4	
<u>Kalkflagellater</u>										
<i>Emiliania huxleyi</i>	2,3,4	3	3,4			3		3		3



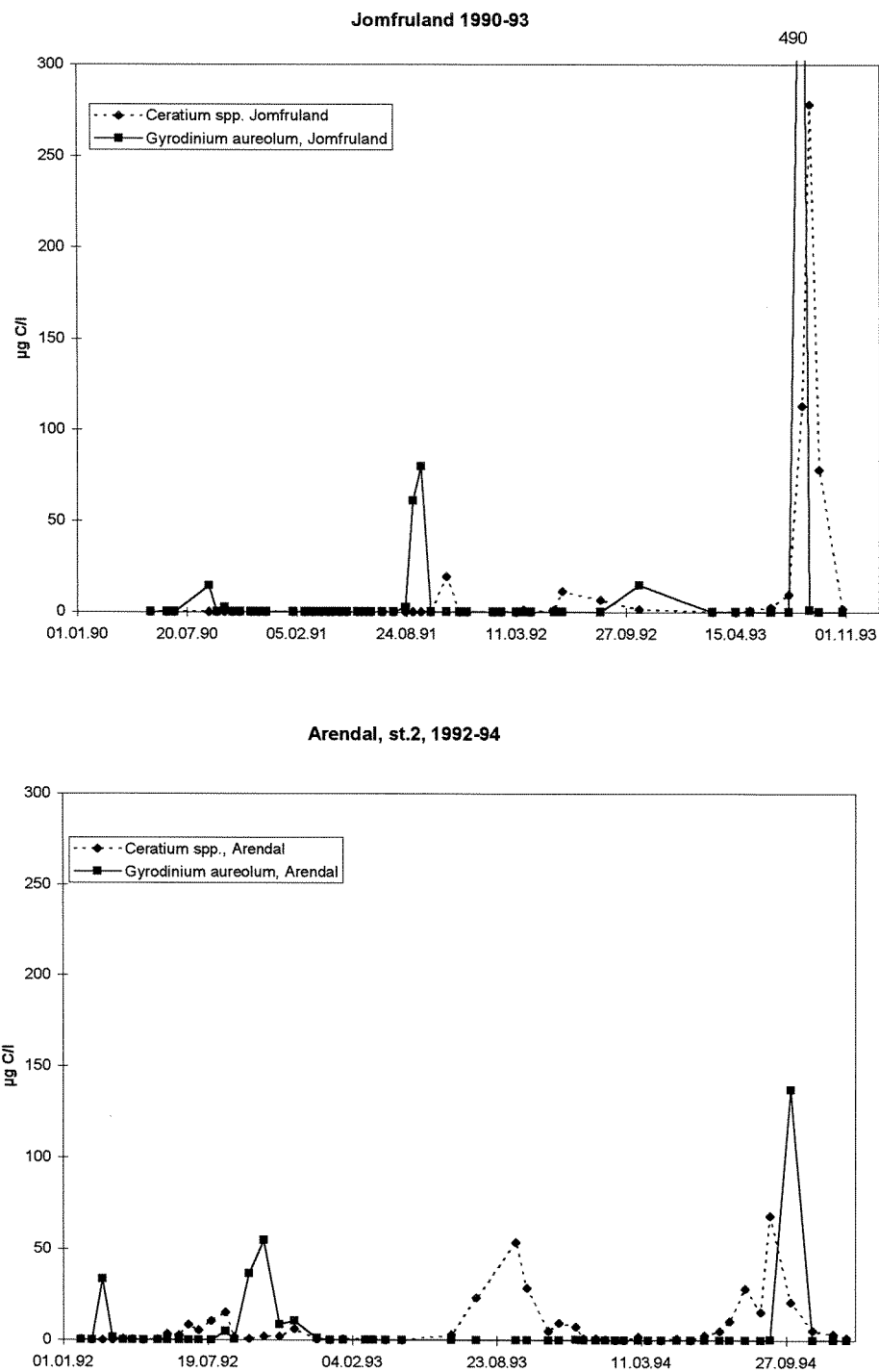
Figur 23. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) for periodene 1980-90 og 90-94 for Arendal st. 2, middel for årstider og vannmasser. Tallene over søylene er antall observasjoner.



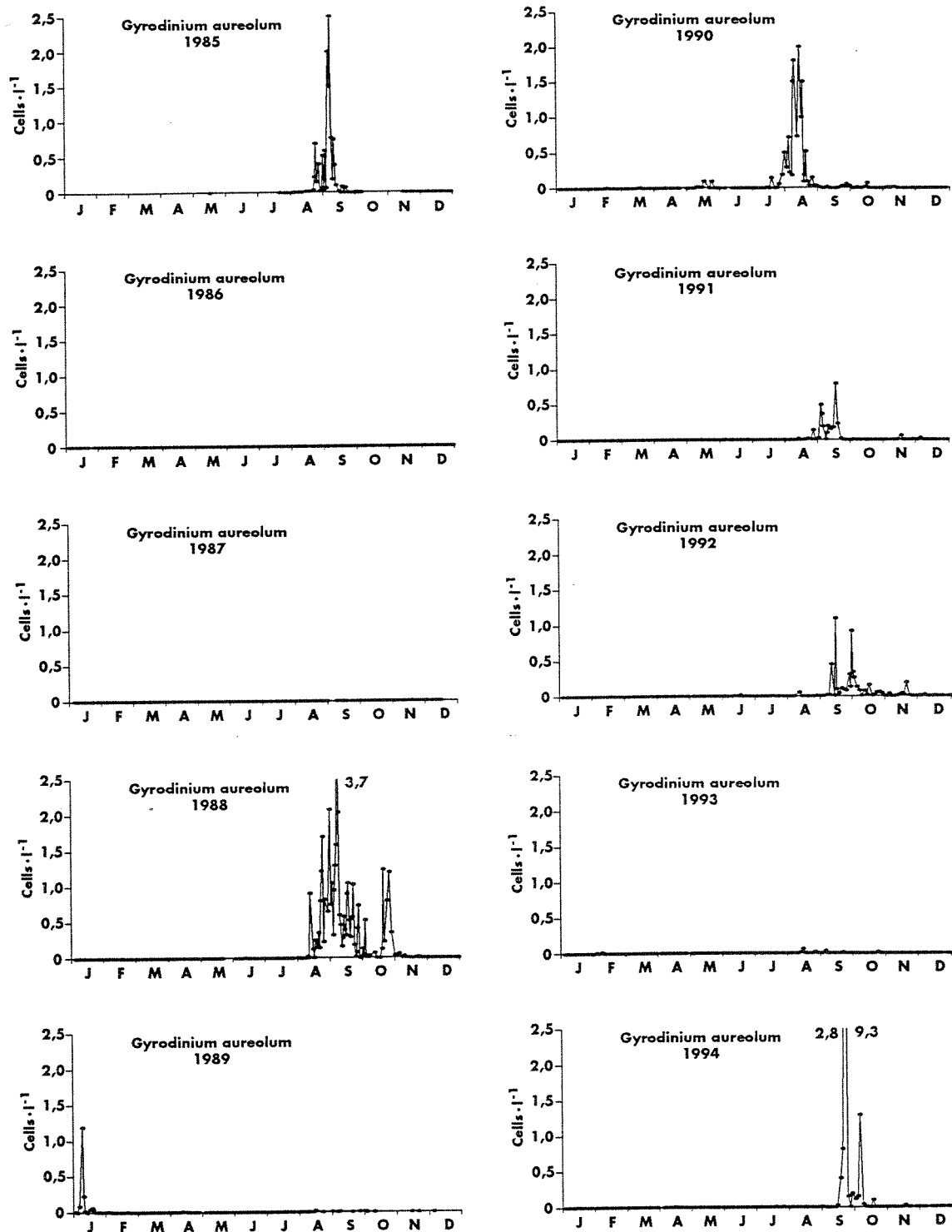
Figur 24. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) for Jomfruland og Arendal St. 2 gjennom perioden 1990-94. Integret verdi for de øvre 30 m.



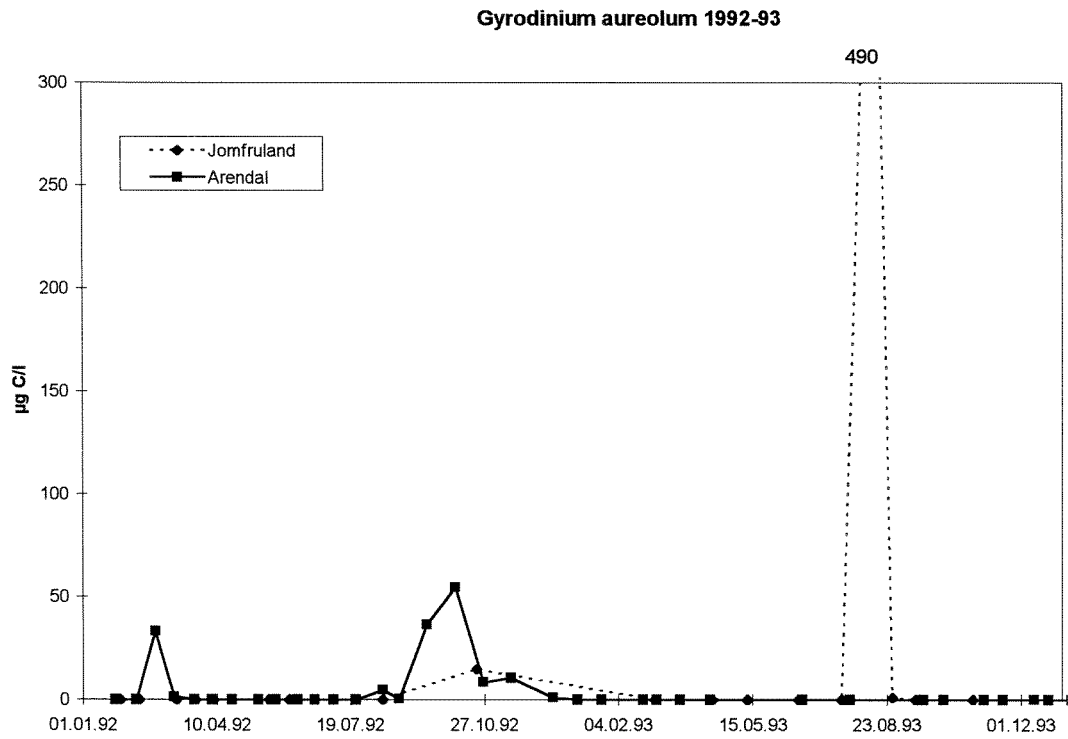
Figur 25. Beregnet algekarbon for integrerte vannprøver fra 0-30 meter fra Arendal for perioden 1992-94.



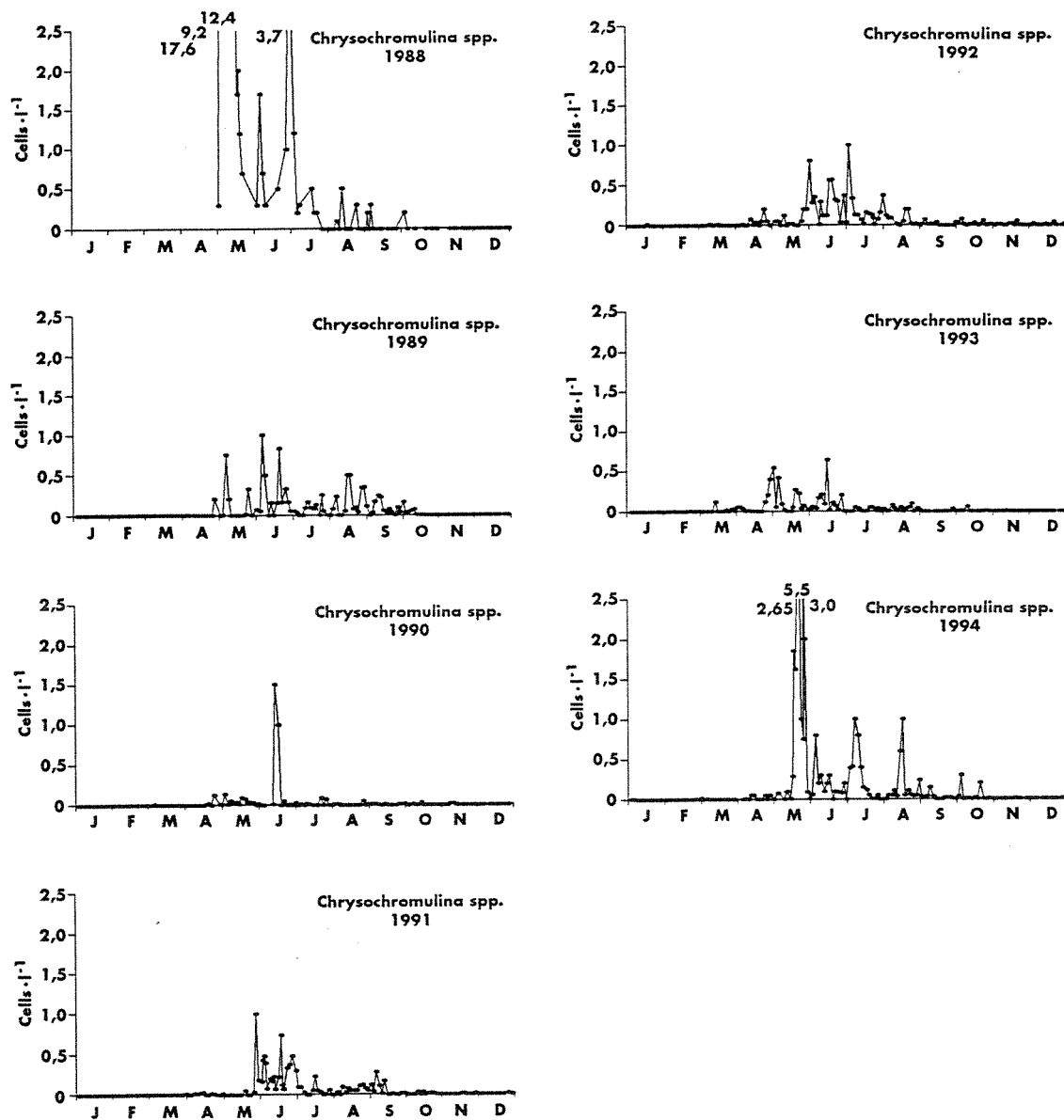
Figur 26. Algebiomasse i form av beregnet karbon for *Ceratium* spp. og *Gyrodinium aureolum* ved a) Jomfruland for perioden 1990-93 og b) Arendal St. 2 for perioden 1992-94.



Figur 27. Forekomsten av *Gyrodinium aureolum* (millioner celler pr. liter) i Flødevigen, Arendal for årene 1985-94. Konsentrasjoner fra 0-3 meters dyp (1989-94), fra 1 meters dyp (1985-87) og 0-5 meters dyp (1988). Målingene er utført 3 ganger pr. uke.



Figur 28. Algebiomasse i form av beregnet karbon for *Gyrodinium aureolum* ved Jomfruland og Arendal st. 2 for perioden 1992-93.



Figur 29. Forekomsten av *Chrysochromulina* spp. (millioner celler pr. liter) i Flødevigen, Arendal for årene 1988-94. Konsentrasjoner fra 0- 3 meters dyp (1989-94 eller 0-5 meters dyp (1988). Målingene er utført 3 ganger pr. uke.

Tabell 10. Antall observasjoner (0-10m) av ulike variable gruppert i tilstandsklasser etter SFTs kriterier for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg & Thélin, 1993). Forklaring av tilstandsklasser: I = god, II = mindre god, III = nokså dårlig, IV = dårlig og V = meget dårlig.

	Vinter (nov.- febr.)					Sommer (mai-sep.)				
	Tilstandsklasser					Tilstandsklasser				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Jomfruland										
Fosfat	30	25	28	0	0	137	1	0	0	0
Tot-P	31	27	28	0	0	132	35	17	0	0
Nitrat	35	11	20	0	0	93	31	11	3	0
Tot-N	51	24	11	0	0	110	49	15	3	0
Klorofyll-a						101	21	11	6	0
Siktedyp						34	10	1	1	0
Jomfrulands- rennen										
Siktedyp						23	9	11	3	0
Arendal St. 2										
Fosfat	39	34	20	0	0	117	7	2	4	0
Tot-P	43	22	28	0	0	76	26	24	3	0
Nitrat	47	31	15	0	0	107	9	8	6	0
Tot-N	75	15	3	0	0	103	21	6	0	0
Siktedyp						33	5	3	0	0
Lista										
Fosfat	37	27	2	0	0	65	6	9	0	0
Tot-P	42	23	1	0	0	48	25	7	0	0
Nitrat	38	26	2	0	0	60	7	11	2	0
Tot-N	66	0	0	0	0	80	0	0	0	0
Klorofyll-a						15	0	2	1	0
Siktedyp						21	4	2	0	0

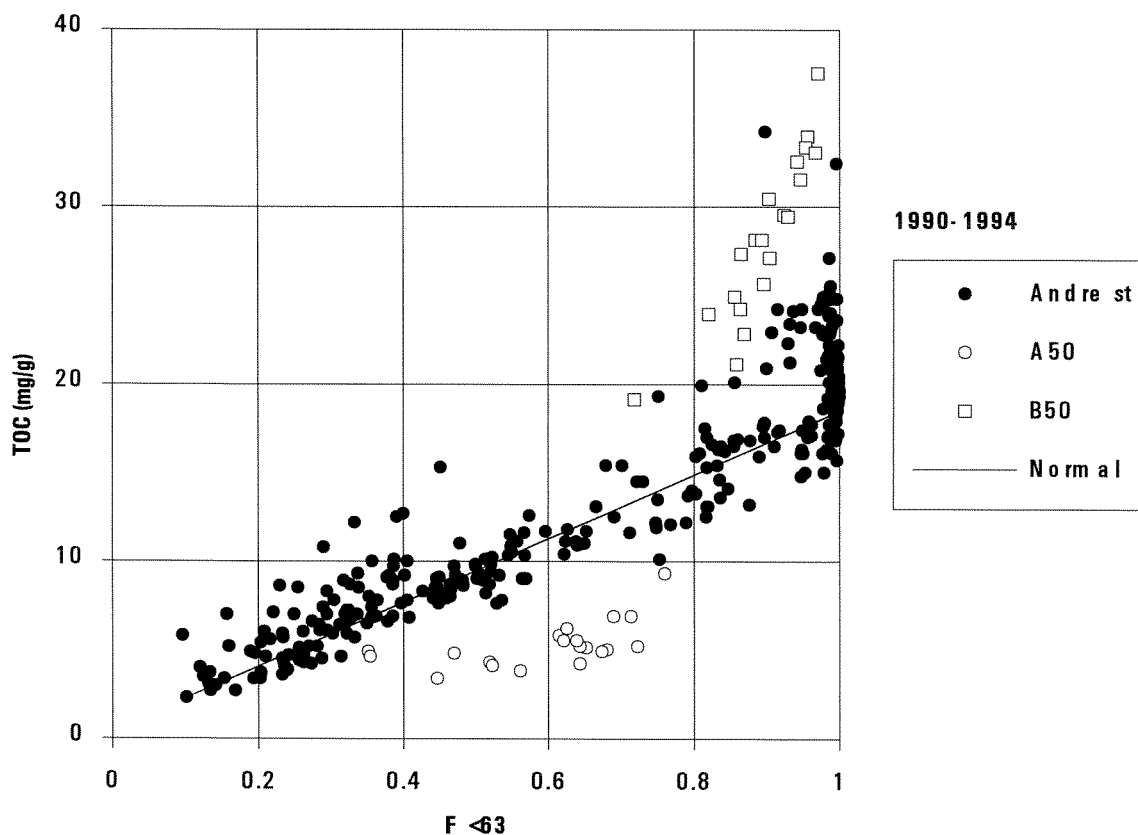
3.3. Bløtbunn

3.3.1. Sedimenter

Innholdet av både total organisk karbon (TOC) og glødetap i sedimentet er sterkt korrelert med sedimentets kornstørrelse. Kornstørrelsen er her uttrykt som andelen (F) av finpartikler (partikler som har mindre diameter enn 63 μm).

Figur 30 viser total organisk karbon (TOC) i hver enkelt grabb i 1990-1994 i forhold til "normallinjen" (se Vedlegg-kap. 2 og Aure *et al.* 1993).

Hvis en tar hensyn til sedimentets innhold av finpartikler, var TOC-verdiene lavere enn normalt på stasjon A50 i ytre Oslofjord. TOC-verdiene var høyere enn normalt på stasjon B50. Dette gjelder alle år. Stasjon A50 er trolig påvirket av sedimentering av finpartikulært mineralsk materiale fra elvetilførsler som tynner ut det organiske materialet. Stasjon B50 ligger nær kysten like utenfor Grimstad og mottar muligens en høyere tilførsel av organisk materiale enn de andre stasjonene. Det var ingen tendens til endringer i perioden 1990 til 1994. Mer utførlige resultater er vist i Vedlegg-kap 2.



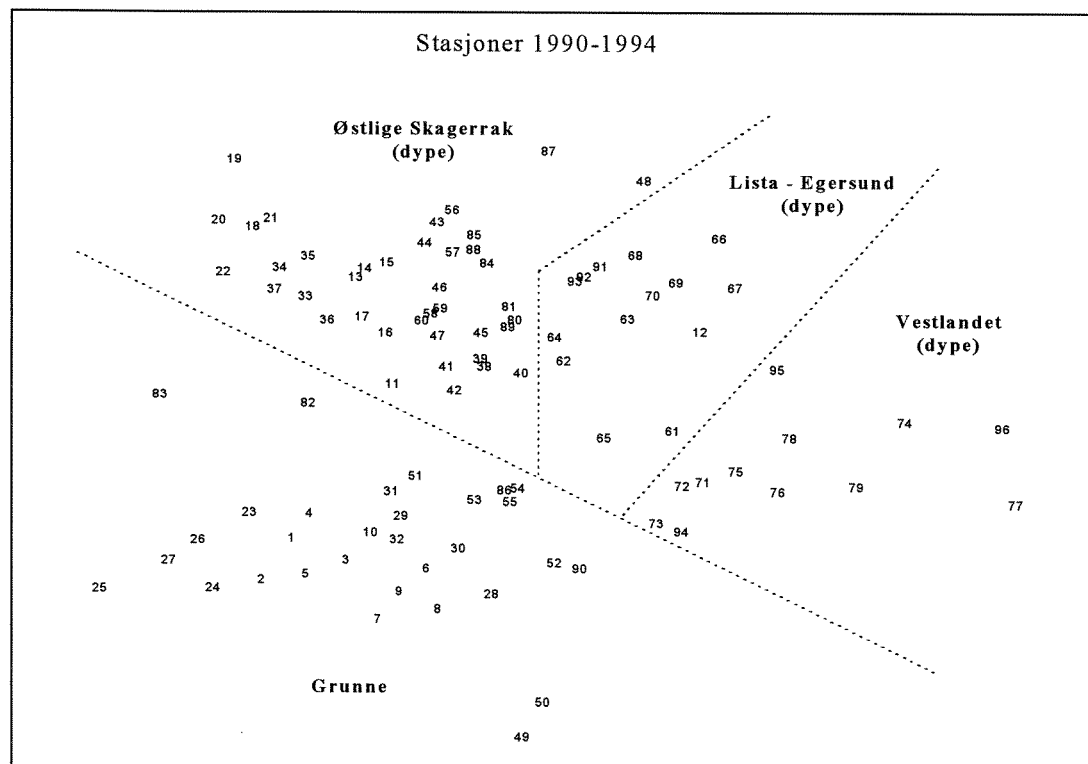
Figur 30. Total organisk karbon (TOC) i hver enkelt grabb i 1990-1994 i forhold til "normallinjen".

3.3.2. Bløtbunnsfauna

Faunaens artssammensetning og likhet mellom stasjonene

Det er gjort en analyse av graden av likhet i faunaen mellom stasjoner og år. MDS-analysen (multidimensional scaling) søker å arrangere prøvene i et diagram slik at alle innbyrdes avstander best mulig samsvarer med graden av ulikhet mellom prøvene. Et MDS-diagram som omfatter alle stasjonene i 1990-1994 er vist i Figur 31. Tabell 11 viser hvilke stasjoner og årstall som tallkodene i figuren representerer. Resultater for tidsutvikling på hver enkelt stasjon er vist i MDS-diagram i Vedlegg-kap. 2. Det er en tendens til forandring i faunasammensetning over tid på samtlige stasjoner unntatt C160 og V380.

Stort sett viste de grunne stasjonene større likhet med hverandre enn med de dype stasjonene, og de dype stasjonene viste større likhet med hverandre enn med de grunne stasjonene. Men også innenfor disse to hovedgruppene var det tydelige ulikheter. En øst-vest gradient synes å framtre, og vestlandsstasjonene (D- og Z-stasjonene) utgjorde en egen gruppe. De dype stasjonene ved Lista og Egersund (C220, C380 og Y320) dannet en overgangsgruppe. I tillegg medførte avvikende fauna på A200 i 1991 at denne havnet i overgangsgruppen. Vanligste arter på stasjonene i den østlige dype gruppen (A360, A460, U340, V380, B190, B200, B350, og X350) var børstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii*, *Tharyx* sp og muslingen *Thyasira equalis*. Også på de dype stasjonene ved Lista og Egersund var *Heteromastus filiformis* og *Paramphinome jeffreysii* vanlige, men mindre dominerende enn på de østlige stasjonene. Vanlige arter på stasjonene i den grunne gruppen var *Chaetozone setosa*, *Amphiura chiajei* og til dels *Diplocirrus glaucus*, *Spiophanes kroeyeri*, og på C120 også *Echysippe vanelli*. *Heteromastus filiformis*, Norges vanligste bløtbunnsfaunaart, var en av de vanligste artene på samtlige stasjoner, men ikke like dominerende overalt. Typiske arter for vestlandsstasjonene var bl.a. børstemarken *Onuphis quadricuspis*, muslingen *Thyasira ferruginea* og pølseormen *Onchnesoma steenstrupi* (Aure et al. 1993).



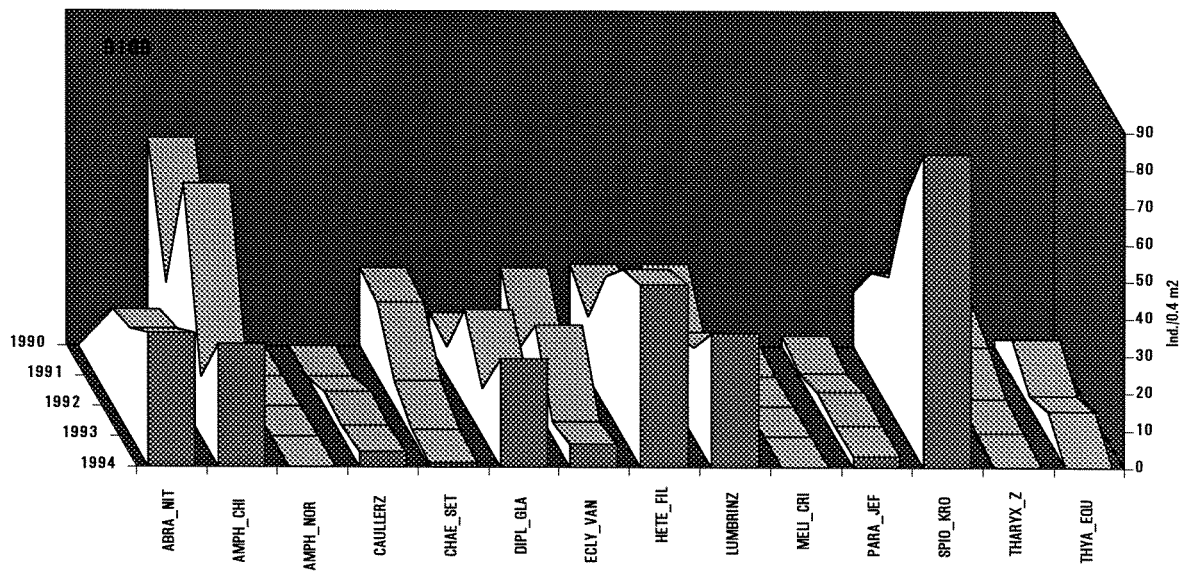
Figur 31. MDS-diagram av ulikheten mellom stasjonene i 1990-1994.

Tabell 11. Stasjoner og årstall knyttet til tallkodene i Figur 31.

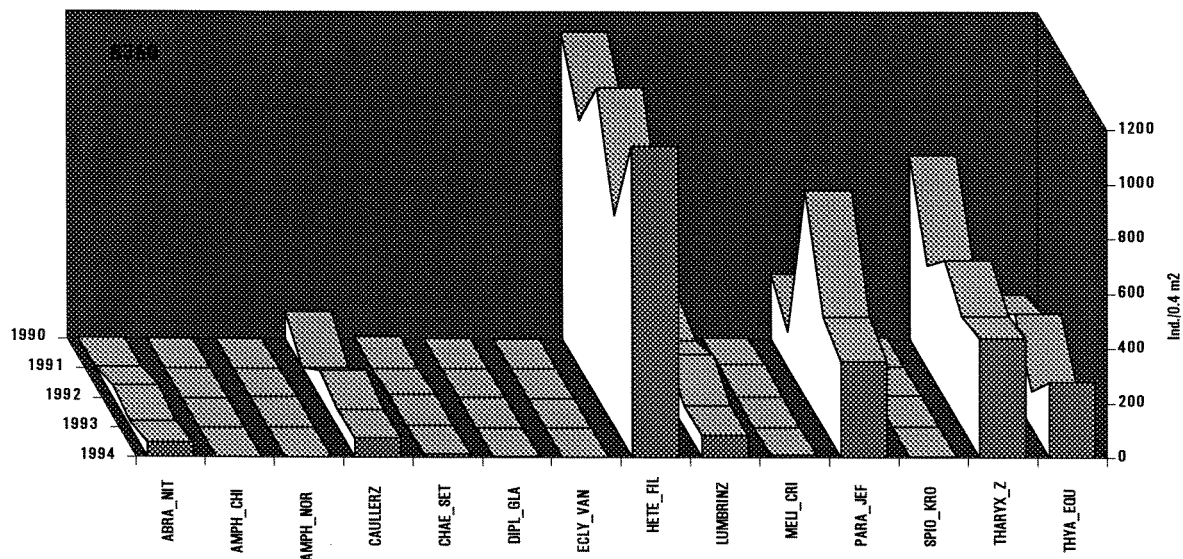
Kode	Stasjon	År	Kode	Stasjon	År	Kode	Stasjon	År	Kode	Stasjon	År
1	A50	1990	25	B50	1992	49	C70	1990	73	D150	1992
2	A50	1991	26	B50	1993	50	C70	1991	74	D200	1990
3	A50	1992	27	B50	1994	51	C120	1990	75	D200	1991
4	A50	1993	28	B100	1990	52	C120	1991	76	D200	1992
5	A50	1994	29	B100	1991	53	C120	1992	77	D300	1990
6	A100	1990	30	B100	1992	54	C120	1993	78	D300	1991
7	A100	1991	31	B100	1993	55	C120	1994	79	D300	1992
8	A100	1992	32	B100	1994	56	C160	1990	80	U340	1993
9	A100	1993	33	B190	1990	57	C160	1991	81	U340	1994
10	A100	1994	34	B190	1991	58	C160	1992	82	W100	1990
11	A200	1990	35	B190	1992	59	C160	1993	83	W100	1991
12	A200	1991	36	B190	1993	60	C160	1994	84	V380	1993
13	A360	1990	37	B190	1994	61	C220	1990	85	V380	1994
14	A360	1991	38	B200	1990	62	C220	1991	86	X120	1992
15	A360	1992	39	B200	1991	63	C220	1992	87	X350	1992
16	A360	1993	40	B200	1992	64	C220	1993	88	X350	1993
17	A360	1994	41	B200	1993	65	C220	1994	89	X350	1994
18	A460	1990	42	B200	1994	66	C380	1990	90	Y100	1991
19	A460	1991	43	B350	1990	67	C380	1991	91	Y320	1991
20	A460	1992	44	B350	1991	68	C380	1992	92	Y320	1993
21	A460	1993	45	B350	1992	69	C380	1993	93	Y320	1994
22	A460	1994	46	B350	1993	70	C380	1994	94	Z130	1990
23	B50	1990	47	B350	1994	71	D150	1990	95	Z200	1990
24	B50	1991	48	B400	1991	72	D150	1991	96	Z260	1991

I Figur 32-33 er 14 vanlige arters individtall i de enkelte år vist for en typisk grunn stasjon (B100) og en typisk dyp stasjon (B350) i det østlige Skagerrak. Figurene illustrerer artenes fluktusjoner fra år til år i undersøkelsesperioden og forskjellene mellom stasjonene. På den grunne stasjonen dominerte slangestjernen *Amphiura chiajei* og børstemarkene *Spiophanes kroeyeri* og til dels *Heteromastus filiformis*. Graden av dominans var mye lavere enn på den dype stasjonen. På den dype stasjonen dominerte børstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Tharyx* sp og *Paramphinome jeffreysii* og i noen grad muslingen *Thyasira equalis*. Tilsvarende figurer for alle stasjonene er vist i Vedlegg- kap.2.

ABRA_NIT	= <i>Abra nitida</i>	Musling
AMPH_CHI	= <i>Amphiura chiajei</i>	Slangestjerne
AMPH_NOR	= <i>Amphilepis norvegica</i>	Slangestjerne
CAULLERZ	= <i>Caulleriella</i> sp	Mangebørstemark
CHAE_SET	= <i>Chaetozone setosa</i>	Mangebørstemark
DIPL_GLA	= <i>Diplocirrus glaucus</i>	Mangebørstemark
ECLY_VAN	= <i>Eclysippe vanelli</i>	Mangebørstemark
HETE_FIL	= <i>Heteromastus filiformis</i>	Mangebørstemark
LUMBRINZ	= <i>Lumbrineris</i> spp	Mangebørstemark
MELI_CRI	= <i>Melinna cristata</i>	Mangebørstemark
PARA_JEF	= <i>Paramphinome jeffreysii</i>	Mangebørstemark
SPIO_KRO	= <i>Spiophanes kroeyeri</i>	Mangebørstemark
THARYX_Z	= <i>Tharyx</i> sp	Mangebørstemark
THYA_EQU	= <i>Thyasira equalis</i>	Musling



Figur 32. De vanligste artenes individtall på stasjon B100 i 1990-1994.



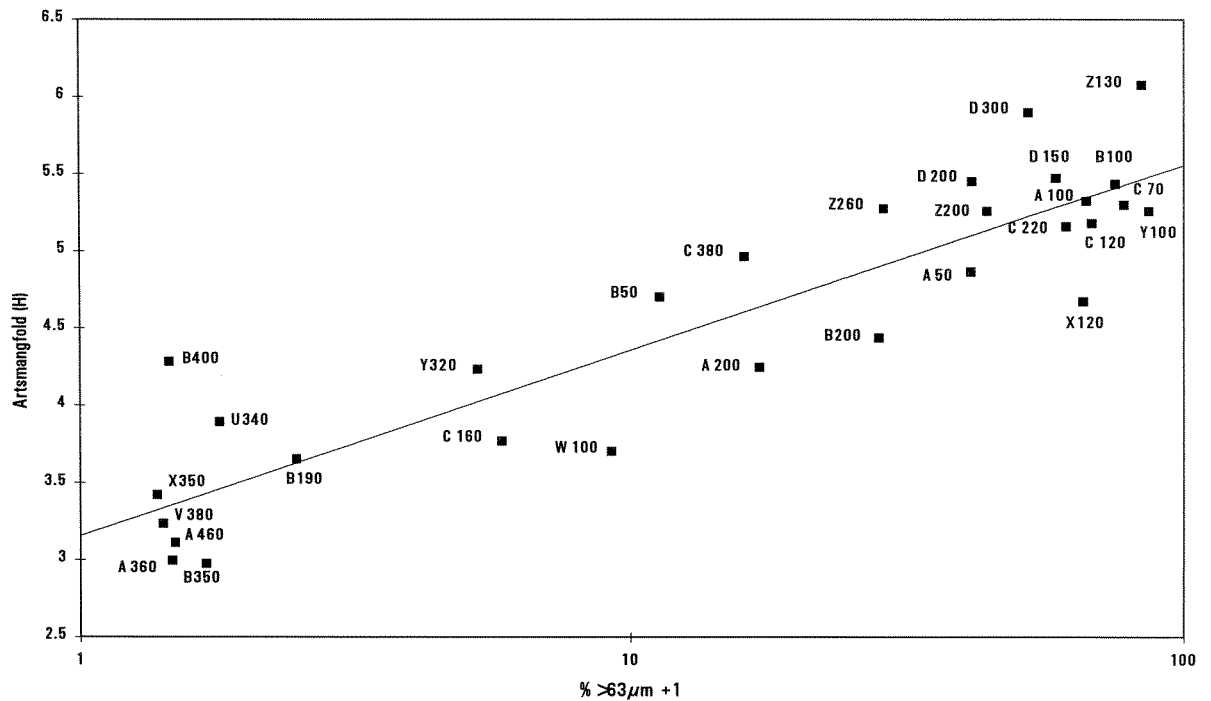
Figur 33. De vanligste artenes individtall på stasjon B350 i 1990-1994.

Artsmangfold - individtetthet

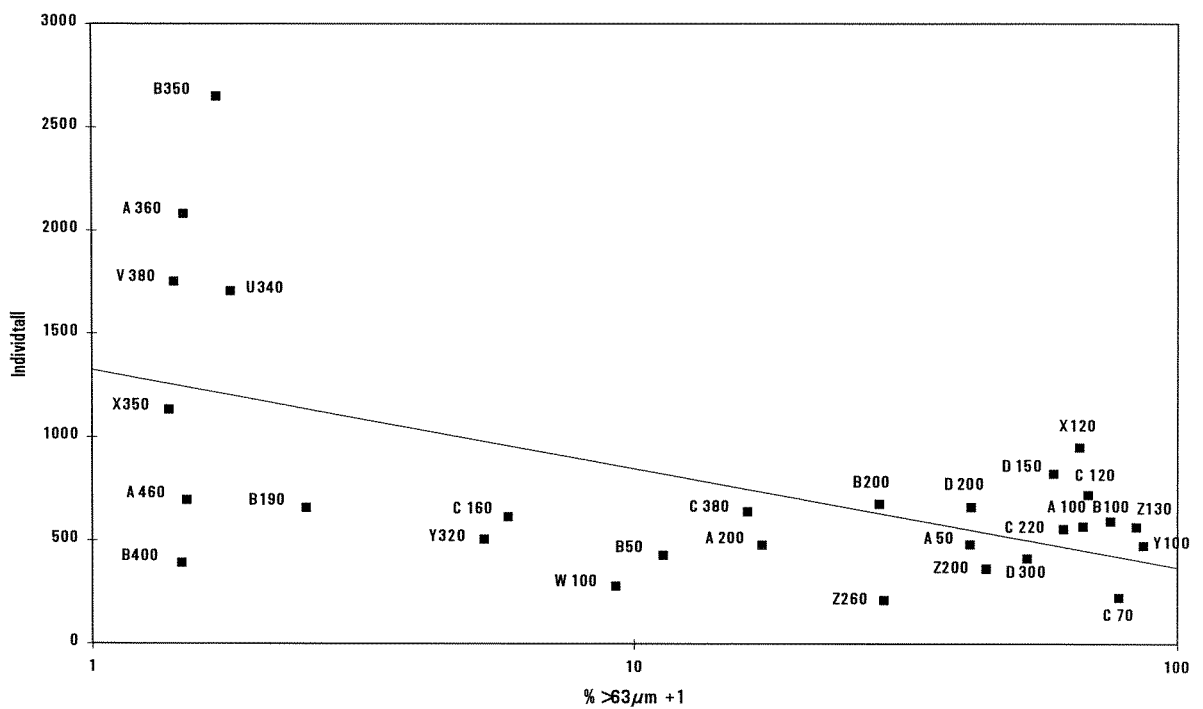
Stort sett var arts mangfoldet høyere på lokaliteter med grovt sediment (fig. 34).

Fire av stasjonene som hadde lavt innhold av grovt materiale hadde høye individtall, men hos de øvrige stasjonene var det ingen sammenheng (fig. 35). De høye individtallene har derfor trolig sammenheng med andre faktorer.

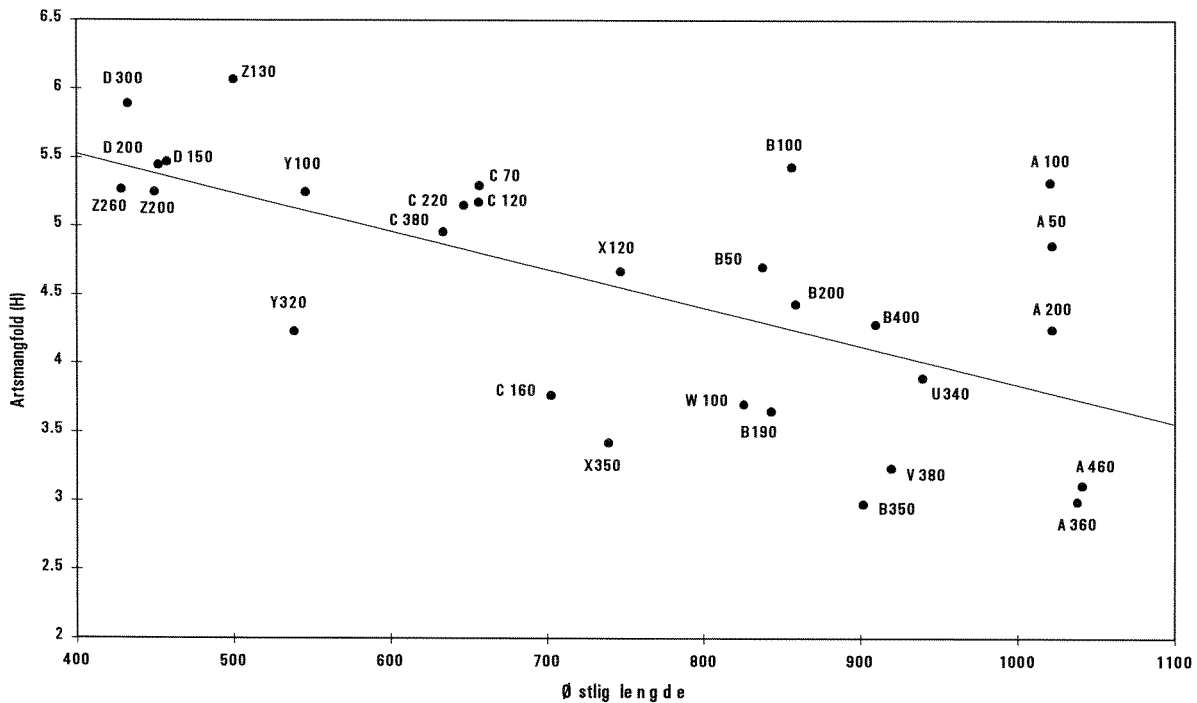
På Figur 36-37 er arts mangfold (H) og individtall plottet mot østlig lengdegrad.



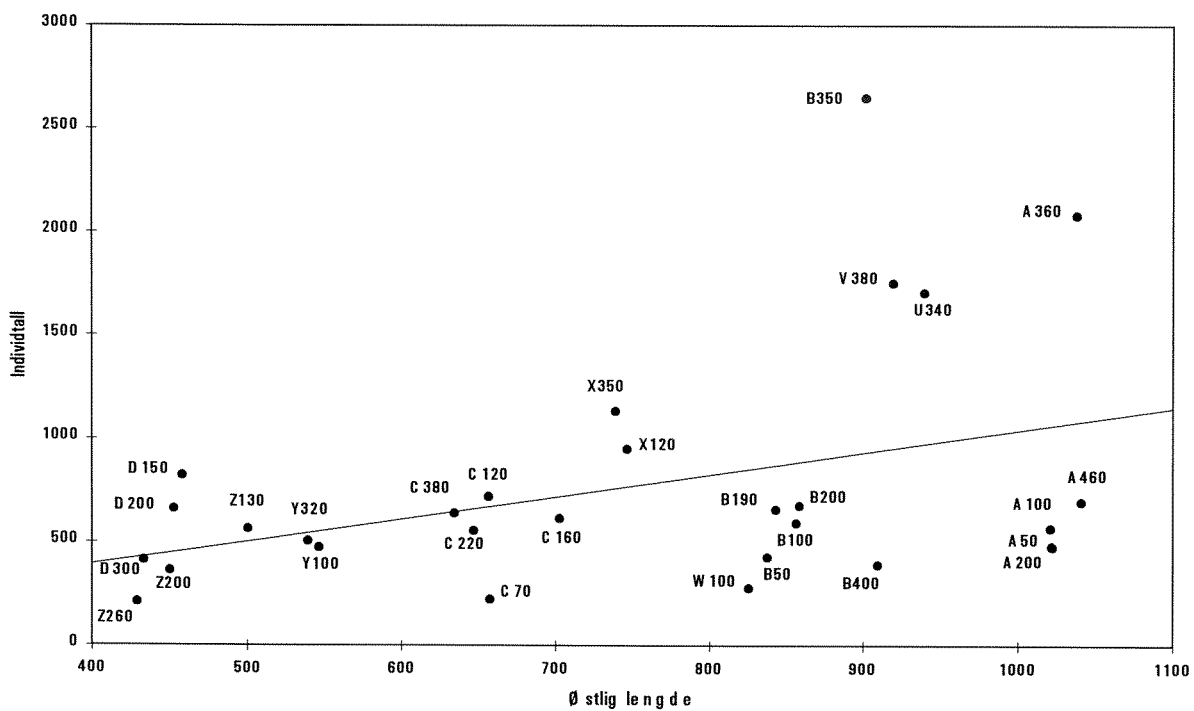
Figur 34. Plott av artsmangfold (H) mot innhold av grovt materiale ($>63\mu\text{m}+1$) i sedimentet på hver stasjon (gjennomsnitt 1990-1994). Regresjonslinjen er vist.



Figur 35. Plott av individtall mot innhold av grovt materiale ($>63\mu\text{m}+1$) i sedimentet på hver stasjon (gjennomsnitt 1990-1994). Regresjonslinjen er vist.

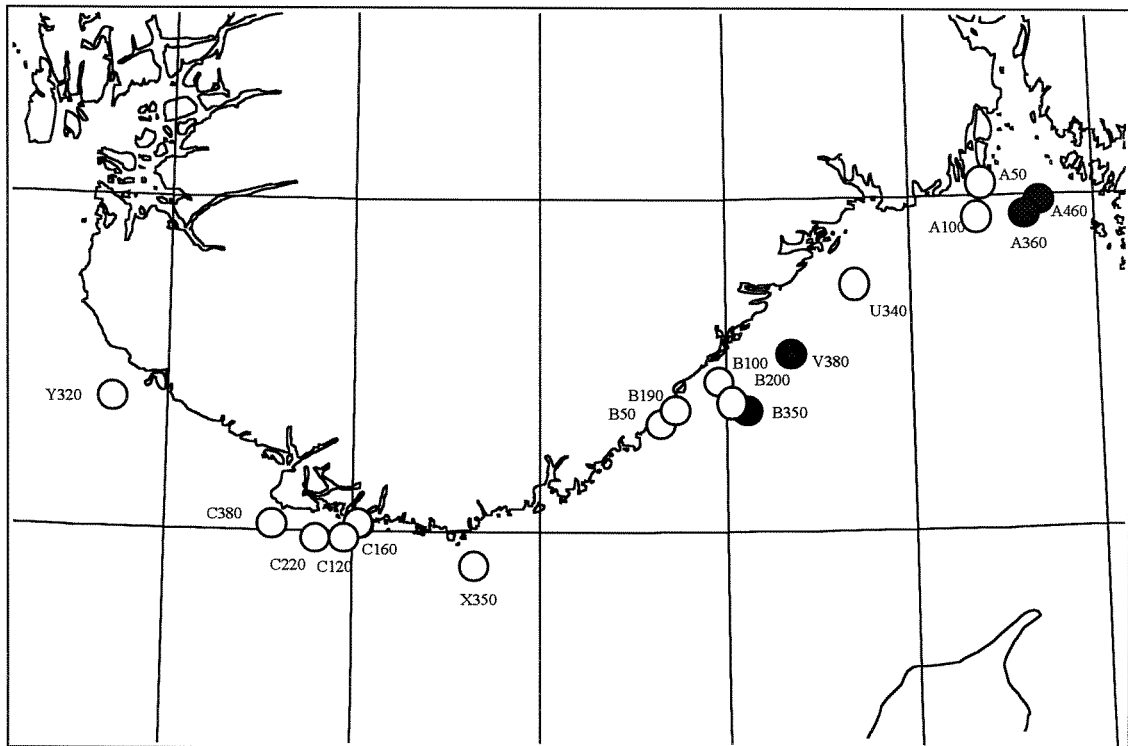


Figur 36. Plott av artsmangfold (H) (gjennomsnitt 1990-1994 for hver stasjon) mot østlig lengdegrad. Regresjonslinjen er vist.



Figur 37. Plott av individtall pr. 0.4 m² (gjennomsnitt 1990-1994 for hver stasjon) mot østlig lengdegrad. Regresjonslinjen er vist.

I Figur 38 er det foretatt en klassifisering av tilstand i 1994, basert på artsmangfold (H eller $ES_{n=100}$), i følge kriterier i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg & Thélin 1993). Klassene er de samme som i tidligere år, med unntak for fjordstasjonen C160 (som i 1991 lå i klasse II) og X350 (som i 1993 lå i klasse II) som begge har vist en liten bedring grunnet økt artsmangfold.



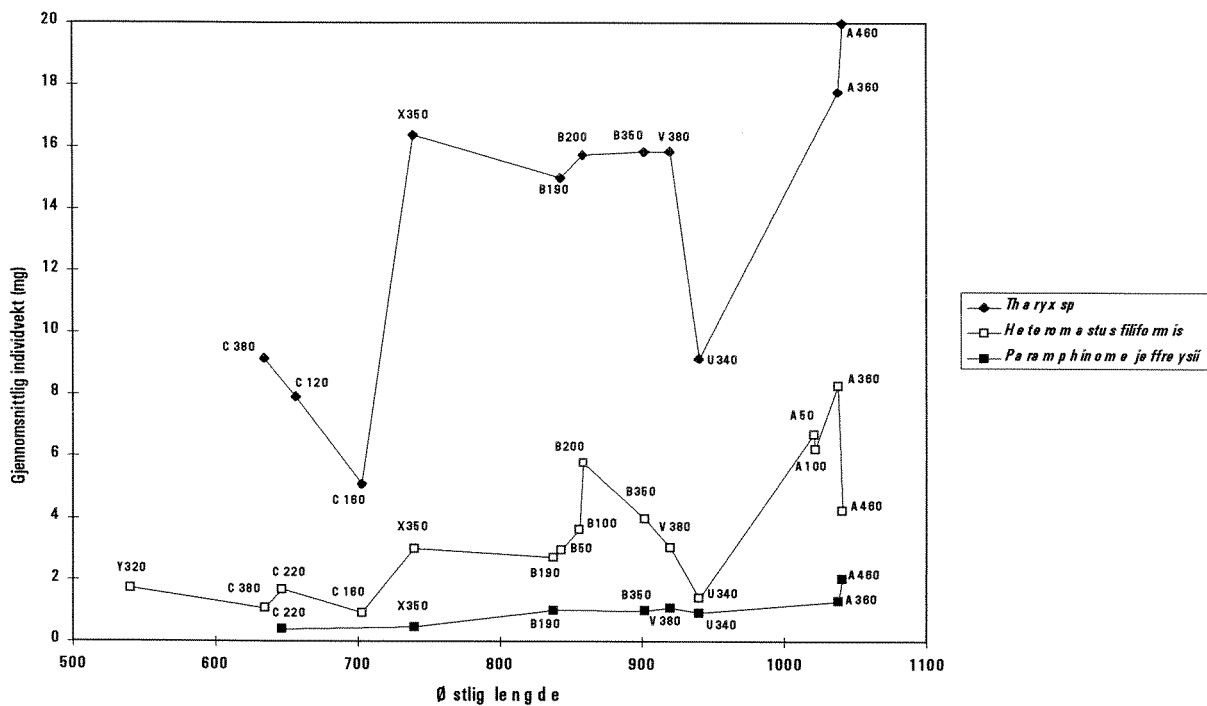
- = Tilstandsklasse I: God tilstand
 ● = Tilstandsklasse II: Mindre god tilstand

Figur 38. Klassifisering av tilstand i 1994, basert på artsmangfold (H eller $ES_{n=100}$).

På de grunne stasjonene og på de vestlige dype stasjonene dominerte ikke de vanligste artene like mye som på de østlige dype stasjonene. Artsmangfoldet ble dermed høyere på de vestlige og grunne stasjonene, selv om ikke artstallet var nevneverdig høyere.

Biomasse

I 1994 ble det målt biomasse av tre av de vanligste børstemarkartene (*Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii* og *Tharyx* sp). Dette ble gjort for å se om det var forskjeller i gjennomsnittlig individvekt hos disse artene mellom stasjonene. Hvis individvekten har sammenheng med tilgangen på næring, kan den brukes som indikator på eutrofiering. Resultatene er vist i Figur 39. Det var en tendens til økende individvekt østover i undersøkelsesområdet.



Figur 39. Gjennomsnittlig individvekt (milligram) av tre børstemarkarter i 1994 (alle individer veid sammen).

Konklusjon

De høye individtallene på enkelte dype stasjoner øst for Lista: A360 (ytre Oslofjord), U340 (utenfor Kragerø), V380 (utenfor Lyngør) og B350 (utenfor Arendal) (fig. 37), samt det lave artsmangfoldet: A360 og A460 (ytre Oslofjord), B350 (utenfor Arendal), V380 (utenfor Lyngør) og til dels X350 (utenfor Mandal) (fig. 36) kan tyde på større næringstilgang for bunnfaunaen i disse områdene. Dette kan skyldes større primærproduksjon og/eller spesielle hydrofysiske forhold som medfører større sedimentasjon av organiske partikler. Det lave artsmangfoldet hadde først og fremst sammenheng med de høye individtallene til noen dominerende arter. De dominerende artene var hovedsakelig børstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii* og *Tharyx spp*, samt muslingen *Thyasira equalis*. Disse tilhører en gruppe arter som er kjent for å kunne øke i individtall og dermed bidra til lavere artsmangfold ved bl.a. økt organisk belastning (Pearson & Rosenberg 1978; Rygg 1995b). Deres høye individtall på de ytre (dype) stasjonene øst for Lista (fig. 33) styrker indikasjonen på at de organiske tilførselene til bunnen er større der enn ellers i undersøkelsesområdet.

Tendensen til økende individvekt østover samsvarer med gradienten i artssammensetning, individtetthet og artsmangfold.

Samlet tyder resultatene på at næringstilgangen er større i de østlige områdene av Skagerrak enn i de vestlige områdene. Det er ikke fastslått om, eller i hvor stor grad, forskjellene mellom områdene skyldes antropogene tilførsler av næringsstoffer. Det var ingen synlig tendens til endring over tid på noen av stasjonene.

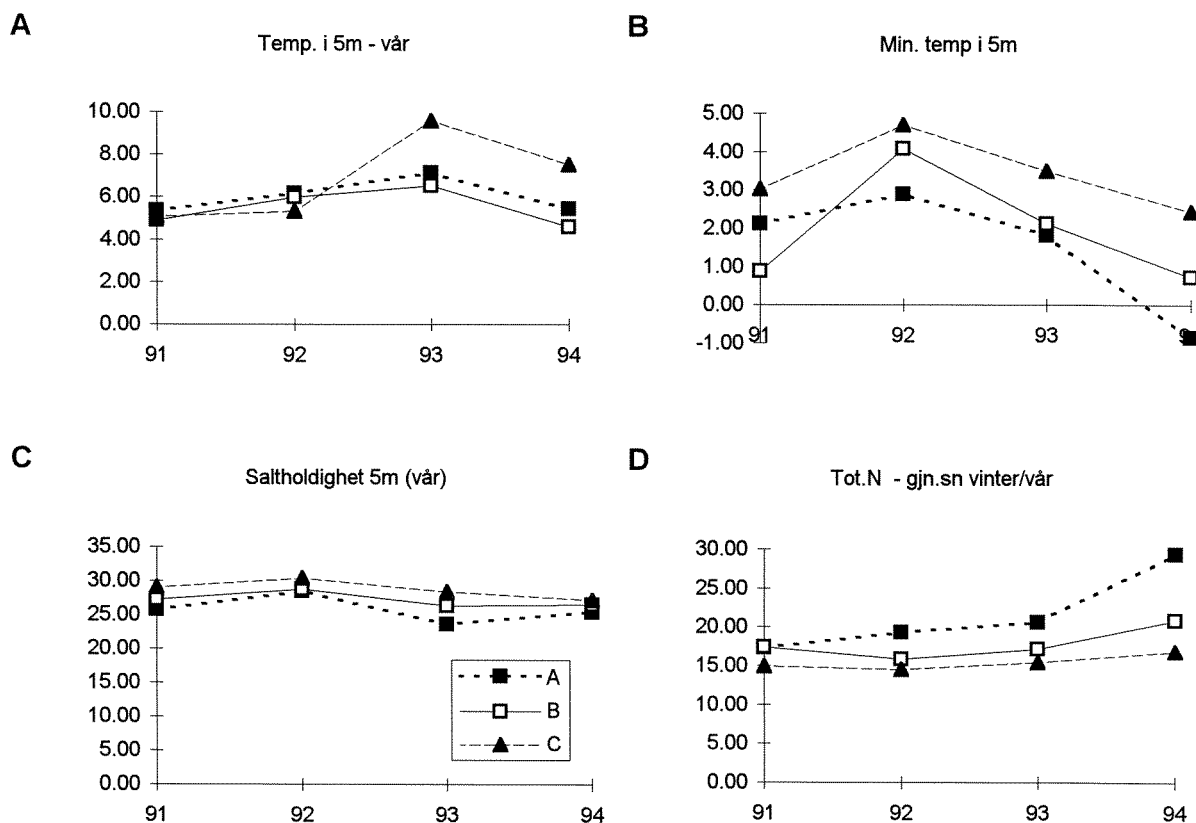
Noe av gradienten i faunabildet kan også ha sammenheng med zoogeografiske faktorer. I de vestlige områdene vil rekrutteringsmulighetene for arter fra områdene utenfor Skagerrak være gunstigere.

3.4. Hardbunn

Noen av hydrografiundersøkelsene, med spesiell betydning for hardbunnsamfunn, er fremstilt i 4 enkle figurer (fig. 40). I figur 40a vises middlere temperatur i 5m dyp over 3 måneder (mars-mai) innen hovedområdene A, B og C for årene 1991-94. Det er en tydelig samvariasjon i temperaturen, med jevnt over laveste temperaturer i 1991 og 1994 unntatt for område C som hadde lavere middeltemperaturer i 1991 og 1992 enn i 1994. En skal imidlertid merke seg at minimumstemperaturen i området C likevel har vært lavest i 1994 (fig. 40b). Område C hadde også en meget høy midlere vårtemperatur i 1993 i forhold til de andre områdene (fig. 40a). En må her være oppmerksom på at område C kjennetegnes ved at det til tider forekommer "up-welling" av kaldt dypvann.

I figur 40b vises minimumstemperaturen fra vinterperioden (des.-feb.). Område A hadde lange perioder med minustemperaturer i vannsøylen helt ned til 20m 1994. Dette har sannsynligvis hatt innvirkning på utvikling av algevegetasjonen i område A og tildels være tilfelle for område B.

Saltholdigheten viste ingen tydelige forskjeller mellom områdene. Område A har imidlertid lavest saltholdighet i overflaten og saltholdigheten øker jo lengre vest en kommer (se også kap 3.1).



Figur 40. Variasjon i temperatur (C°), saltholdighet (‰) og totalt nitrogen (µg/g-Tot.N) i områdene A, B og C (vår = mars-mai, vinter = desember-februar) for perioden 1990-94.

Innholdet av næringsstoffer varierte i både rom og tid (fig. 40d, se kap 3.1). En kan merke seg at totalt nitrogeninnhold i de øvre 30m er høyest i område A og avtar vestover. I 1994 forekom høye konsentrasjoner av totale (fig.40 d, se kap 3.1)

Dragkreften i sjøen er forskjellig mellom hovedområdene. Et mål for dragkrefter kan være bølgehøyde. Torbjørnskjær representerer område A og her har bølgehøyden vært gjennomsnittlig 0.7 og 0.6m (HmO) i mai og juni over perioden 1990-1994. Torungen, Lista og Sotra representerer henholdsvis områdene B, C og D. Disse har følgende gjennomsnittlige bølgehøyder; 0.8 og 0.6m, 1.3 og 1.0m, 2.0 og 1. (Oceanor *pers. medd.*). Dragkreftene i sjøen øker altså fra område A mot område D. Dette vil ha betydning for utbredelsen av arter i de forskjellige områdene.

Vedleggsrapporten (kap. 3) inneholder en beskrivelse av hver enkelt stasjon som omfatter:

- Beskrivelse av stasjonen med kart og dybdeprofil av transektet.
- Resultater fra transektundersøkelsene (alger og dyr hver for seg) i form av tabeller med antall arter, sum forekomst, dominansindeks, diversitet, jevnhet og de 5 vanligste artene for hvert år. Dominansprofiler (kun alger). Dendrogram og MDS-plott som illustrerer ev. forandringer i artssammensetning over tid.
- Resultater fra ruteundersøkelsene i form av tidsutvikling og forekomst av følgende kategorier: alger og dyr; brun-, grønn- og rødalger; solitære- og kolonidannende dyr; rovdyr, algeetere og filtrerere. Dessuten er antall arter, sum forekomst, dominansindeks, diversitet, jevnhet og de 4 vanligste alger og dyr fremstilt i tabell. Dendrogram viser forskjeller i artssammensetning mellom ruter og over tid.
- Utbredelse av tareskog i dyp og over tid.
- Forekomst av 6 kategorier funnet v.h.a. stereofotografering.

Dessuten inneholder vedleggsrapporten tabeller over alle arter som er blitt registrert, enkelte analyseresultater, figurer som viser dybdeutbredelse over tid på alle stasjonene for utvalgte arter samt bakgrunnsdata for tareskogs- og strandsonundersøkelsene.

3.4.1. Dykketransekt

Alge- og dyresamfunn på hardbunn ned til 30m, ble undersøkt på 27 stasjoner ved dykking, på strekningen Hvaler - Fedje. Stasjon A1 ved Hvaler utgår fra programmet da den har vist seg å være meget forskjellig fra de andre stasjonene mht. artssammensetning og andre karakteristika. Undersøkelsene i fjæresonen bekrefter dette. Ettersom en har forsøkt å tilstrebe et utvalg av innbyrdes like stasjoner innenfor hovedområdene, vil stasjonen ved Tisler (A1) ikke være egnet og er derfor utelatt fra samfunnsanalysene.

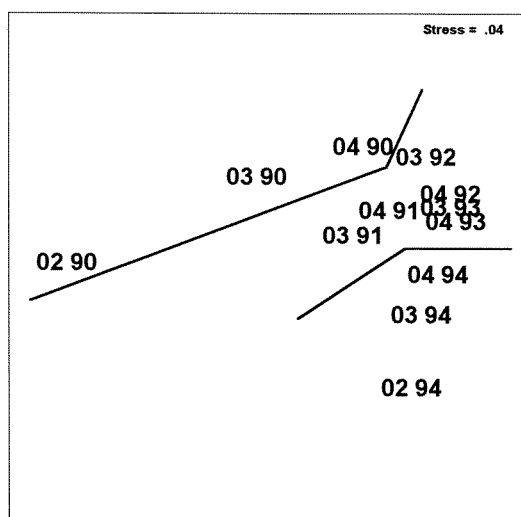
Totalt er det blitt registrert 454 arter (535 taxa) under transektregistreringene i kystovervåkingsprogrammet. Av disse er 262 dyr (318 taxa) og 192 alger (212 taxa). I beregningene inngår observasjoner ned til 24m dyp på 12 stasjoner fordelt på fire områder (A, B, C og D).

Transektregistreringer - Alger

Hovedtrekk i algevegetasjonen kan summeres opp som følger:

Område A

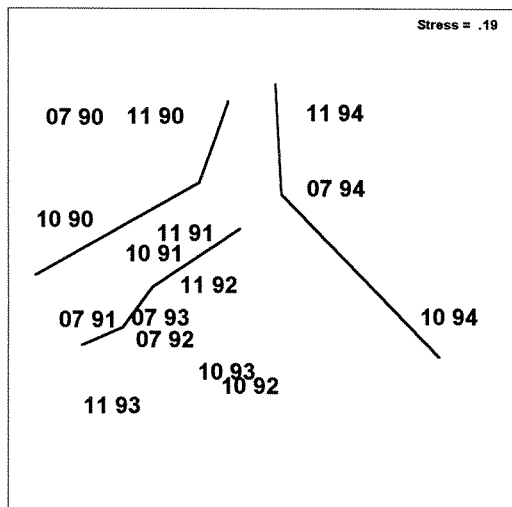
- Stasjon 01 - Tisler var så forskjellig i samfunnsstruktur at den ikke var sammenlignbar med de andre stasjonene i området. Stasjonen var grunnere enn alle andre - bare 12m. Den ble derfor utelatt fra kystovervåkningsprogrammet. Stasjonen virket noe eutrof med større forekomster av filamentøse påvekstalger enn på de vestlige stasjoner i område A. Dette kommer også til uttrykk i strandsoneregisteringene (kap. 3.3.5)
- Dominansen var høyest i 1994 tett fulgt av 1991. Alle andre indekser var lavest i disse årene (se vedleggsrapporten- kap. 3). Dette kan settes i sammenheng med de lave temperaturer i 1991 og spesielt 1994 i området (fig.40)
- Lav forekomst av små filamentøse alger som vanlig rekeklo, aspargesalge, vanlig havdun, fargedokke samt småfagerving i 1994 (fig. 45), kan også settes i sammenheng med lav vintertemperatur og mer gjenvækst av stortare. I 1994 var tilveksten av disse algene ikke kommet så langt som i foregående år. Ellers karakteriseres området av høy forekomst av rødalger.
- Forekomst av stortare økte betydelig fra 1990 til 1993 (fig.45), mens en reduksjon ble registrert i 1994. Det ble observert store forekomster av små tareplanter (høyst sannsynlig stortare), spesielt i 1992. Denne gode rekrutteringen falt sammen med en mild vinter (fig 40.). Vinteren 1994 var meget kald og det ble dette året ikke registrert like store forekomster av små tareplanter.
- Artssammensetningen i 1990 og 1994 skilte seg tydelig fra de andre årene. 1991 antydes å være forskjellig fra 1992 og 1993 (fig 41).
- Gjennomsnittlig mengde av nitrogenforbindelser i vann (målt som nitrat + nitritt) var meget høy i 1994. Dette kan settes i sammenheng med flere faktorer som at
 - 1) tilveksten av fastsittende alger og dermed forbruket av nitrogen, var forsinket i forhold til 1992 og 1993.
 - 2) stor flom i Nord-Europa med dertil økende næringssaltforbindelser i vannet.



Figur 41. Gruppering av stasjoner / år mht. artssammensetningen av alger innen hovedområde A over årene 1990 til -94. Stasjon 02 ble bare registrert i 1990 og i 1994. Heltrukket linje: gruppering mellom år.

Område B

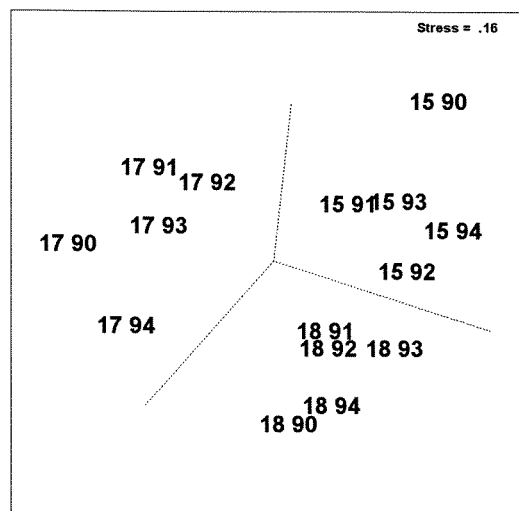
- Noe høyere dominans i 1994 og tildels i 1991 enn de øvrige årene preger område B, men utslagene var ikke så utpregete som i område A. Temperaturen var lav i 1991 og spesielt i 1994 (fig. 40) noe som kan ha innvirket på dominansen.
- Forekomst av alger var relativ jevn fra 1990 til 1993, men i 1994 viste alle stasjoner en tydelig reduksjon i forekomst, diversitet og jevnhet (b,d,e i vedlegg hardbunn). Det var spesielt st.11 som i størst grad fluktuerte sammen med temperatur-svingningene (fig. 40). St. 11 ligger forholdsvis beskyttet og kan kanskje derfor reagere sterkere på slike årlige temperaturvariasjoner som er sterkt knyttet til lufttemperaturen.
- Det ble registrert rikelige mengder med filamentøse rødalger som aspargesalge, fagerdokke, vanlig rekeklo samt småfagerving i 1990, mens de i 1994 nesten ikke ble registrert (fig. 45). Lav temperatur i 1994 kan være en medvirkende faktor fordi den forsinket tilveksten dette året. I tillegg kan det også skyldes en stor gjenvekst av stortare (fig. 45) som reduserer lystilgangen ved bunnen. Stortare er en nøkkelart som i høy grad er bestemmende for et eksponert områdes samfunnsstruktur.
- I området har gjenveksten av stortare vært fremtredende, spesielt i 1992 og 1993 (fig. 45). I 1994 ble også her registrert en reduksjon i mengden (fig. 45). Forekomsten av stortare var omvendt korrelert til forekomst av sukkehare (Vedleggsrapp. -kap. 3). Slike konkurranseforhold mellom stortare og sukkehare er også beskrevet av Kain (1979) og Sjøtun (1993).
- Samfunnsstrukturen i området viste tydelige forskjeller mellom år (fig. 42). Utviklingen var lik den i område A. Alle årene var ulike unntatt 1992 og 1993 som var svært like. Samfunnsstrukturen i 1990 og 1994 var mest ulik hverandre (fig. 42). De samme særtrekk ble funnet også i område A.



Figur 42. Gruppering av stasjoner/år mht. arts-sammensetningen av alger innen hoved-område B over årene 1990 til -94. Heltrukket linje: gruppering mellom år.

Område C

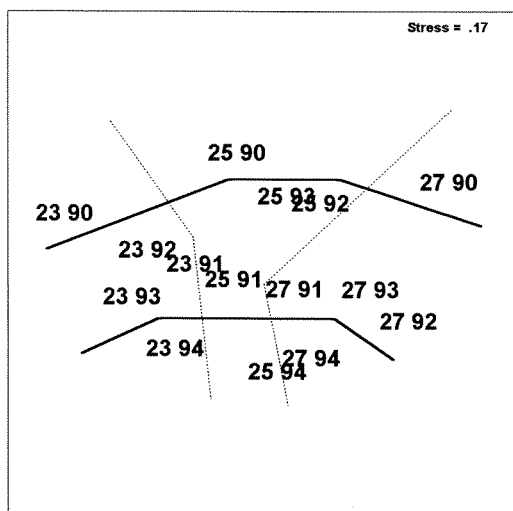
- Temperaturfluktuasjonene fra et år til neste var mindre entydige i område C enn i områdene A og B. Den høye temperaturen i overflatelaget om våren i 1993 var spesiell siden vintertemperaturen i vannet hadde vært lav (fig. 40). Området er dessuten kjent for å ligge i en bakevje av kyststrømmen og "up-welling" av kaldere vannmasser karakteriserer området inne ved Listafjorden.
- Innen området var dominanskurvene forholdsvis like, men 1994 hadde noe høyere dominans enn de andre årene. Den samme tendens ble registrert i områdene A og B.
- Forekomst av alger var noe høyere i 1992 og 1993 enn de andre årene (Vedlegg-kap.3). Som i område A og B var artsantall, dominansindeks og diversitet høyest i 1993 og lavest i 1994 (Vedlegg-kap.3).
- Reduksjonen av filamentøse rødalger i 1994 kunne også spores i området C, men bare på st. 17 (fig. 45).
- Området har store forekomster av stortare, spesielt på stasjon 15 og 18 (fig. 45). På st. 17 og 18 økte forekomstene fram til 1993, mens det i 1994 ble registrert en reduksjon på stasjon 18. Forekomsten av stortare på stasjon 15 varierte lite over perioden.
- Området C danner en overgangssone over til Vestlandet. Dette tolkes ut fra at en her finner arter som er karakteristisk både for Vestlandet og for Skagerak. Stasjon 17 viser flere likhetstrekk med stasjonene i Skagerrak (st 02 - 11). Stasjon 17 ligger også mer beskyttet enn de andre to i området. Arts sammensetningene er signifikant forskjellig mellom stasjonene ($p < 0.00$), men ikke over tid og stasjonene grupperes derfor anderledes enn i områdene A og B. (fig. 43).



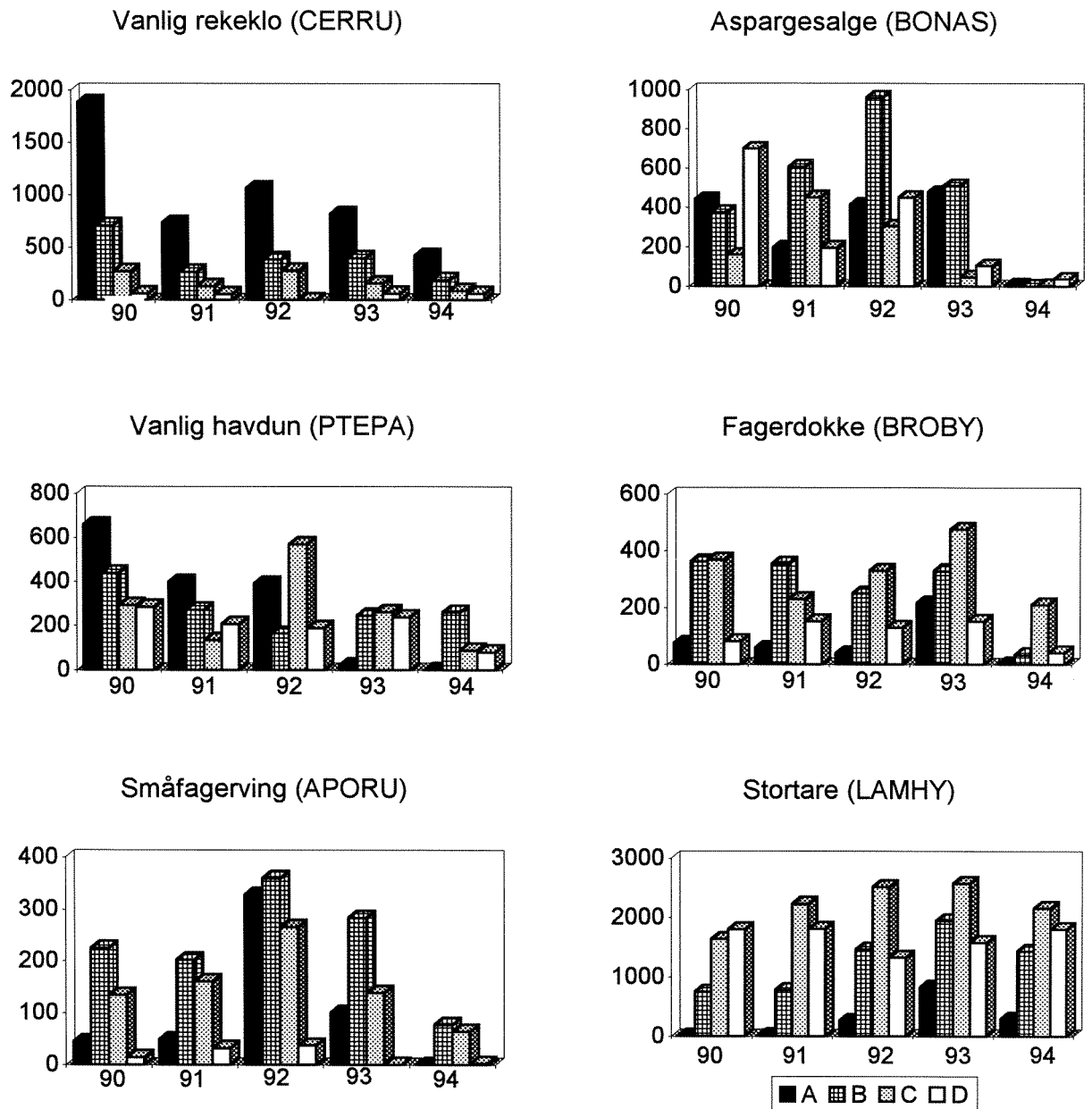
Figur 43. Gruppering av stasjoner/år mht. arts-sammensetningen av alger innen hoved-område C over årene 1990 til -94. Stiplet linje: gruppering mellom stasjoner.

Område D

- Dominansprofilene i området varierte noe både mellom stasjoner og over tid. En høy dominans kunne spores i 1994, men bare på st. 27. Stasjon 25 hadde den flateste dominansprofilen i 1994, mens st. 23 ikke viste noen tydelige forskjeller mellom årene.
- Antall arter økte svakt fra 1990 til 1993 (Vedlegg-kap.3). I 1994 var det en antydning til nedgang i antall arter og forekomst, samt en reduksjon i jevnhet (Vedlegg-kap.3). Stor variasjon i dominans i jevnhet, antall arter og forekomst, resulterte i svingninger i diversiteten fra ett år til neste (se vedleggsfigur). Igjen var diversiteten lavest i 1994, men den varierte lite fra ett år til neste. Tendensene som ble observert i områdene A, B og C, kunne antydes innen området, men de var mindre entydige. Ettersom vi ikke har noen hydrografiske data fra området, kan sammenhenger med hydrografi vanskelig vurderes. Kyststrømmen går langs kysten fra Jomfruland/Færder og helt opp i Barentshavet og påvirker forholdene langs kysten om så noe mer svakere etterhvert. Særtrekk i de hydrografiske forhold som ble funnet i Skagerrak og videre ved Lista, vil derfor også kunne antas å innvirke på Vestlandet, om så i mindre grad. Enkelte særtrekk i indeksene har derfor mest sannsynlig sammenheng med variasjon i hydrografi.
- Noen filamentøse og små bladformete alger (fig. 45), viste en liten økning fra 1990 til 1993 for så å avta igjen i 1994, men tendensene var ikke entydige innen området slik de var for stasjonene øst for st 18.
- Forekomsten av stortare varierte ikke slik som de andre hovedområdene. Det ble ikke observert en nedgang i forekomst innen området i 1994 slik som innen de andre hovedområdene (fig. 45). De årene forekomster av stortare avtok, økte forekomsten av sukkertare signifikant ($p < 0.01$). Dette er gjengitt i vedleggsrapportens kap. 3.
- Artssammensetningen innen området varierte forholdsvis lite i rom og tid. 1990 var noe forskjellig fra perioden 1991 til -93 ($p = 0,03$), mens den igjen endret seg noe i 1994 (fig. 44). Forskjellen var størst mellom 1990 og 1994. Dette er likt det mønster som ble funnet i områdene A og B. I område C var forskjellen mellom stasjonen så stor at det overskygget en eventuell tydelig forskjell mellom årene. I område D kunne en ikke skille stasjonene fra hverandre i signifikant forskjellige grupper.



Figur 44. Gruppering av stasjoner/år mht. arts-sammensetningen av alger innen hoved-område D over årene 1990 til -94. Stiplet linje: gruppering mellom stasjoner. Heltrukket linje: gruppering mellom år.



Figur 45. Relativ forekomst (se metodekap.) av vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*), aspargesalge (*Bonnemaisonia aspargoides*), vanlig havdun (*Pterosiphonia parasittica*), fagerdokke (*Brogniartella byssioides*), småfagerving (*Apoglossum ruscifolium*) og stortare (*Laminaria hyperborea*) i område A, B, C og D gjennom hele perioden (1990-94). Unge individer av stortare er inkludert i beregningene.

Transektregistreringer - Dyr

Område A

- Stasjon 03 -Lyngholmen og 04 -Oddaneskjær ble undersøkt hvert år fra 1990 til 1994. Stasjon 02 -Færder ble undersøkt i 1990 og -94. St 01 Tisler inngår ikke i videre vurdering.
- Det kunne ikke spores noen direkte effekter av eutrofi på dyresamfunnet. Det antas imidlertid at dette området er mest utsatt for næringssaltbelastning i forhold til de andre områdene.
- Det kunne ikke spores noe entydig utvikling i perioden. Resultatene viser ingen signifikante forskjeller mellom årene, men MDS-plottet tyder på at 1990-91 skiller seg noe fra de andre årene (fig. 47A) og man kan ikke se bort fra at dette delvis skyldes ettervirkninger av *Chrysochromulina polylepis*-oppblomstringen i 1988.
- Det ble ikke funnet noen klar sammenheng mellom variasjoner i temperatur og dyresamfunn slik som det ble hos algesamfunnene. Våren 1991 og 1994 var noe kaldere enn 1992-1993, men likhetsindeks og MDS-plott tyder ikke på at disse årene skiller seg spesielt ut fra de andre årene.
- Mangelen på entydig utvikling i området kan dels skyldes innbyrdes forskjeller i artsammensetning mellom stasjonene og dels mellom årene, noe som igjen kan være et resultat av større lokale forskjeller i hydrografiske/kjemiske forhold, topografi og eksponering i dette området enn i de øvrige. For eksempel ble et belte med dødningehånd (*Alcyonium digitatum*) og et bladformet mosdyr (*Flustra foliacea*) funnet på st. 02, men ingen tilsvarende forekomster ble funnet hverken på st. 03 eller 04. Store lokale og episodiske forekomster av enkelte arter gir også forskjeller mellom stasjonene, for eksempel sjøpungen *Ciona intestinalis* på st. 03 i 1991 og muligens også trekantmark *Pomatoceros triqueter* på st. 04 i 1991. Imidlertid viste resultatene ingen signifikante forskjeller mellom stasjonene.

Område B

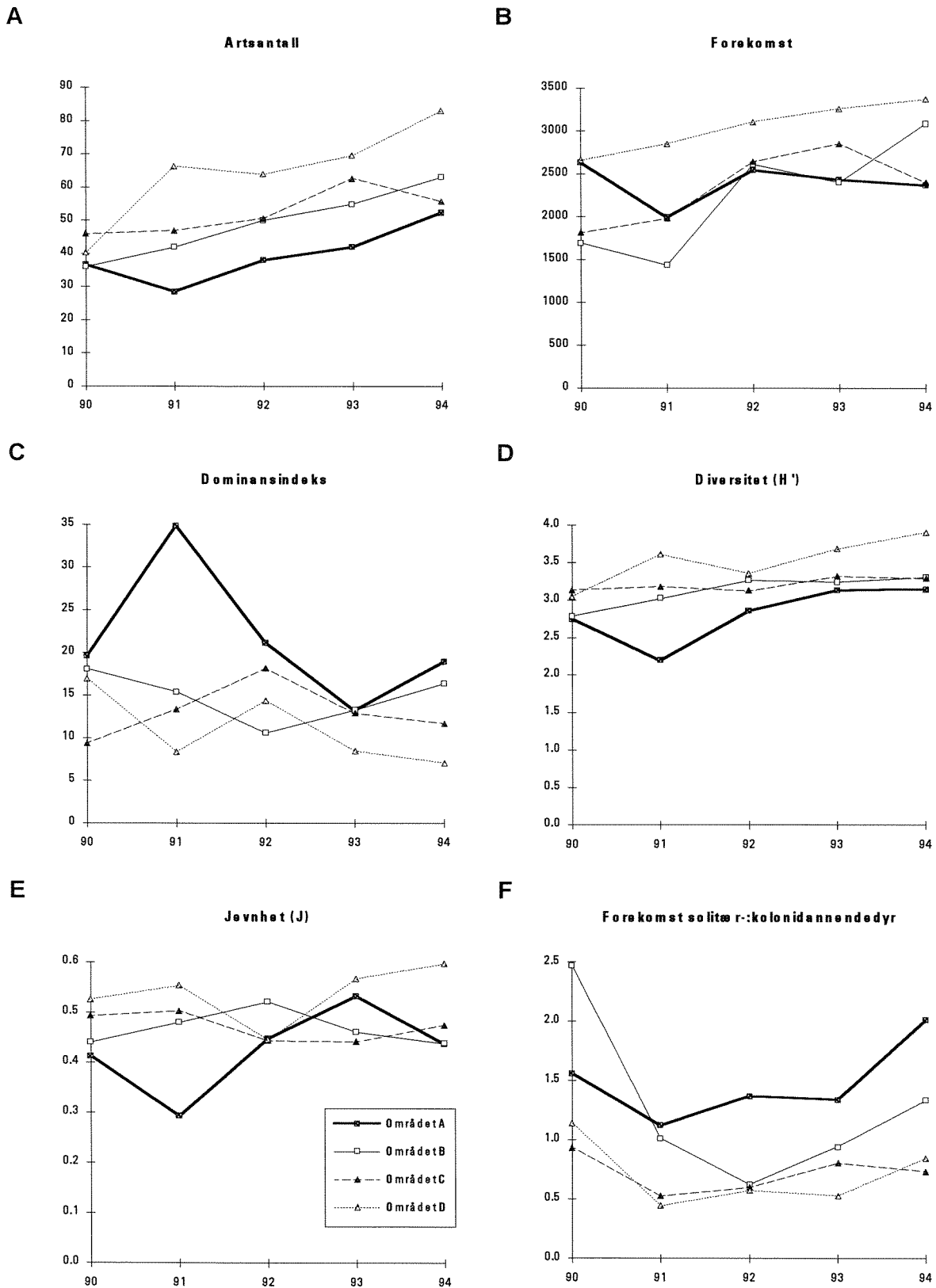
- Stasjon 07 -Tromø Nord, 10 -Prestholmen og 11 -Humløy hadde en forholdsvis lik utvikling i perioden 1990-94 (fig. 47B), men forskjellen mellom årene var ikke signifikant. I hovedtrekk ble det funnet lavere artsantall, forekomst og diversitet tidligere i perioden enn senere (fig. 46). I tillegg var det noe lavere dominans (og høyere jevnhet) i 1993 enn ellers.
- Høy dominans skyldes i hovedsak trekantmark (*Pomatoceros triqueter*), korstroll (*Asterias rubens*), blåskjell (*Mytilus edulis*) og mosdyr (*Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*). Disse mosdyrene er ofte assosiert med tareskog som har en større utbredelse vestover.
- Sporadisk og stor forekomst av blåskjell preget området. St. 10 hadde størst nedslag av arten i 1993-94 (Vedlegg-kap.3). Store variasjonsmønstre i dette området tyder på varierende hydrografiske-/kjemiske forhold, næringstilgang og predasjon, som vanskelig kan skilles fra hverandre. Det ble funnet signifikante forskjeller mellom st.07 og 10 ($p < 0.01$) men dette skyldes i hovedsak forskjeller i forekomsten av mosdyr og sjøpunger.
- MDS-plottet viser at 1990 skiller seg ut fra de andre årene (fig. 47B). Det er mulig at dette delvis er ettervirkninger av *Chrysochromulina*-oppblomstringen.

Område C

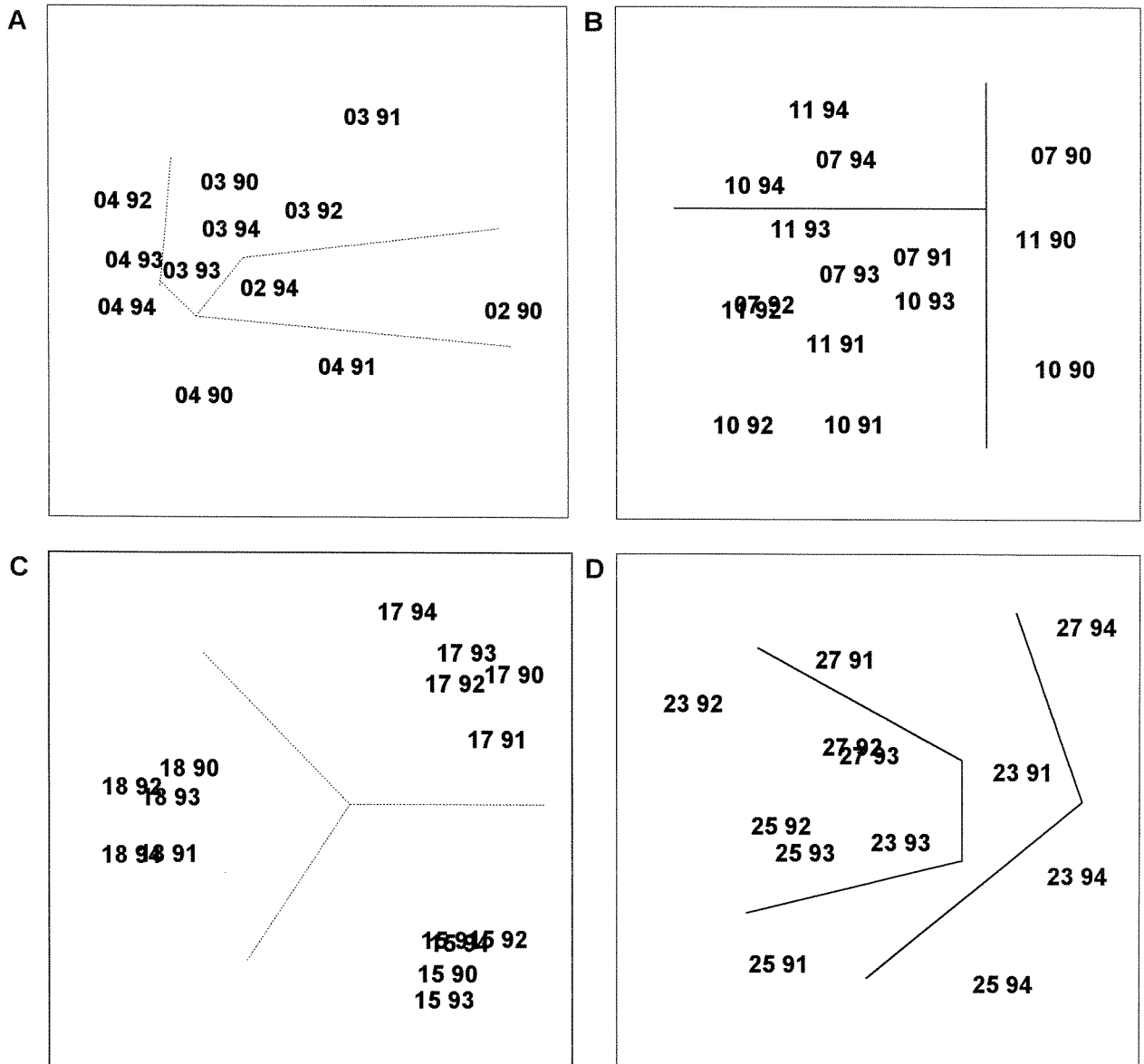
- Stasjon 15 -Revø, 17 -Stolen og 18 -Rosøy i Listaområdet er til dels ulike med hensyn til eksponering, beliggenhet og har periodvis kontakt med forskjellige vannmasser. Det ble funnet signifikante forskjeller mellom stasjonene ($p < 0.01$) men ikke mellom årene. Dette går også frem av MDS-plottet (fig. 47C).
- Dominante arter var trekantmark (*Pomatoceros triqueter*), korstroll (*Asterias rubens*), blåskjell (*Mytilus edulis*) og mosdyr (*Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*).
- Sporadisk og stor forekomst av enkelte arter preget også dette området. St. 15 og 18 hadde størst nedslag av blåskjell spesielt i 1991 og 1993-94, men det var betraktelig mindre på st.17 disse årene (Vedlegg-kap.3). *E. pilosa* hadde relativt stor forekomst i 1992 da den ble registrert på st.15 men ikke på st.17 og 18. Dette tyder på at levevilkårene for disse artene er forskjellige fra stasjon til stasjon og fra år til år.
- Det kunne ikke spores noen entydig tendens i datamaterialet over perioden 1990-94.

Område D

- Stasjon 23 -Ylvesøy, 25 -Aarebrot og 27 -Maajøy ble undersøkt hvert år i perioden 1990-94. Det første året ble området ikke registrert av den samme observatør som ellers i undersøkelsene. Dette metodiske avvik kunne spores i resultatene og derfor er det lagt mindre vekt ved datamaterialet fra 1990 ved vurdering av endringer i tid og rom.
- Resultatene viser at st. 27 var signifikant forskjellig fra st. 23 og 25 ($p < 0.01$). Stasjon 27 var karakterisert ved større forekomster av hydroider (Plumulariidae indet.), sjøpunger (*Clavelina lepadiformis*) og nakensneglen *Aplysia punctata*.
- Dominante arter var: trekantmark (*Pomatoceros triqueter*), korstroll (*Asterias rubens*), og mosdyr (*Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*).
- MDS-plottet indikerte at 1991 og 1994 var relativt forskjellige fra de andre årene (fig. 47D). Forskjellene, som ikke var signifikante ($p > 0.05$), var primært forårsaket av en noe lavere forekomst av *C. lepadiformis* og en høyere forekomst av sjøanemonen Sargartiidae indet. i 1991 og -94.
- Det ble ikke funnet noe entydig tendens i datamaterialet for 1990-94, med mulig unntak for diversitet og forekomst som økte noe i perioden (fig. 46).



Figur 46. Middelerverdi for samfunnsparametre for dyr i område A, B, C og D 1990-94.

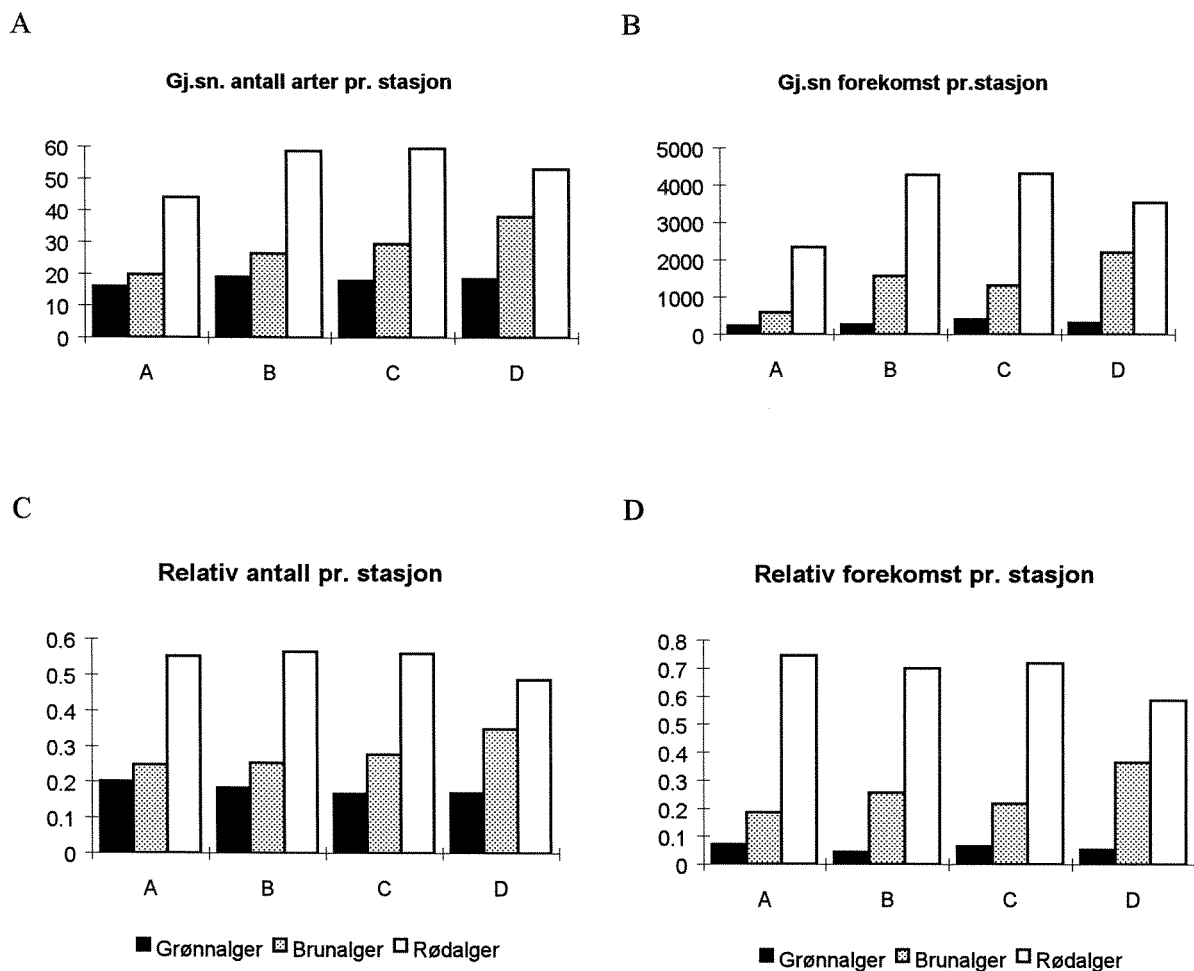


Figur 47. Gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetning for dyr, Område A (A), B (B), C (C) og D (D) 1990-94. Antydning av prøvene etter stasjoner (stiplet linje) eller år (heltrukket linje) er angitt (se tekst)

Sammenligning av de 4 områdene

ALGER

På de tolv undersøkte stasjonene er det funnet 195 taxa alger, hvorav 41 er grønnalger, 66 brunalger og 90 rødalger. Fordelingen av disse langs kysten er gitt i figur 48.



Figur 48. Gjennomsnittlig antall arter (A) og forekomst (B) fra 0-24m registrert pr. stasjon innen hvert hovedområde i perioden 1990 til 1994. C og D angir relative antall og forekomst for figur A og B.

Fordelingen av algegrupper langs kysten (fig. 48) viser at det er forskjell mellom områdene (kun arter i intervallet 0-24m dyp fra hovedområdene inngår). I område A er det færre brun- og rødalger pr stasjon enn i de andre områdene. Områdene B og C har omtrent samme fordeling av de tre algeklassene, mens område D har et betydelig større innslag av brunalger på bekostning av rødalger (fig 48.a). Det er tidligere antydnet at forekomst og antall registrerte arter av brun- og rødalger pr. stasjon, er motsatt korrelert med hverandre i område D (Pedersen *et al.* 1994).

Relativ forekomst av rødalger (forekomst av rødalger : totalt antall registrert) er svakt større i A enn i de andre områdene (fig. 48d). Den relative forekomsten av rødalger er minst på Vestlandet - motsatt av brunalger. Det relative antall og forekomst av grønnalger kan også synes å avta fra øst til vest.

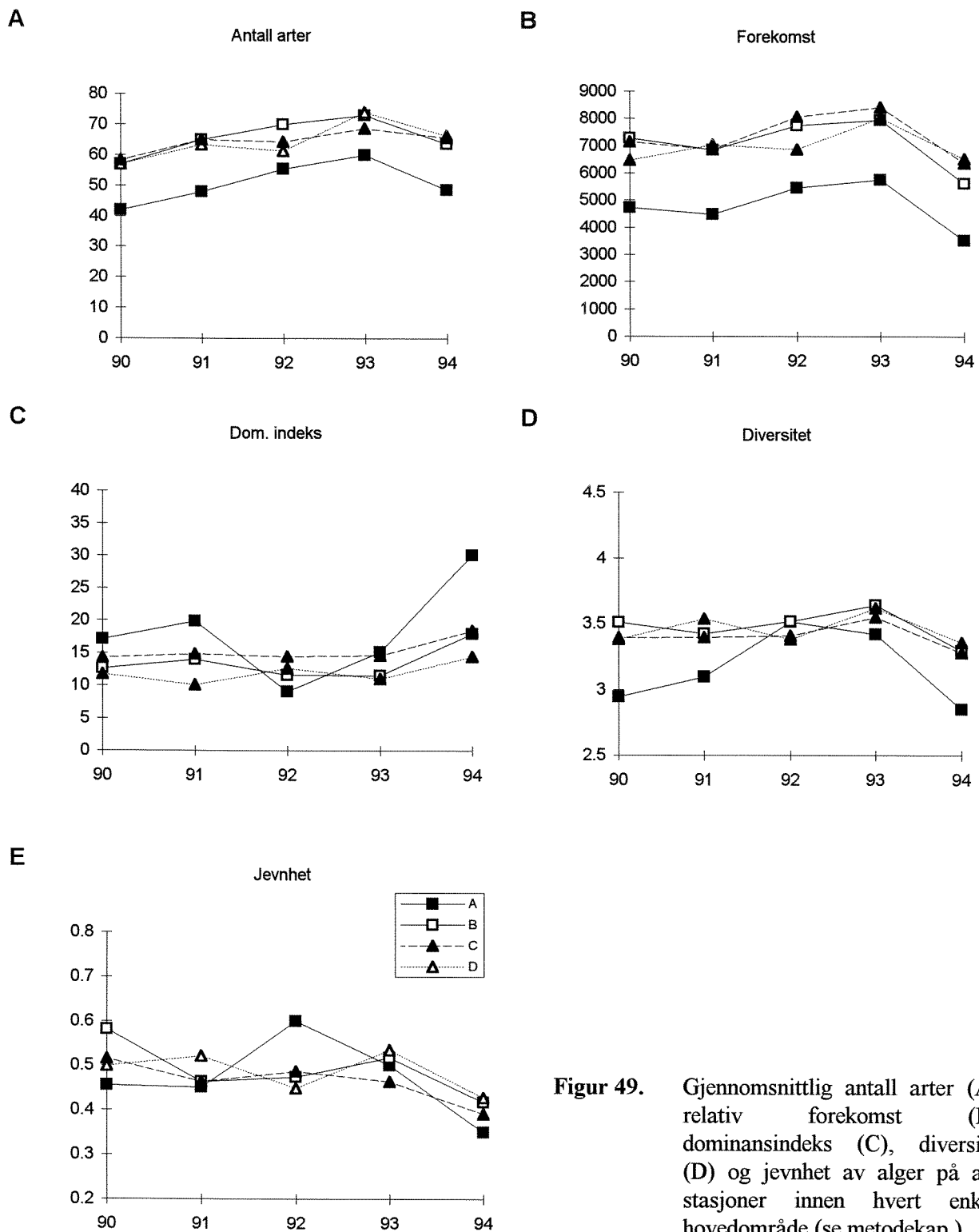
Filamentøse rødalger som vanlig rekeklo, *Ceramium rubrum*, kan være svært vanlig i næringsrike områder (Wallentinus 1984). Den har vist seg å opptre opportunistisk ved at den vokser og etablerer seg forholdsvis hurtig etter at et område er rengjort. Den store forekomst av denne arten og mange andre ettårige alger i Skagerrak spesielt rett etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* (Pedersen *et al.* 1989), samt en antydningmessig høyere forekomst av grønnalger kan tolkes som at område A har vært mer "stresset" enn B, C og D. Forskjellen mellom området A og de øvrige var større i 1990 enn i de senere år. Dette fordi forekomsten av vanlig rekeklo og andre filamentøse rødalger har minket sterkt fra 1990 til 1994 samtidig som nøkkelarten stortare har økt sin forekomst i område A (fig. 45).

Av områdebeskrivelsene framgår at visse karakteristiske trekk ved både hydrografi, samfunnsindekser og artssammensetning har vært felles over hele kyststrekningen. De største forskjeller i samfunnsstruktur over både tid og rom finner imidlertid sted inne i Skagerrak i område A (fig. 50). Dette er også plausibelt ettersom det er i Skagerrak at de største endringer i miljøforholdene finner sted fra et år til et annet. Normalt kommer kyststrømmen opp i Jomfrulandsområdet fra svenskekysten, for så å dreie sørvest langs Sørlandet. Ofte vil deler av kyststrømmen dreie opp mot Ytre Oslofjord som dermed får et meget uryddig strømmønster med store geografiske og tidsmessige variasjoner. I tillegg kommer store tilførsler, tildels sesongbetenget, fra flere av Norges største elver ut i dette området og øker kompleksiteten i områdets "økologi". Grunnet de store variasjonene i hydrografiske forhold og tilførsler, blir variasjoner i samfunnsstrukturen i område A større enn i de mer stabile områdene sør/vest for Jomfruland. Områdene B, C og D danner imidlertid adskilte klart definerte grupper i MDS-plottet (fig. 50).

Med utgangspunkt i de indekser som ble beregnet for hvert hovedområde kan en si at områdene har en stor grad av samvariasjon fra et år til neste (fig. 49.) Område A skiller seg imidlertid ut fra de andre områdene, mens B viser størst grad av samvariasjon med område A. Innen områdene B, C og D var endringene mellom årene små, men de samme særtrekk kan spores fra et område til neste. Antall alger samt forekomst av disse økte fra 1990 til 1993 i alle områder (fig. 49a). Forekomsten i område A og B var noe lavere i 1991 enn i 1990, noe som kanskje kan settes i sammenheng med lave temperaturer i 1991 og 1994 samt høye næringssaltverdier grunnet stort tilsig av vann fra kontinentet i de samme årene. Et entydig fall i antall arter, forekomst, diversitet og jevnhet samt økt dominans ble registrert i 1994 innen alle områder. 1994 var første år siden 1987 med en såkalt normal vinter i Sør-Norge, noe som sannsynligvis har påvirket algevegetasjonen langs den undersøkte kyststrekningen.

Forekomst av rødalger og brunalger var høyest i 1990, avtok i 1991, for så å øke i 1992 og 1993. En tydelig reduksjon av de filamentøse algene ble registrert i 1994. Dette variasjonsmønsteret er i samsvar med tilstrømming av vann fra kontinentet og temperaturforholdene mellom hvert av årene.

Andre faktorer som kan ha påvirket forekomsten av de filamentøse algene kan være den betydelige gjenveksten av stortare som ble observert i områdene A, B og C fra 1990 og fram til 1993 (fig. 45). Tilvekst av stortare kan redusere lysgjennomgangen til bunnvegetasjonen med opptil 90% (Norton *et al.* 1977). Slike endringer vil også få følge for forekomster av filamentøse og små bladformete alger. Stortare ble ikke registrert på flere av stasjonene i område A rett etter *Chrysochromulina polylepis*-oppblomstringen, men ettårige filamentøse og mindre bladformete alger var derimot vanlige til dominerende på de dyp hvor en skulle forvente å finne stortare. I områdene B og C var det også en viss overrepresentasjon av ettårige alger i enkelte dyp de første årene etter den giftige algeoppblomstringen (Pedersen *et al.* 1989).



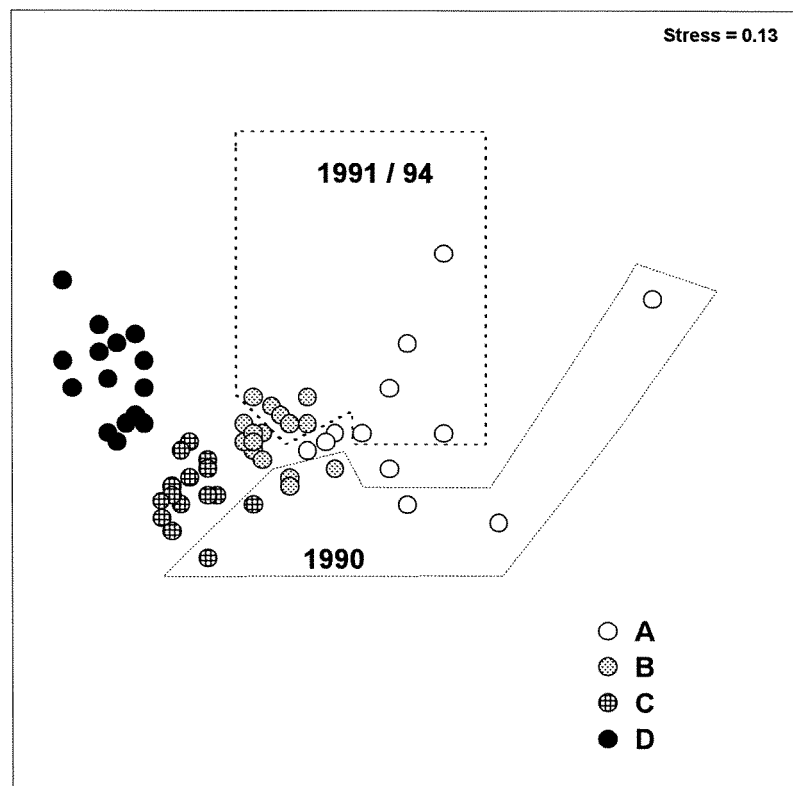
Figur 49. Gjennomsnittlig antall arter (A), relativ forekomst (B), dominansindeks (C), diversitet (D) og jevnhet av alger på alle stasjoner innen hvert enkelt hovedområde (se metodekap.).

Gjenveksten av stortare har vært stabil fra 1990 og fram til 1993 for område A, B og C, mens det i område D ikke har vært noen entydig tilvekst. Områdene A, B og C var også de områdene som ble sterkest påvirket av den giftige algeoppblomstringen i 1988. Det ble ikke observert så massive ødeleggelser på stortare i 1988 som på flere andre grupper av alger (Berge *et al.* 1988). Det ble imidlertid ikke observert juvenile tareplanter dette året. Det kan derfor være at effektene av den giftige algeoppblomstringene har påvirket tareskogen gjennom at små tareplanter (sporofytter) og det

mikroskopiske gametofyttstadiet ble påvirket. I så fall kunne rekrutteringen bli minimum ett år forsinket. En kan her nevne at stortare og sukkertare ble registrert på st 02 ved Færder i 1988, men ikke i 1990. I tillegg til potensielle giftvirkninger kan gjenveksten av stortare ha vært utsatt for en hard konkurranse fra opportunistiske arter eller arter som unngikk giftvirkninger under den årlige rekrutteringen (m.a.o. rekrutteringen skjer senere på året). De store forekomstene av eikeving (*Phycodrys rubens*) og vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*-komplekset) er indikasjoner på at rekrutteringen av tareskog ha vært utsatt for en sterkere konkurranse enn normalt fra andre arter.

Et annet særtrekk ved nyetableringen av stortareskogen er at gjenveksten har skjedd på bekostning av sukkertare. Forekomst av stortare og sukkertare var motsatt korrelert til hverandre (Vedlegg-kap.3). En slik endring i forekomst av sukkertare i område A og B etter 1990, ble også registrert under ruteanalysene. Konkurransen mellom de to artene er beskrevet av Kain (1975) som viste at sukkertare etablerte seg raskt etter at stortareskog ble fjernet fra et område. Over tid ble imidlertid sukkertaren utkonkurrert av stortaren, noe som også ble registrert under kystovervåkingen og kan indikere at områdene har vært utsatt for unormalt høy stress før 1990.

Samfunnstrukturen mellom områdene er signifikant forskjellige fra hverandre ($p < 0.00$). Stasjonene i område A var meget forskjellige fra hverandre mht. samfunnsstruktur (fig. 50). Samfunnstrukturen i 1990 i områdene A, B og C var forskjellig fra de andre årene. 1994 skilte algevegetasjonen i område A og B seg ut fra de andre årene. Dette er sammenfallende med den kalde vinteren og sene vår i disse områdene. I område B var det også kaldt i 1991 (fig. 40) og tilførselen av vann fra sørlige deler av Nordsjøen var større i 1991 og 1994 enn i de andre årene (se kap. 3.2). Dette kan ha medført at stasjonene i 1991 og 1994 i dette området ble gruppert sammen (fig. 50). Over årene 1990 til 1994 er stasjonene blitt mer lik hverandre.



Figur 50. Artssammensetningen innen hovedområdene. Alle algeobservasjoner som forekommer som spredt eller mer er inkludert og enkelte arter er gruppert etter tabellen i Vedlegg-kap.3.

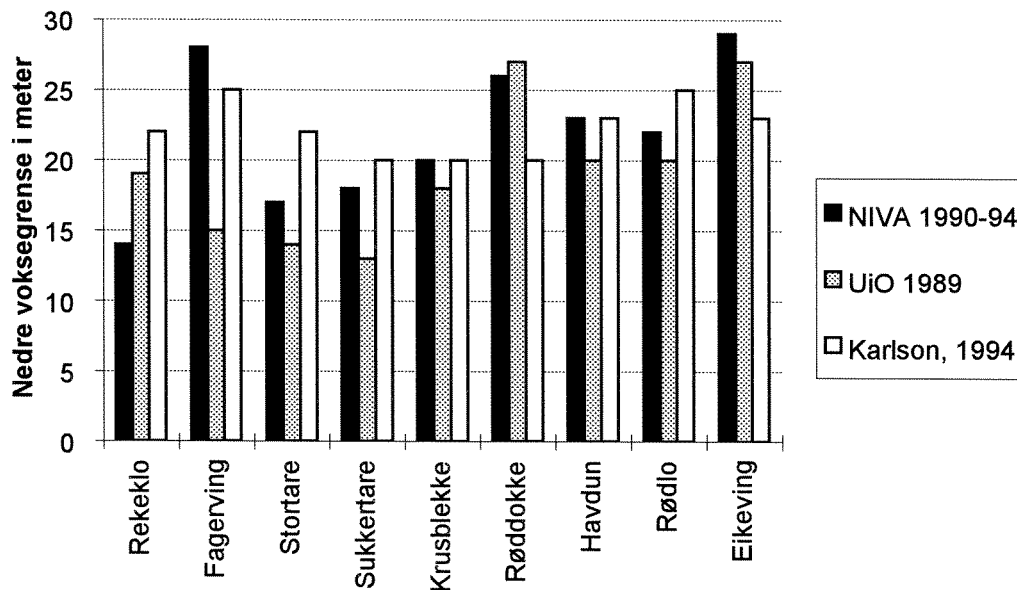
Antall arter og nedre voksegrense for alger i område A

I 1989 utførte Universitet i Oslo en undersøkelse av algevegetasjonen i Ytre Oslofjord under Statlig program for forurensningsovervåking (Fredriksen & Rueness, 1990). De sammenlignet algevegetasjonen i flere deler av ytre Oslofjord/Hvaler med hva som ble funnet i periodene 1940-42 og 1947-52 av Sundene (1942, 1953). Det ble benyttet tilsvarende metodikk som Sundene gjorde, samt dykking. Rapporten konkluderte med at "algenes dybdegrense nå ligger på grunnere vann og at dette kan sees som et resultat av økt turbiditet og redusert lystilgang til algene gjennom året. Dette er noe en vil finne ved eutrofiering". Konklusjonen var basert på de tydelige reduksjoner i antall alger og den reduserte nedre dybdegrense i enkelte arters utbredelse fra 1940/50 -tallet og fram til 1989. En undersøkelse utført av Karlsson (*in prep.*) for Miljøvernadv. i Østfold fylke, registrerte også en tilsvarende reduksjon i algenes dybdeutbredelse i grensefarvannene mellom Norge og Sverige.

De foreliggende resultater fra 5-års kystovervåking viser så langt at antall registrerte algearter ligger på omtrent samme nivå som det Fredriksen & Rueness fant i 1989. Det må presiseres at stasjonsnettene i de to undersøkelsene ikke er identiske. Fredriksen & Rueness har 5 stasjoner i dette området, mens kystovervåkingsprogrammet har 3, hvorav stasjon 04, Oddaneskjær, ligger noe lengre vest enn de andre stasjonene. Det er i tillegg bare blitt undersøkt vårsituasjoner på de 3 stasjonene, mens Fredriksen & Rueness undersøkte sine stasjoner både vår og høst (plus en stasjon i mars). De kan derved ha hatt bedre muligheter for å bestemme alger til art ettersom det på høsten er en større grad av fertile individer samt et større innslag av sommer-/høstarter. Fredriksen og Rueness registrerte 73, 28 og 29 arter av h.h.v. rød- brun- og grønnalger. På kystovervåkingens 3 stasjoner ble det funnet 63, 28 og 25 antall alger, arter innen tilsvarende algeklasser (0-30m dyp).

Nedre voksegrense fra kystovervåkingens, Fredriksen & Rueness samt Karlssons (*in prep.*) undersøkelser er sammenstilt i figur 51. Fagerving er den algen som viser størst forskjell mellom Fredriksen & Rueness og de to andre undersøkelsene. Sannsynligvis kan dette settes i sammenheng med at Fredriksen & Rueness foretok sine innsamlinger i 1989 og at forskjellen derfor skyldes ettervirkninger fra den giftige algeoppblomstringen i 1988 (Pedersen *et al.* 1989, 1990). Stasjon 02 ved Færder er nesten sammenfallende med Fredriksen & Rueness st. 8. I 1990, to år etter *Chrysochromulina polylepis*-oppblomstringen, ble fagerving bare registrert ned til 12m på denne stasjonen. Fire år senere, i 1994, ble den registrert helt ned til 25m dyp.

Til tross av de nevnte forbehold om forskjellige registreringstidspunkter og -steder, understreker kystovervåkingens og Karlssons resultater gyldigheten i de vurderinger som ble gjort av Fredriksen & Rueness i 1989. Seneffekter av den giftige algeoppblomstringen i 1988 har sannsynligvis påvirket deres resultater, men kan ikke forklare hele den store reduksjonen i artsantall og nedre voksegrense for algene fra 1940/50 til 1989.



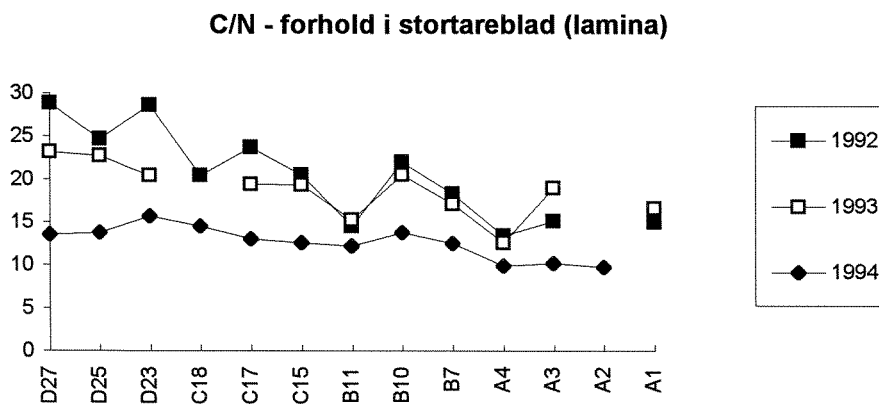
Figur 51. Nedre voksegrense for enkelte alger registrert av Fredriksen & Rueness (1990) i ytre Oslofjord og av kystovervåkingen. Se tekst over for mer utfyllende forklaringer ang. stasjonsvalg og tidsrom.

Karbon- og nitrogeninnhold i stortare

I årene 1992 - 94 ble det innsamlet prøver fra lamina (blad) av stortare for å undersøke karbon og nitrogen-innholdet.

C/N forholdet i algene øker vestover (fig. 52, se også Vedlegg-kap.3). Forskjellen i C/N-forhold mellom områdene ble redusert fra 1992 til 1994. I samme periode økte nivåene nitrogenforbindelsene i vannmassene (se kap. 3.2).

Generelt sett er C/N-forholdet i alger vanligvis høyere når algene vokser under nitrogenbegrensning ettersom karbohydrater produseres på bekostning av proteiner (Lobban & Harrison 1994). C/N-forhold over 15 er ment å indikere at algene vokser under nitrogenbegrensede forhold (Hanisak 1983). De høye C/N forhold som ble funnet i 1992 på Vestlandet skulle da indikere at veksten av stortare kan ha vært nitrogenbegrenset (Vedlegg-kap.3). Dataene tyder også på at tilveksten av stortare innen Skagerrakregionen ikke har vært særlig nitrogenbegrenset.



Figur 52. Karbon/Nitrogen-forhold (C/N) i lamina (blad) av stortare på stasjoner innen hovedområdene.

Område A hadde høye nitrogenkonsentrasjoner i vannmassene og begunstiget dermed tilveksten av rød- og grønnalger, da disse algeklassene generelt sett har et lavere C/N-forhold enn brunalger (Niell 1976). Mange av rød- og spesielt grønnalgene kan klassifiseres som opportunistiske alger som raskt kan nytte seg av nitrogenet i vannmassene (Wallentinus 1984). De er vanligvis filamentøse eller tubulære og ofte besatt med fargeløse hår, spesielt under næringsfattige perioder, for å øke opptaket av nitrogen. For å være konkurransedyktig må opptaket av nitrogen i slike opportunistiske arter raskt omsettes i oppbygging av vev (Rosenberg & Ramus 1982). De kan dermed vokse svært fort og vil dominere på steder hvor det er overkonsentrasjon av nitrogen i vannmassene. Område A har også i stor grad vært dominert av vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*-komplekset) som trives i områder med høye nitrogenverdier (Wallentinus 1984).

Opptakskinetikk av fosfor i makroalger og planktonalger i Østersjøen er beskrevet av h.h.v. Wallentinus (1984) og Larsson (1983). De påpeker at opptaket av nitrogen øker mye mer med økende konsentrasjoner enn opptaket av fosfor gjør. Wallentinus mener dette kan ha viktige konsekvenser for Østersjøens algevegetasjon som om sommeren har en nitrogenbegrenset vekst. Selv små pulsvise tilførsler av nitrogen kan i perioder med nitrogenbegrensning nyttiggjøres ved at nitrogenet enten omsettes direkte i nytt vev eller lagres i algene. Derfor vil ekstra tilførsler av nitrogen kunne resultere i "stabile" opportunistiske samfunn på bekostning av de store flerårige artene. Disse baserer seg i større grad på langsom vekst, og de bygger opp nitrogenlagre om vinteren for å ha mulighet til å overleve nitrogenfattige perioder om vår/sommer.

DYR

Det ble registrert en tydelig øst-vest gradient i enkelte samfunnsparametre. Artsantall, diversitet og til dels også forekomst og jevnhet økte stort sett alle årene fra øst mot vest (fig. 46A, D, B og E). Det var også en tendens til at dominansindeks og forholdstall mellom solitære- og kolonidannende dyr (fig. 46C og F) avtok fra øst mot vest.

Den geografiske utbredelsen av arter i undersøkelsesområdet varierte (se Vedlegg-kap.3). For eksempel var brødsvamp (*Halichondria panicea*), korstroll (*Asterias rubens*), trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) mer eller mindre vanlige langs hele kysten. Andre arter som blåskjell (*Mytilus edulis*), sjøpungene *Ciona intestinalis* og *Corella parallelogramma*, sjøstjernen *Marthasterias glacialis* og mosdyret *Scrupocellaria scabra* forekom i sterk varierende grad langs hele kysten, mens arter som svampen *Polymastia* sp. hadde relativt stor lokal og stabil forekomst.

Eksempler på arter som var mer vanlige østover er: dødningehånd (*Alcyonium digitatum*), steinkorallen (*Caryophyllia smithii*), armfotingen (*Crania anomala*), det bladformete mosdyret *Flustra foliacea*. Likeledes fantes arter som var mer vanlige vestover, for eksempel: purpurnegl (*Nucella lapillus*), sneglene *Calliostoma zizyphinum* og *Gibbula cinerarea*, det skorpeformede mosdyret *Parasmittina trispinosa*, de buskformede mosdyrene *Caberea ellisii*, *Dendrobeatia murrayia* og *Scrupocellaria scruposa* og pigghuder (spesielt kråkeballen *Echinus esculentus*, sjøstjernene *Crossaster papposus*, *Henricia sanguinolenta* og *Porania pulvillus*). Hydroiden *Kirchenpaueria pinnata* hadde spredt forekomst på stasjoner østover (st.02, 03, 04 og 07) og vestover (st.27) men var relativt sjelden å finne på stasjonene i mellom.

Gjennomsnittlig 30-90 arter ble funnet innen hvert område (fig. 46A). Antall arter økte stort sett i perioden 1990-94 i alle fire områdene. Dette kan delvis skyldes en økende artskunnskap. Det spesielt lave antallet arter i område D i 1990 skyldes antageligvis forskjell i observatører.

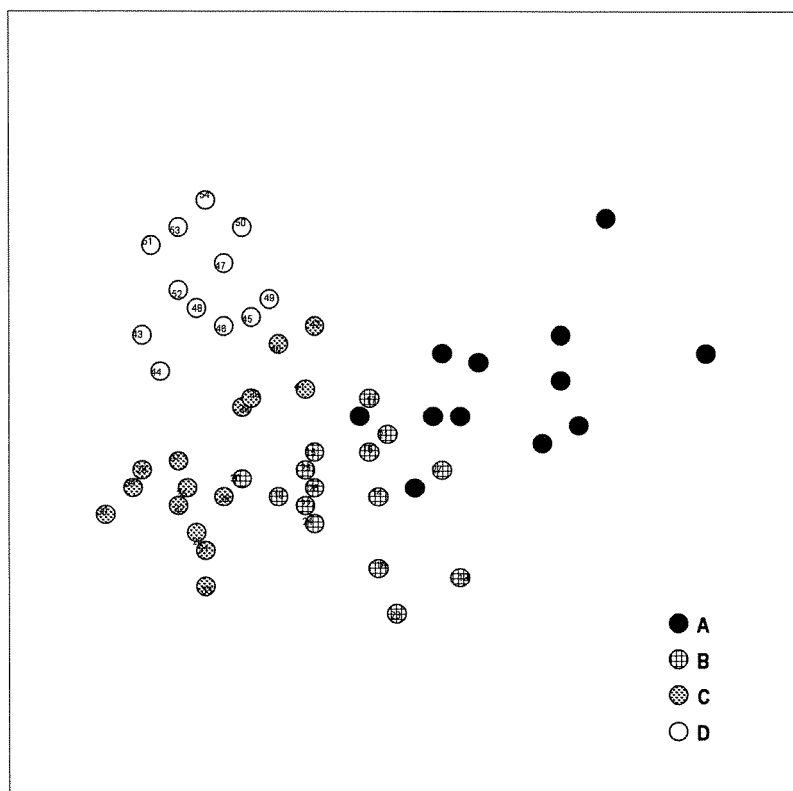
Den høye dominansindeks og korresponderende lave diversitet og jevnhet funnet i 1991 i område A, skyldes i hovedsak store forekomster av sjøpungen *Ciona intestinalis* på Lyngholmen (st. 03). Sjøpungen dekket mye av substratet og av denne grunn ble forekomsten av underliggende organismer underestimert, for eksempel den vanlig forekommende trekantmark (*Pomatoceros triqueter*). Dette illustrerer hvordan sporadiske nedslag av enkelte arter på en stasjon kan forstyrre helhetsvurderingen. Andre arter som hadde en lignende effekt var sjøpungene *Corella parallelogramma* (f.eks. st. 02 1994) og *Clavelina lepadiformis* (f.eks. st. 27 1991).

Forekomst av blåskjell (*Mytilus edulis*) varierte mye mellom stasjonene, og fra år til år (se Vedlegg-kap.3). I for eksempel perioden 1993-94 ble skjellene funnet spredt til dominerende ned til minst 9 meters dyp på stasjon 10, 15 og 18 mens de ikke ble funnet dypere enn 2m på de mellomliggende stasjonene (11 og 17) i samme periode. Dette tyder på store lokale forskjeller i levevilkår. Sporadiske og lokale store forekomster av andre arter ble også registrert, som for eksempel trekantmarken *Pomatoceros triqueter* (st. 03 i 1992) og sjøpungen *Ciona intestinalis* (st.03 i 1991) (se Vedlegg-kap.3).

Det ble ikke funnet noen direkte sammenheng mellom forekomst av korstroll (*Asterias rubens*) og blåskjell. Korstroll er en viktig predator på blåskjell og de var spredt til vanlige på disse fem stasjonene i perioden. Korstroll kan således være årsaken til reduksjonen i blåskjellforekomster uten at dette kunne registreres i denne overvåkingsmetoden. Oftest var blåskjellindividene små (<2cm) og antas derfor å representere nedslag fra undersøkelsesåret eller høsten året før.

Ettervirkninger av *Chrysochromulina*-oppblomstringen i mai-juni 1988 var ikke tydelige i undersøkelsene av dyresamfunn 1990-1994. MDS-analysene tydet imidlertid på at resultatene for 1990 skilte seg noe fra de andre årene (kfr. fig.47A og B). Purpursneglen (*Nucella lapillus*) var hardt rammet av *Chrysochromulina*-oppblomstringen (Pedersen, *et al.* 1989), men resultatene tyder på at populasjonen er på vei tilbake (se Vedlegg-kap.3). På st. 07 - Nord Tromøy ble det for eksempel bare registrert spredt forekomst av "død" purpursnegl i juni 1988, og frem til 1993 ble den bare registrert som "enkeltfunn". I 1993-94 ble det imidlertid funnet spredte forekomster av sneglen.

I MDS-plottet for hele undersøkelsen var det forskjeller mellom stasjonene og ikke mellom årene som hovedsakelig skilte prøvene fra hverandre (fig. 53). De fire områdene er relativt adskilte, men spredningen av prøvene i område A er større enn i de andre områdene. Dette tyder på større innbyrdes forskjeller mellom årene i område A enn i de andre områdene. Forskjeller mellom årene skyldes i hovedsak den store variasjonen i forekomst av enkelte arter som er blitt diskutert ovenfor.



Figur 53. Gruppering av de enkelte transektundersøkelsene (mht. artssammensetning av dyr) fordelt på de 4 områdene A-D. Stressfaktor 0.17.

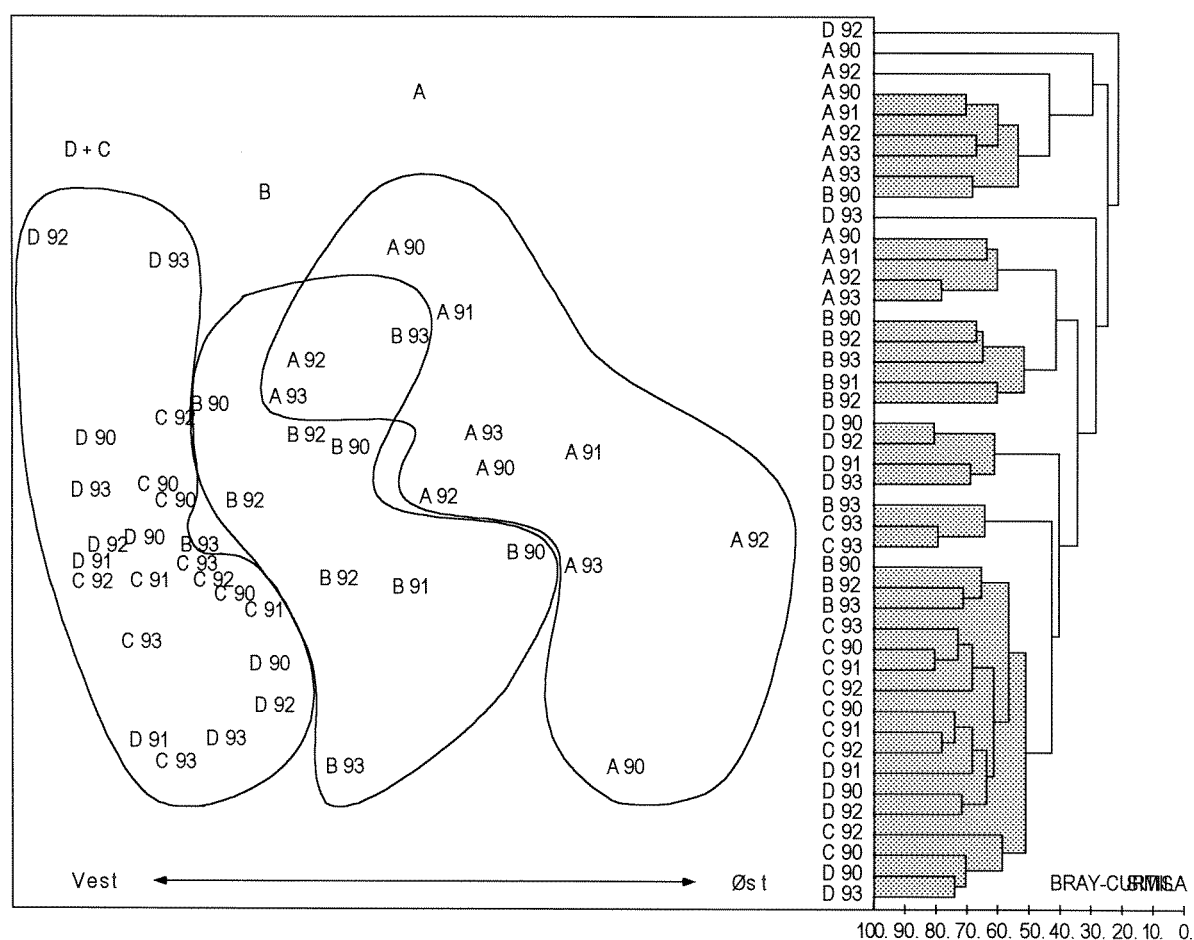
3.4.2. Ruteanalyser

Alger og dyr er behandlet sammen i ruteanalysene.

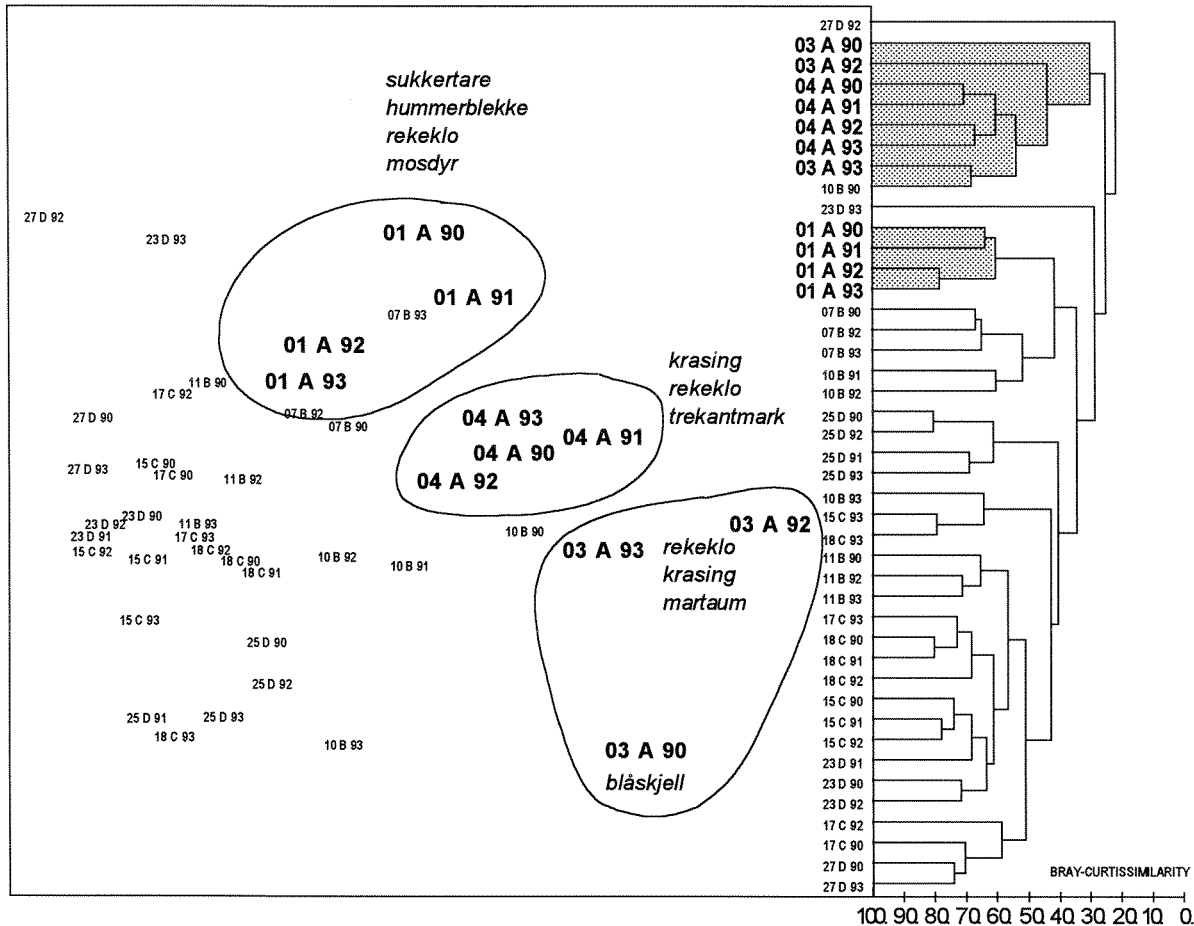
Hovedtrekk i materialet

Karakteristisk for en områdevis sammenlikning av ruteobservasjoner, er en gradvis forskyving av punktene i MDS-plottet (fig. 54), fra høyre mot venstre etter som en går fra område A (i øst) mot D (i vest). Dette reflekterer de biogeografiske regioner områdeinndelingen også var satt til å representere. Men en finner overlapping mellom stasjoner tilhørende ulike regioner. I clusterdendrogrammet vises hvilke observasjoner som i denne analysen er blitt gruppert sammen. Det synes ikke å være noen gruppering eller mønster basert på år. Som vist i det følgende ble for majoriteten av observasjonene funnet større forskjeller mellom lokaliteter enn mellom år. Det må presiseres at ruteanalysene bare utføres på ett dyp på hver stasjon og derfor ikke kan sies å representere hele det dybdeintervall (0-24m) som blir undersøkt på hver stasjon.

Ved denne sammenlikningen er registreringene fra de 3 parallelle rutene på hver stasjon hvert år, blitt slått sammen. Sammenslåing kan forsvares ut fra den store likhet som ble funnet mellom parallelle ruter på majoriteten av observasjonsdatoene. I det følgende vil det typiske for områder og clustergrupper bli omtalt.



Figur 54. Kluster-dendrogram og MDS-plot av alle observasjonene, angitt med område og årstall. Analysen er basert på gjennomsnitt av 3 parallelle ruter pr. observasjon. I MDS-plottet er områdene ringet inn for å visualisere forskyvingen av områdene fra høyre mot venstre, samt overlapping. Klustergrupper med >50% likhet er skraveret.



Figur 55. Kluster-dendrogram og MDS-plot med område A uthevet. Observasjonene er angitt med stasjonsnummer, område og årstall. Analysen er basert på gjennomsnitt av 3 parallelle ruter pr. observasjon. I MDS-plottet er stasjonene ringet inn for å visualisere spredning innen og mellom stasjoner og år. Dominerende arter innen gruppene er angitt.

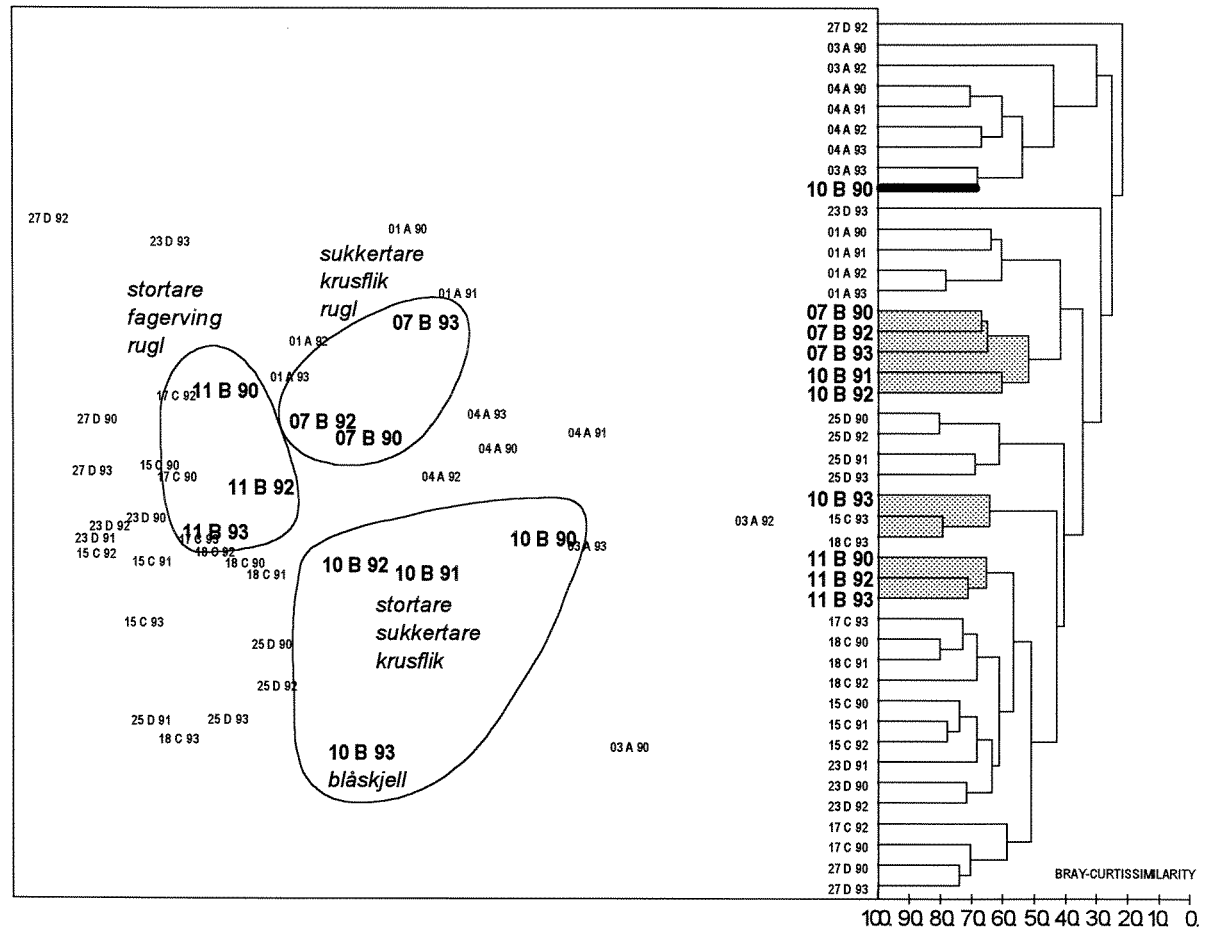
Område A

Størst sprik mellom stasjonene ble funnet i denne regionen, med stasjon 3, år 90, som mest avvikende. Stasjon 3 Lyngholmen utenfor Sandefjord, var i 90 dominert av blåskjell som var iferd med å bli nedbeitet. Av MDS-plottet (fig. 55) ser en at st. 3 i 92 og 93 blir mer lik øvrige stasjoner.

Stasjonen utviklet seg fra en blåskjell-dominert til en alge-dominert lokalitet.

Det som i stor grad skilte område A fra de andre områdene var fravær av eller liten forekomst av stortare. Vanlige arter i område A var rekeklo, martaum, krasing, sukkertare, trekantmark blåskjell og sjøstjerner. Typisk for området var også et høyt forholdstall mellom forekomsten av solitære- og kolonidannende dyr (Vedlegg-kap.3). Dette kan tolkes som en respons på ustabile forhold. Andre stasjoner i undersøkelsesmateriale hadde høye forholdstall fordi massive nedslag av blåskjell forrykket den normale artssammensetningen. Stasjon 1 Tisler var et unntak med et veldig lavt forholdstall. Stasjonen ble følgelig også gruppert oppe, i midten av MDS-plottet. Faunaen på st. 1 var dominert av det kolonidannende mosdyret *Electra pilosa*. Stasjon 1 er langt mer beskyttet enn st. 3 og 4.

Generelt utviklet stasjonene i område A seg fra artsfattige til mer artsrike over perioden fra 90 til 93. Utviklingen over tid kan sees i sammenheng med gjenvekst etter effekter av *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988.

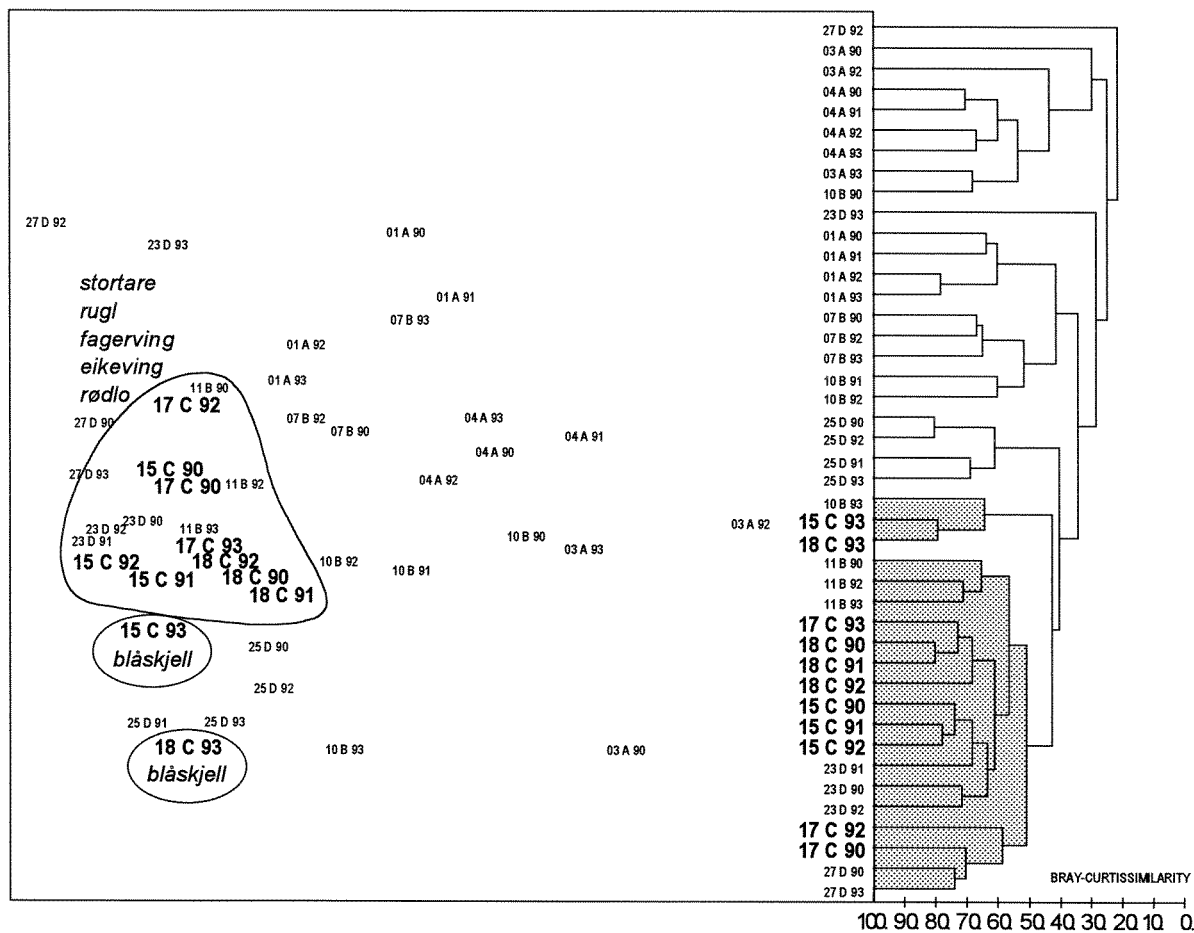


Figur 56. Kluster-dendrogram og MDS-plot med område B uthevet. Observasjonene er angitt med stasjonsnummer, område og årstall. Analysen er basert på gjennomsnitt av 3 parallele ruter pr. observasjon. I MDS-plottet er stasjonene ringet inn for å visualisere spredning innen og mellom stasjoner og år. Dominerende arter innen gruppene er angitt.

Område B

Generelt ble observasjonene i område B gruppert mellom område A og område C (fig. 56). Også i område B var det stor spredning mellom stasjonene. Lengst ut i MDS-plottet og dendrogrammet lå observasjonene fra stasjon 10 Prestholmen i 90 og 93. St. 10 ble i 90 funnet lik stasjon 3 og 4 tilhørende område A, siden lokaliteten i 90 hadde et stort innslag av blåskjell som var i ferd med å bli nedbeitet av sjøstjerner. I 93 kom et nytt stort blåskjell-nedslag som dekket bunnen opp mot 100%. Mellom-årene (91-92) ble st. 10 gruppert sammen med st. 7, som ligger mer beskyttet på nordenden av Tromøya. Typisk for denne gruppen var et markert innslag av sukkertare. Stasjon 11 Humla ligger noe beskyttet i Lillesandsskjærgården og ble i likhet med st. 7 ikke gjenstand for nedslag av blåskjell. Stasjon 11 var karakterisert av en høy andel av kolonidannende dyr, og av stortareskog med tilhørende følgearter og den ble gruppert sammen med område C og D.

Stasjon 10 Prestholmen utenfor Grimstad er sterkt eksponert og muligens periodevis utsatt for store blåskjellnedslag i likhet med st. 03 Lyngholmen utenfor Sandefjord.

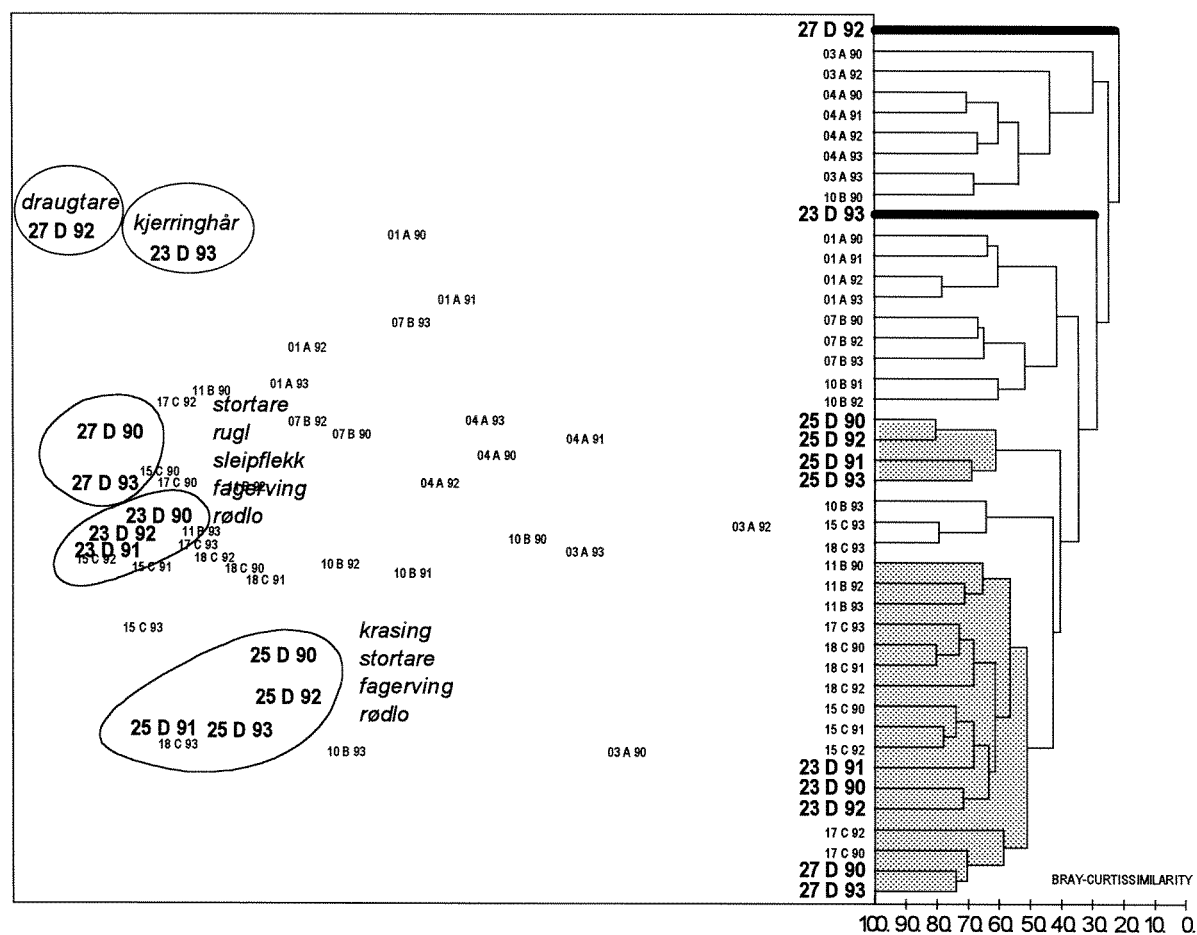


Figur 57. Kluster-dendrogram og MDS-plot med område C uthevet. Observasjonene er angitt med stasjonsnummer, område og årstall. Analysen er basert på gjennomsnitt av 3 parallelle ruter pr. observasjon. I MDS-plottet er stasjonene ringet inn for å visualisere spredning innen og mellom stasjoner og år. Dominerende arter innen gruppen er angitt.

Område C

Med enkelte unntak var det bare små forskjeller mellom stasjonene i område C (fig. 57). Dette står i kontrast med resultatene fra transektundersøkelsene. Det var også små forskjeller mellom årene. Stasjon 15 Revøy og 18 Rossøy, begge ligger eksponert, fikk i 93 et massivt blåskjell-nedslag, parallelt med st. 10 (93). Disse 3 stasjonene ble ut fra dette forhold, gruppert sammen i Kluster-dendrogrammet og er i MDS-plottet forskjøvet nedover. På stasjon 17, inne i Stolsfjorden, ble det ikke observert nedslag av blåskjell.

Område C var karakterisert av typisk stortareskog med dominerende følgearter som fagerving, eikeving, rødlo, skorpeformede rødalger og kolonidannende dyr (se Vedlegg-kap.3).



Figur 58. Kluster-dendrogram og MDS-plot med område D uthevet. Observasjonene er angitt med stasjonsnummer, område og årstall. Analysen er basert på gjennomsnitt av 3 parallelle ruter pr. observasjon. I MDS-plottet er stasjonene ringet inn for å visualisere spredning innen og mellom stasjoner og år. Dominerende arter innen gruppen er angitt.

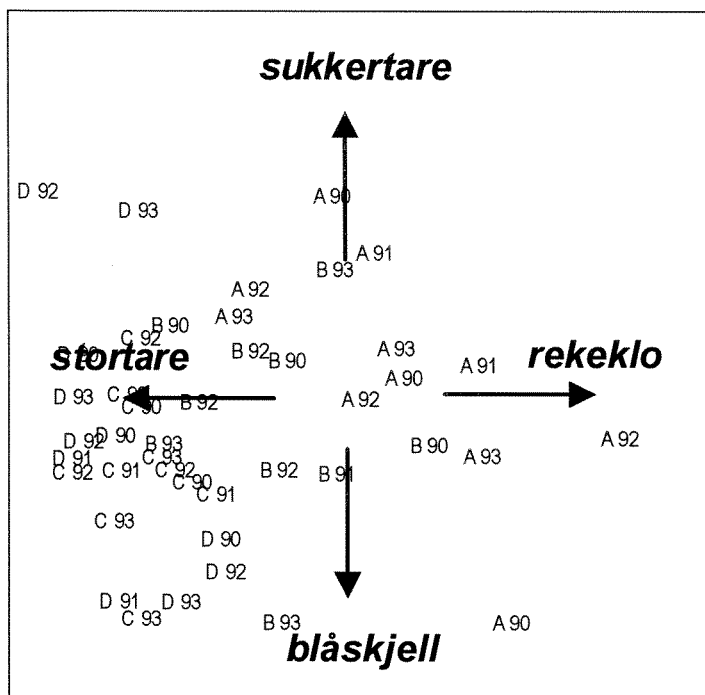
Område D

Det vestligste området D, ligger lengst til venstre i MDS-plottet (fig. 58), omtrent sammenfallende med område C. Karakterartene var de samme som for område C. To observasjoner havnet utenfor: st. 23 i 93 og st. 27 i 92. På stasjon 23 Ylvesøy var stivt kjerringhår (*Desmarestia aculeata*) den dominerende algen i 93, i motsetning til stortare i tidligere år. Dette markerte skifte må i stor grad tilskrives naturlig patchiness og at alle rutene dette året tilfeldig havnet i en *Desmarestia*-dominert eng. 92-registreringen på st. 27 ved Fedje lå også godt utenfor øvrige registreringer i D-området. Årsaken forklares ved at rutene dette året lå i et felt dominert av ung stortare som dette året tilfeldigvis inkluderte draughtare (*Sacchorizza*). Draughtare vokste spredt på denne stasjonen (og på st. 23 og 25), men når en så stor plante tilfeldigvis ett år havner innen registreringsarealet, får det kunstig stor innvirkning på den numeriske analysen.

Det synes som om at det, svært generalisert, var 4 vektorer som i hovedsak styrte plasseringen i MDS-plottene (fig. 59):

1) forekomst av stortareskog dro observasjonene mot venstre i plottet, 2) et sukkertaredominert samfunn førte til en forskyving oppover, mens 3) dominans av blåskjell trakk observasjonene nedover og 4) et rekeklo-samfunn førte til en forskyving mot høyre.

De trender som har framkommet i ruteundersøkelsen sammenfaller i hovedsak med hva som er beskrevet for bl.a. transektundersøkelsene. Det er derfor grunn til å anta at undersøkelsen gjenspeiler reelle endringer over tid og geografisk avstand.



Figur 59. Styrende faktorer for gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetning ved ruteanalysene.

3.4.3. Stereofotografering

Resultatene fra tolv stasjoner i perioden 1988-94 viste bl.a. at forekomsten av solitære dyr i hovedsak var større østover enn vestover, hvilket underbygger resultatene fra transektundersøkelsene. De fleste stasjonene hadde en relativ stor andel friareal; dvs. arealer som ikke var begrodd bortsett fra av skorpeformede alger. Dette kan bety at faktorer som nedslamming, redusert lystilgang og nedbeiting hindrer veksten av de fastsittende organismene. Resultatene ga imidlertid ingen tydelige tegn på at samfunnene har vært påvirket av forhøyede næringssaltnivåer, og de viste heller ikke noen entydig utvikling over tid (se Vedlegg-kap.3).

I november 1989 ble flere av prøvekvadratene skrapet rene for all flora og fauna. Dette resulterte i en dominans av enkelte algearter (upublisert materiale): Syv måneder etter skrapingen var for eksempel de skrapte feltene på st. B07 dekket med stivt kjerringhår, *Desmarestia acculeata*, og st. B11 dekket med rekeklo, cf. *Ceramium rubrum*.

Analyse av stereobildene har gitt en oversikt over de mest fremtredende trekk ved stasjonene. En mer detaljert undersøkelse av bildene kan gjøres etter behov.

3.4.4. Tareskogregistreringer

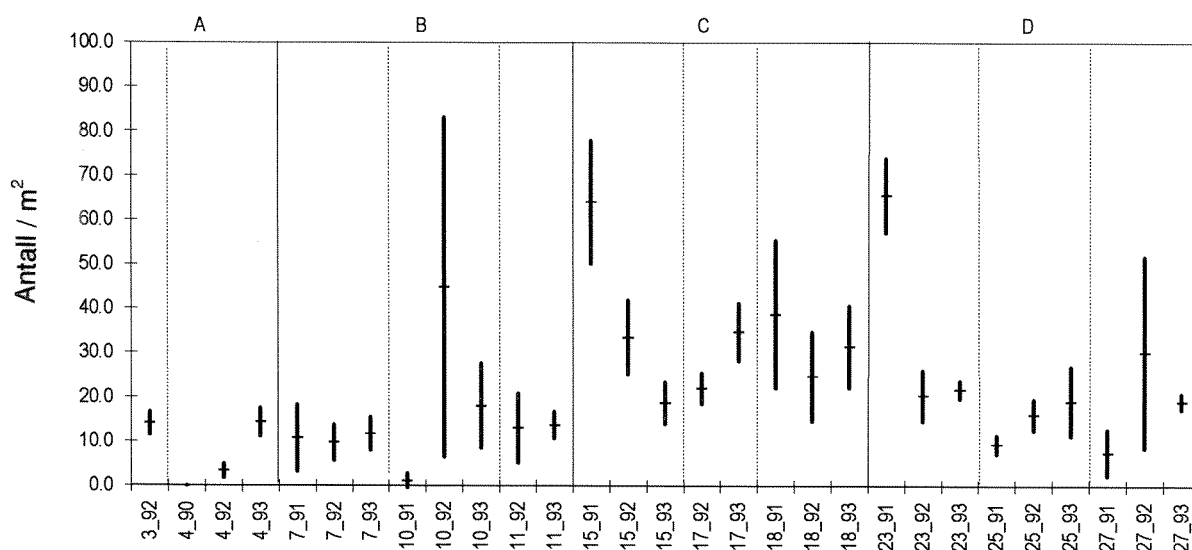
Utbredelse av tareskogen

Figurer som viser tareskogens (*Laminaria hyperborea*) utbredelse på hver stasjon gjennom hele undersøkelsesperioden er plassert i kap. 3 i Vedleggsrapporten. I det følgende gis en mer generell beskrivelse av forholdene.

Utbredelse og biomasse av tareskog langs kysten var generelt økende fra øst mot vest. I område A forekom spredt tareskog (5-15 voksne planter / m²) mellom 5 og 15m dyp i 1994. Dominerende forekomster av stortare ble bare registrert på rundt 10m dyp på stasjon 3 og 4. Område B hadde en bedre utviklet tareskog som strakk seg fra 2-3m og ned til ca 15m dyp. Område C hadde et kraftig belte med tareskog fra rundt 2 til 20m dyp, unntatt på st 17 hvor den ikke vokste like dypt (ca 10m). Område D hadde også en skikkelig tareskog som imidlertid ikke vokste fullt så dypt som den gjorde i område C.

I perioden 1990-93 har det generelt sett, skjedd en økning i forekomst av stortare i hele undersøkelsesområdet. Dette gjelder spesielt for område A, hvor det i de første årene ikke ble registrert stortare i det hele tatt. Stasjon 27 i område D hadde i 1992 og 1993 en markert lavere forekomst fordi den nedre voksegrensen endret seg fra rundt 25 til ca. 10m dyp. Dette skyldes større forekomster av sukkertare i disse to årene. I 1994 ble det imidlertid igjen registrert stortare nedover til 25m dyp.

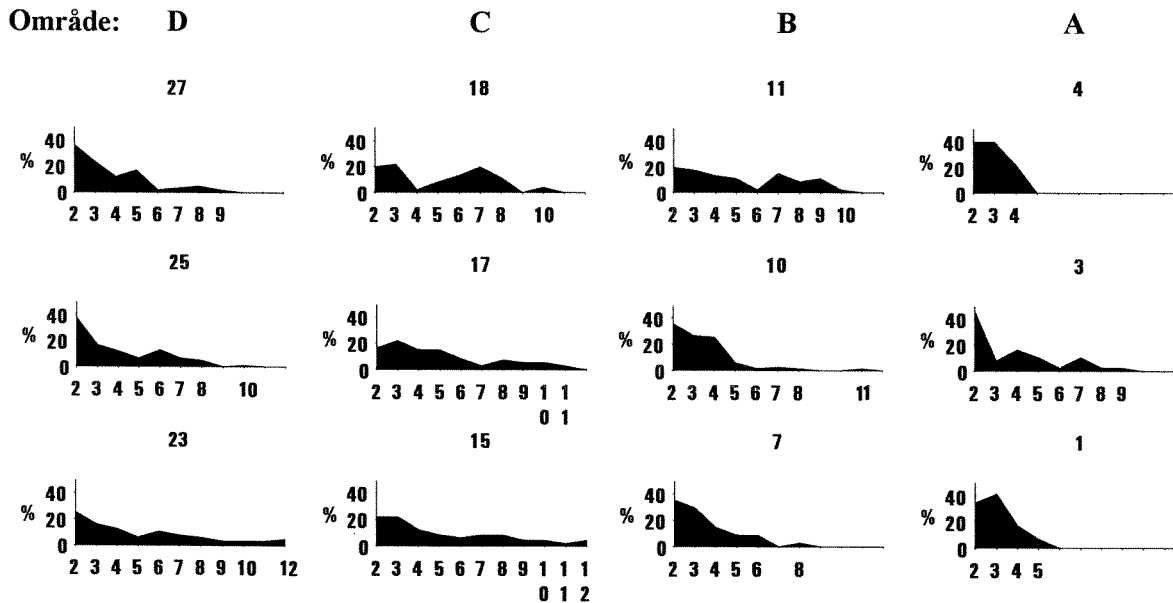
Tareskogens tetthet varierte altså både geografisk og med dyp, men også innenfor et dybdeintervall fant en ganske store variasjoner på stasjonene. Dette er vist i figur 60 som viser resultatet fra tre parallelle tellinger av tareplanter på samme dyp på hver stasjon. Merk at disse taretellingene ikke direkte kan sammenlignes med tareregistreringen fra transektundersøkelsene, siden de to undersøkelsene utføres på forskjellige sted på stasjonen og individtettheten/m² bare måles i ett mindre dybdeintervall.



Figur 60. Tareskogens tetthet vist som antall voksne stortareplanter / m² +/- standardavvik (n=3). Kodene på x-aksen angir stasjon/år undersøkelsene ble gjennomført.

Tarens alder og størrelse

Generelt ble stortaren eldre jo lenger vestover i undersøkelses-området en beveget seg (fig. 61). I område A var flestparten av de undersøkte plantene 2-3 år gamle og det ble funnet få individer eldre enn 5 år. Vest for Lindesnes (område C og D) var aldersfordelingen jevnere og det ble funnet planter som var over 10 år gamle.



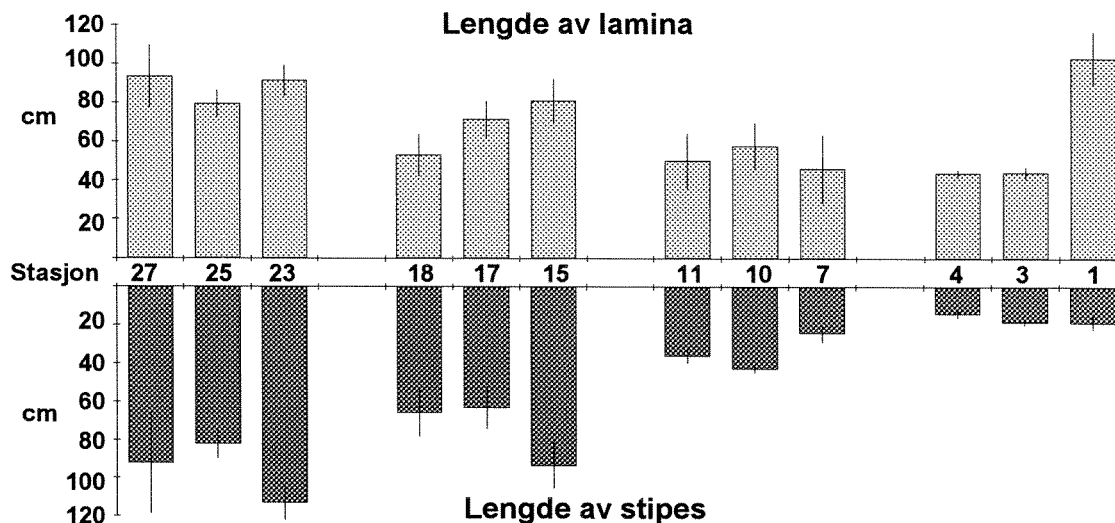
Figur 61. Aldersfordeling hos stortarepopulasjoner (*Laminaria hyperborea*) på 12 stasjoner fordelt på de 4 områdene A-D, vist fra vest mot øst. Antall planter undersøkt er vist i Vedlegg-kap. 3.

Siden Lista/vestlandstaren har en lengre vekstperiode enn Skagerrakpopulasjonene kan en også forvente at de var større, noe som resultatene fra lengdemålingene bekrefter (fig. 62). Stipeslengden økte fra øst mot vest og var gjennomsnittlig rundt 5 ganger større i område D (100cm) enn i A (20cm). Den samme tendens, men med en noe mindre økning, ga målingene av laminalengde (fra 40 til ca 90cm.). Stasjon 1 Tisler, skilte seg ut ved å ha de lengste lamina av samtlige stasjoner. Tisler er en mindre eksponert stasjon og det er kjent at vekststrategien hos tare i beskyttede områder er å prioritere vekst av lamina i forhold til stipes (Sjøtun 1995).

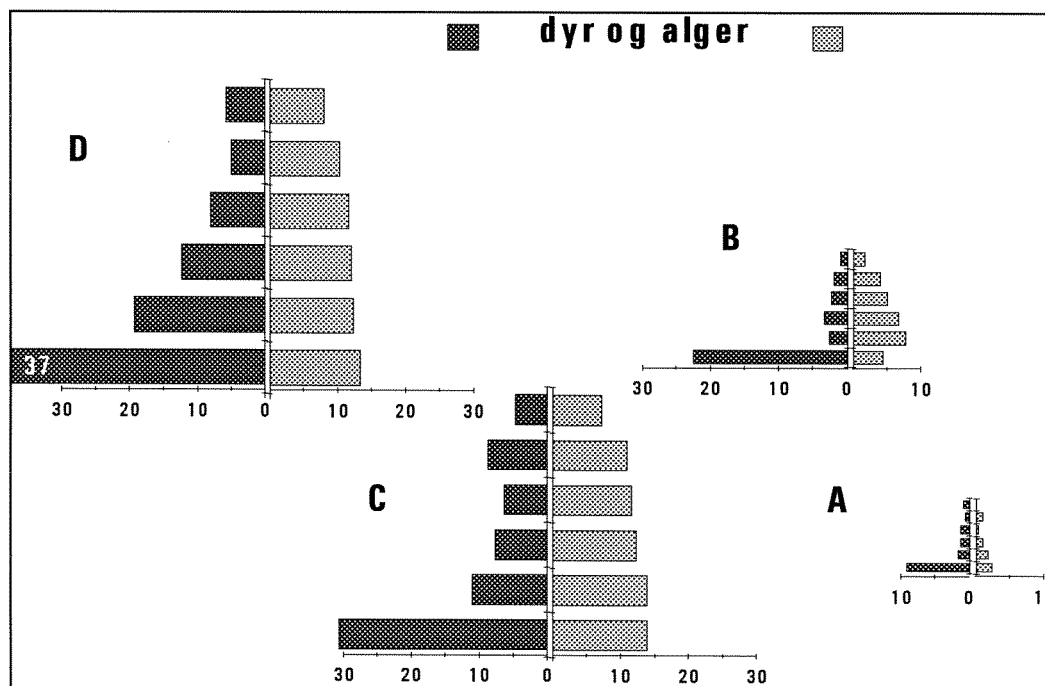
Assosiert flora og fauna

Denne delen av tareskogundersøkelsene ble utført i 1990 - 1993. Det foreligger et stort datamateriale, men til nå er kun 1992-data blitt bearbeidet.

Vertikalfordelingen av taxa av fastsittende alger og dyr langs stipes av tareplantene var stort sett lik i alle områdene (fig. 63): De fleste dyreartene ble funnet på hapterene og antallet avtok gradvis oppover langs stipes. Antallet algearter var det derimot omtrent likt fra hapterene til toppen av stipes, men artssammensetningen varierte. Antallet registrerte taxa var størst på de vestlige stasjonene, hvilket er i tråd med de resultater de øvrige delundersøkelsene har gitt. Lengre levealder hos den vestlige taren gir bedre muligheter for å få bygget opp et rikt samfunn på tarestilkene (Rinde *et al.* 1992).



Figur 62. Lengde av stipes og lamina hos stortare (*Laminaria hyperborea*) på 12 stasjoner vist fra vest mot øst. Søylen angir gjennomsnitt og standardavvik. Bakgrunnsdata i Vedlegg-kap.3.



Figur 63. Antall taxa av påvekstorganismer på stortare (*Laminaria hyperborea*, n=15) fordelt på hapter og hver 1/5-del av stipes (stipes ble kuttet opp i fem like lange deler som ble registrert hver for seg). Resultatene er vist som gjennomsnitt for hvert område (A- D). Høyden på y-aksen reflekterer gjennomsnittlig stipeslengde.

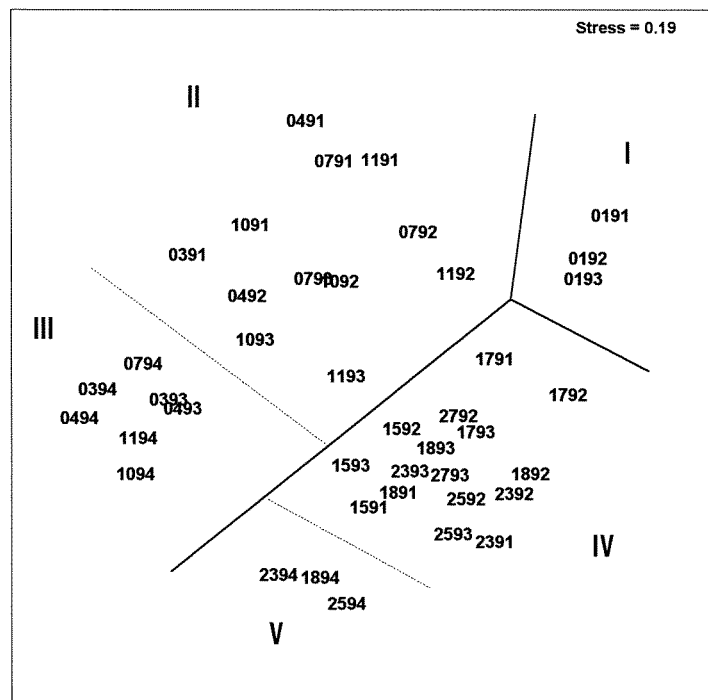
3.4.5. Strandsonebefaring

Artssammensetningen av alger og dyr i strandsonen forandret seg fra øst mot vest. Multivariate analyser delte stasjonene inn i to hovedgrupper. Den ene bestående av Skagerrak-stasjonene minus Tisler, mens den andre omfattet stasjonene vest for Lindesnes. Over tid skjedde også en gruppering mellom 1994 og 1991-93 års registreringer. Grupperingene i rom og over tid antas å ha naturlige årsaker:

1. Skagerrak- og Lista/Vestlandsområdet preges av forskjellige vannmasser som medfører at en får to ulike biogeografiske områder med ulike forutsetninger for liv. Brattegard et al (1993) har også, med grunnlag i artssammensetningene, hevdet at dette er to adskilte biogeografiske områder.
2. Registreringene i 1994 var ved undersøkelsestidspunktet dominert av våralger hvilket er hovedårsaken til at dette år havnet i en egen gruppe. Den forutliggende kalde vinter- og vårperiode i 1994 er årsaken til at disse algene fortsatt var dominerende når undersøkelsene ble utført.

Analysene av stranddata baserer seg på 41 registreringer fordelt på 12 stasjoner og over 4 år (1991-94). Ved noen anledninger var bølgehøyden så stor at registreringer i strandsonen ikke lot seg gjennomføre. Tilsammen ble det registrert 159 taxa fordelt på 101 alger og 58 dyr. Datagrunnlaget for de analyser som er foretatt, er vist i Vedlegg-kap.3.

Resultatene (alger og dyr analysert under ett) viser en varierende grad av forandring i samfunnsstruktur over tid og rom (fig. 64). Skagerrak (område A og B) var mer heterogent enn Lista/Vestlandet (C og D). Høye forekomster av tare, kalkdannende rødalger og vorteflik er fellestrekk for vestlandsstasjonene.



Figur 64. Strandsoneregistreringer, alger og dyr. Gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetning. Artene er gruppert (se metodekap.). Figuren angir stasjonsnummer og år samt det nummer (I-V) hver gruppe er gitt. Heltrukket linje viser gruppering i rom, og stiplet linje gruppering i tid. Grupperingen er basert på en likhet > 50%.

Forskjellen mellom Skagerrak (gruppe I - III) og Lista/Vestlandsgruppen (IV-V) skyldes først og fremst fravær av "vestlandsalgene" vorteflik (*Mastocarpus stellata*) og butare (*Alaria esculenta*) i Skagerrak, men også større forekomster av stortare på Vestlandet. Hovedårsakene til de grupperinger som MDS-plottet viser, var stort sett forskjeller og variasjoner i forekomsten av alger. Ulikhetene i artssammensetning mellom øst og vest er noe en kan forvente utfra naturgitte forhold. En lignende inndeling av dette kystområde, også basert på artsforekomster, er blitt fremsatt av Brattegard *et al* (in prep) som kalte områdene Skagerrak sub-provins (fra svenskekysten til Egersundområdet) og vestnorsk sub-provins (fra Egersundområdet til LoppHAVet).

Gruppe I i figur 64 omfatter de tre registreringer som i 1991-93 ble gjort på stasjon 1 Tisler. Denne stasjonen skilte seg så markant fra de øvrige at den ikke lenger inkluderes i overvåkingsprogrammet. Årsaken er sannsynligvis den lave eksponeringsgraden og påvirkning fra Glomma. Det var fremst dominansen av fucoider og stor forekomst av filamentøse påvekstalger som skilte denne stasjonen fra de øvrige.

Gruppe II og III består av Skagerrak stasjoner hvor samtlige 1994 registreringer har havnet i gruppe III. Oppdelingen skyldes fremst større forekomster av algene *Ulothrix/Urospora* sp. og purpurtråd (*Bangia atropurpurea*) og mindre av rekeklo (*Ceramium rubrum*) i 1994, enn i de øvrige årene. 1993 registreringene fordelte seg spredt mellom begge gruppene.

Forandringer i artssammensetning over tid kan registreres i hele området men var størst i Skagerrak. Det var generelt en større forandring fra 1993-94 enn mellom de øvrige årene. Dette er årsaken til at Skagerrak-stasjonene ble delt i gruppe II og III, samt at Lista/Vestlandsstasjonene ble delt i gruppe IV og V. Forandringen mellom 1993 og 1994 besto delvis i en nedgang i artsantall og biomasse (Vedlegg-kap.3), men også av en forandring i samfunnsstruktur. For Lista/Vestlandsområdet del var det særlig 1994-års store forekomster av algene *Ulothrix/Urospora* sp., purpurtråd og smal fjærehinne (*Porphyra linearis*) som gjorde at dette året skilte seg ut fra de øvrige. I Skagerrak var det også store forekomster av *Ulothrix/Urospora* sp. og purpurtråd i 1994. Dette er alger som liker seg best når vannet er kaldt og som derfor mer eller mindre forsvinner når sommeren nærmer seg. Vinteren og våren 1994 var, i forhold til vintrene 1990-93, en kald periode og sommeren kom sent. Ved tidspunktet for undersøkelsene i 1994 hadde enda ikke de mer varmekjære artene rukket å utvikle seg, og det var fortsatt våralgene som dominerte. Arter som lever i fjæra er ekstra utsatte siden de påvirkes direkte av både luft- og vanntemperatur. Denne temperaturstyrte forskjell i artssammensetning mellom 1994 og de øvrige år, ble også registrert i transektundersøkelsene.

4. Sammenfattende resultater - mulige sammenhenger

I det følgende sammenlignes resultatene fra de tre fagdelene og viktige fellestrekk og avvik mellom undersøkelsene diskuteres videre.

4.1. Geografiske gradienter

De hydrografiske undersøkelser har vist en øst/vest gradient med signifikant større innslag av brakkvann i 10 og 30 meters dyp ved Jomfruland enn ved Arendal og minst innslag ved Lista i 1990-94.

De laveste temperaturene ble observert ved Jomfruland (<0 på 10m dyp). De var suksessivt økende mot vest i 10, 30 og 50 meters dyp. Det var også en øst/vest gradient i observerte maksimumstemperaturer i 30 m dyp, men ikke på 10 og 50 meters dyp. En signifikant gradient i totalnitrogen, totalfosfor og silikat ble registrert, med avtakende konsentrasjon mot vest, og dette gjaldt også for partikulært organisk karbon, nitrogen, fosfor og totalt suspendert materiale mellom Jomfruland og Arendal (disse variable ble ikke undersøkt på Lista). Fosfatkonsentrasjonen var imidlertid større ved Lista i 0-10 meters dyp om sommeren. Det var et hyppigere innslag av høyere uorganisk N/P-forhold i øst enn i vest. I sommersesongen kan fosfor ha vært et potensielt begrensende næringssalt ved Jomfruland og Arendal st. 2 og nitrogen ved Lista. C/N/P-forholdet i partikulært materiale fra Arendal st. 2 og Jomfruland understøttet mulighetene for episodisk fosforbegrensning på disse stasjonene.

Sammenlignet med SFTs klassifiseringsystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann var nitratkonsentrasjonen vinter og sommer i tilstandsklasse I (god). Flere observasjoner i tilstandsklasse II (mindre god), III (nokså dårlig) og IV (dårlig) ble også registrert. Lista hadde generelt sett den beste tilstanden. De høye nitrogen-konsentrasjonene som periodevis ble registrert ved Lista kan skyldes upwelling.

Fosfatkonsentrasjonene lå i store trekk i tilstandsklasse I (god), unntatt noen få observasjoner ved Lista, grunnet upwelling.

Oksygenverdiene langs kysten var gjennomgående tilfredsstillende (gode etter SFTs klassifiseringsystem for miljøkvalitet), men med noe lavere konsentrasjoner ved Jomfruland enn ved Arendal.

Artssammensetningen forandret seg fra øst mot vest. Variasjonene i artssammensetning hos hardbunnssamfunnene var også større mellom stasjonene i de østlige deler av undersøkelsesområdet. Bløtbunnsfaunaen viste forandring i artsammensetning ved Lista og ved Jæren, slik at området mellom disse stedene dannet en overgangssone.

Det var en tendens til et økende antall arter av dyr, både på bløt- og hardbunn, fra øst mot vest. Område A skilte seg ut fra de andre gruppene med en større andel solitære enn kolonidannende dyr på hardbunn. Det samme området skilte seg også ut ved at alge- og dyresamfunnene på hardbunn hadde en lav diversitet og forekomst samtidig som det var enkeltarter som dominerte (høy dominans).

Individvekt og individtall av tre av de vanligste bløtbunnsartene økte mot øst. Individtallene var særlig høye på noen av de ytre (dype) stasjonene på strekningen Arendal-ytre Oslofjord.

Mengdeforholdet C/N i tare økte i en gradient fra øst mot vest.

4.2. Utvikling over tid

I vårmånedene middelåret 1990-94 var det mindre brakkvann ved Arendalstasjonene enn normalt. Utbredelsen av Skagerrak-kystvann i 1990-94 var tilnærmet normal. Skagerrak-vann-øvre varierte som normalt, unntatt vinteren 1993-94, hvor ekstreme vindforhold medførte en betydelig økt vertikalutbredelse, noe som også medførte at Atlantisk vann lå dypere enn normalt. Det var f.ø. et relativt stort innslag av Atlantisk vann i Skagerrak i 1990-93, noe som skyldes økt innstrømning av dette vann til Nordsjøen/Skagerrak.

Det var milde vintre og vår i 1990-93 (noe nærmere normalen i 1991), men mer normale forhold i 1994. I 1990 ble den høyeste vintertemperaturen observert i overflaten ved Flødevigen (Arendal) siden måleseriens start i 1924, og perioden 1988-93 var den lengste sammenhengende perioden med høy vintertemperatur. Somrene 1990-92 var tilnærmet normale, mens sommeren 1993 var blant de kaldeste og sommeren 1994 blant de varmeste siden 1924. I de dypere lag (Skagerrakvann og Atlantisk vann) lå temperaturen over det normale fra vinteren 1988 for deretter å synke mot det normale høsten 1993. Temperaturfallet var knyttet til redusert innstrømning av Atlantisk vann til Skagerrak, og lokal avkjøling i Nordsjøen.

Midlere konsentrasjon av totalnitrogen, partikulært organisk karbon, nitrogen og fosfor økte i 1991-1994 (årgjennomsnitt) i de øvre vannlag (Skagerrak-kystvann), med den høyeste konsentrasjonen i 1993-94. For totalfosfor var utviklingen omvendt, med den følge at Tot-(N:P)-forholdet økte. Det har således vært en økning i planteplanktonbiomassen (målt som partikulært karbon) i perioden. Våroppblomstringene av kiselalger har vært relativt små, bortsett fra i 1994, hvor den var stor og ganske langvarig. Generelt viste observasjonene ved Arendal at det har vært noe mindre "algebiomasse" de siste 5 årene, særlig om våren (unntatt 1994), når klorofyllobservasjoner i 1990-94 sammenlignes med observasjoner fra 1980-90. De største oppblomstringene har vært om sensommeren/høsten (med *Gyrodinium aureolum* som dominerende).

I 1991 ble det observert forhøyet nitratkonsentrasjon i april måned i Skagerrak-vann-øvre og tildels også i de dypeste deler av Skagerrak-kystvann. Dette skyldes sannsynligvis en langtransport av nitratrike vannmasser fra sørlige Nordsjøen (Aure *et al.* 1993). I april 1994 ble dette påny observert i samme vannmasse og årsaken er trolig den samme. Også i 1992 og 1993 ble det observert vann med forøyet nitrat/silkeforhold med mulig opprinnelse fra sørlige Nordsjøen (Tyskebukta), men med lavere nitratkonsentrasjon enn i 1991 og 1994. Det kan således være årlige tilførsler av dette vann til den norske sørkysten, men varierende i tid og kvalitet.

Alger og dyr på hardbunn viste begge en forandring i samfunnsstruktur over tid. For algenes del var forandringen størst i område A mens den for dyrene var størst i område B.

Det var også tendens til en svak forandring i bløtbunnsamfunnene på de fleste stasjonene.

Fra 1990 - 1993 viste algesamfunnene jevnt over en økning i artsantall, forekomst og diversitet over hele undersøkelsesområdet, mens det i 1994 var en nedgang i de samme indekser. Nitrogeninnholdet i tare var derimot generelt høyere i 1994 enn i de øvrige årene. Hos dyresamfunnene på hardbunn og bløtbunn kunne det imidlertid ikke påvises noen entydig utvikling av indeksene over hele undersøkelsesområdet.

4.3. Årsaker til gradientene

Det vil i det følgende bli diskutert mulige årsaker til de gradienter og den utvikling en har sporet i materialet.

4.3.1. Næringstilgang

Det er funnet indikasjoner på at deler av undersøkelsesområdet kan være moderat påvirket av næringssalttilførsler. Den største tilførselen av næringssalter fra norsk land kommer i området svenskegrensen til Jomfruland (spesielt i brakkvann og tildels også i Skagerrak kystvann), men også langtransport av næringssalter kan forklare forskjellene i næringssaltkonsentrasjoner mellom hovedområdene (Skagerrak-kystvann og spesielt Skagerrakvann-øvre). Andre potensielt viktige kilder til næring langs den norske Skagerrakkysten er mulighetene for transport av næringssalter og organisk stoff (planteplankton) fra sørlige Nordsjøen og Østersjøen/Kattegat. Forhøyet nitratkonsentrasjon ble observert i april 1991 og da knyttet til transport fra sørlige Nordsjøen (Aure *et al.* 1993). Den forhøyede nitratkonsentrasjonen i 1994 ble i hovedsak registrert i vannmasser som har sitt opphav i sørlige Nordsjøen, men også tildels i vannmasser som kan ha kommet fra Østersjøen og Kattegat. I 1992 og 1993 ble det også observert vann med mulig opprinnelse fra Tyskebukta, men til andre tider og noe annen kvalitet. Modellberegninger viser også at slike pulser av vann fra Tyskebukta, varierende i omfang og kvalitet, når norskekysten (Svendsen *et al.* 1995; Aksnes *et al.* 1995). Det foreligger også en mulighet at norske elver kan påvirke de øvre deler av disse vannmassene. Det kan tenkes at tilførsler fra norske elver er viktige i stabiliseringen av vannmassene og for tilførsler av næringssalter for en ekstra våroppblomstring i mai/juni som har vist seg å forekomme ved bl.a Jomfruland. Dette er tidligere blitt påvist i Langesundområdet av Dahl *et al.* (1983).

Planktonrelaterte parametre avdekket samlet ingen klare forskjeller langs kysten. Eksempelvis var artssammensetningen, klorofyllmengden og siktedypet ganske likt ved Jomfruland og Arendal, mens partikulært karbon og TSM var høyest ved Jomfruland. Sammensetningen av det partikulære materialet indikerer ingen fysiologisk næringsbegrensning hos planktonalgene. Videre indikerer næringsaltsforholdene langs kysten at av nitrogen og fosfor, så ligger fosfor nærmest til å kontrollere algebiomassen (være systemisk begrensende) ved Jomfruland, og nitrogen ved Lista.

Gradienten fra vest mot øst i bløtbunnssamfunnene tyder også på større næringstilgang til bløtbunn/faunaen i det østlige Skagerrak enn i områdene vest for Lista. Det var høyere individvekt og individtall hos de tre dominerende arter samt også høyere totalt individtall østover. Næringen må hovedsakelig stamme fra sedimentert plankton. Det var ingen ting som tydet på endret næringstilgang til bløtbunn i perioden 1990-94.

Med de forbehold som tidligere er nevnt i kap. 3.4 støtter de foreliggende resultater de funn som ble gjort av Fredriksen & Rueness (1990) i 1989 m.h.t nedgang i antall registrerte arter og dybdeutbredelsen av alger i østlige Skagerrak (område A). Seneffekter av den giftige algeoppblomstringen i 1988 har sannsynligvis påvirket deres resultater, men kan ikke forklare hele den store reduksjon i artsantall og nedre voksegrense for algene fra 1940/50-årene til 1989 i dette området.

Det bør også påpekes at tilførsler av partikler til sjøen (grunnet erosjon) også kan bidra til en redusert lystilgang for algene. Partikkeltilførselen til område A er større enn til de øvrige områder.

C/N forholdet i tare viste både geografiske og årsmessige variasjoner. Generelt sett er C/N-forholdet i alger vanligvis høyere når algene vokser under nitrogenbegrensning ettersom karbohydrater

produseres på bekostning av proteiner (Lobban & Harrison 1994). C/N forhold over 15 er ment å indikere at algene vokser under nitrogenbegrensede forhold (Hanisak 1983). Resultatene fra 1992 og 1993 viste at tareskogen på Vestlandet er mer utsatt for nitrogenbegrensninger enn plantene i Skagerrak. Våre data tyder på at tilvekst av stortare innen Skagerrakregionen ikke har vært særlig nitrogenbegrenset i mai/juni, men det foreligger ingen data som kan verifisere om veksten av stortare i Skagerrak er nitrogenbegrenset lengre ut på sommeren.

Område A hadde gjennomgående høye nitrogenkonsentrasjoner i vannmassene og skulle dermed i utgangspunktet begünstige tilveksten av rød- og grønnalger da disse algeklassene generelt sett har et lavere C/N-forhold enn brunalger (Niell 1976). Mange av rød- og spesielt grønnalgene kan klassifiseres som opportunistiske alger som raskt kan nyttegjøre seg nitrogenet i vannmassene (Wallentinus 1984). For å være konkurransedyktig må opptaket av nitrogen i slike opportunistiske arter, raskt omsettes i oppbygging av vev (Rosenberg & Ramus 1982). De kan dermed vokse svært fort og vil dominere på steder hvor det er overkonsentrasjoner av nitrogen i vannmassene. Hovedområdet A har i stor grad vært dominert av vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*-komplekset) som trives i områder med høye nitrogenverdier (Wallentinus 1984; Lyngby 1990).

Opptaksmekanismen av fosfor i makro- og planktonalger i Østersjøen er beskrevet av h.h.v. Wallentinus (1984) og Larson (1983). De påpeker at opptaket av nitrogen øker mye mer med økende konsentrasjoner enn det opptaket av fosfor gjør. Wallentinus (1984) mener dette kan ha viktige konsekvenser for Østersjøens algevegetasjon som om sommeren er nitrogenbegrenset. Selv små pulsvise tilførsler av nitrogen kan i perioder med nitrogenbegrensning nyttiggjøres ved at nitrogenet enten omsettes direkte i nytt vev eller lagres i algene. Derfor vil også pulsvise tilførsler av nitrogen kunne resultere i "stabile" opportunistiske samfunn på bekostning av de store flerårige algene. De store algene baserer seg i større grad på langsom vekst og de bygger opp nitrogenlagre om vinteren for å ha mulighet å overleve nitrogenfattige perioder om vår/sommer.

Nedgangen i forekomsten av brunalger siden Sundenes (1942; 1953) undersøkelser, og en økende andel filamentøse og små bladformete rødalger i område A, kan også tyde på at område A kan være noe mer belastet av næringssalter enn f.eks. område D. Andre trekk ved hardbunnssamfunnene som forekomsten av filamentøse påvekstalger, mengdeforholdet mellom solitære og kolonidannende dyr, forekomst og artsantall, diversitet-og dominansindekser, samt innholdet av nitrogen i tare, kan også tyde på en moderat påvirkning av næringssalter i de østlige deler av Skagerrak. De til tider store forekomstene av sekkedyr (*Ciona intestinalis*) og blåskjell i de østlige deler av Skagerrak kan være et tegn på næringsrike forhold. Responsen på en økt næringssaltbelastning kan være vanskelig å påvise direkte i dyresamfunn ettersom de ikke er direkte avhengige av næringssalter, men av primærprodusentene -algene. Det er også en mangel på kunnskap om dyrs reaksjon på moderat næringssaltbelastning. Økte næringstilførsler vil stimulere enkelte ledd i næringskjeden og dermed forrykke flere styrende faktorer i næringskjeden som vekst, konkurranse, predasjon, reproduksjon/rekruttering. Vurderingen av årsak-virknings forhold blir dermed vanskelig.

I Østersjøen og Kattégatt er det påvist effekter av økt næringssaltpåvirkning på algesamfunn (Wennberg 1977; Wallentinus 1984; Fleischer 1987). De funn som er gjort i disse områdene lar seg vanskelig overføre til funn i eksponerte områder i mer marine farvann langs norskekysten. Beregninger av forurensningsindekser basert på indikatorarter, som bl.a. er blitt gjort for Østersjøen, er vanskelig å benytte i kystovervåkingsprogrammet. Hovedgrunnen til dette er at de arter som benyttes som indikatorarter er arter som i stor grad bare forekommer i beskyttede og mindre eksponerte områder.

Det foreligger også rapporter fra norske undersøkelser som mener å kunne påvise effekter av forurensning (Johannessen & Sollie 1994). Store endringer fra 1919 og fram til idag er påvist i

fiskebestandene på beskyttede lokaliteter og dette settes i sammenheng med en økende forurensning i disse områdene. Både næringssalter og miljøgifter ansees som aktuelle forurensningsfaktorer. Kystovervåkningsprogrammet inkluderer ikke fisk og er konsentrert om de eksponerte områdene langs kysten. I dette programmet har en til nå ikke vært i stand til å påvise en slik forurensningsutvikling. Det er likevel for tidlig å kunne si noe om utviklingen i de biologiske samfunnene i den ytre skjærgård etter 5 års undersøkelser.

4.3.2. Biogeografiske faktorer

De geografiske forskjellene i hydrografi (særlig temperatur) var store, og det kan derfor tenkes at dette er av større betydning for de biologiske samfunn enn de hydrokjemiske gradientene er. Generelt hadde overflatelaget en klar øst/vest-gradient i temperatur (spesielt om vinter/vår), og i noen mindre grad også saltholdighet. Lista skiller seg ut fra de andre områdene fordi det har en hyppigere forekomst av upwelling. Vannmassene vest for Lista er mer påvirket av atlantisk-vann enn de i Skagerrak.

Brattegard *et al.* har delt inn Norskekysten i tre biogeografiske soner (Brattegard *et al.* in prep). Noe av gradienten i faunabildet på bløtbunn kan ha sammenheng med biogeografiske faktorer. I de vestlige områdene vil rekrutteringsmulighetene for arter utenfor Skagerrak være gunstigere. Artenes spredningsstadier kan lettere nå de vestlige Skagerrakområdene bl.a. ved hjelp av transport med innstrømmende vann. Grovere sedimenter vestover tillater også etablering av et større spektrum av arter.

På hardbunnslokalitetene er det funnet en øst-vest gradient i artssammensetning og samfunnsindekser også innenfor Brattegards "sub-provins Skagerrak" som omfatter området fra Svenskegrensen til Egersund.

Undersøkelser av organismesamfunn på hardbunn og bløtbunn viser klare forskjeller fra øst til vest. Det er sannsynlig at mange av de gradientene en kan spore i samfunnsstrukturen hos alger og dyr på hardbunn kan forklares ut fra tilpasninger til det hydrofysiske regimet i de forskjellige områdene. Variasjonene i saltholdighet og temperatur øker fra vestlandet og østover inn i Skagerrak. Arter som lever under stabile forhold (Vestlandet) er mindre tolerante mot store svingninger enn arter som er tilpasset store endringer i feks. saltholdighet og temperatur slik som i område A. Slike raske endringer i saltholdighet og temperatur vil også samfunnene i område C være utsatt for siden upwelling skjer periodevis i dette området.

4.3.3. Klimatiske effekter

Tidsrommet 1988-93 har vært preget av milde vintere/vår (1991 var noe nærmere normalen) I 1994 var de klimatiske forholdene mer normale igjen, dvs. kun ett år i observasjonsserien er normalt. Endringene i algesamfunnenes indekser viste for område A og B en antydning til nedgang i antall arter, forekomst og diversitet, samt økt dominans i 1991. Fra 1993-94 var nedgangen i de samme indekser enda mer tydelig enn fra 1990-91. Endringene var entydige over alle stasjoner, men mindre fremtredende i område D. Dette indikerer at de temperaturforholdene som er blitt observert i vann og luft har påvirket algesamfunnene langs kysten. En bidragende årsak til de registrerte endringene i algesamfunnene kan være at tilveksten (våren) ikke var så langt framskredet ved undersøkelsene i 1991 og spesielt i 1994. Store forekomster av typiske tidlige våralger som finnes i øvre del av fjæra (*Ulothrix* / *Urospora* sp., *Bangia atropurpurea* og *Porphyra linearis*) i 1994, bekrefter en slik antagelse. Arter som lever i fjæra er ekstra utsatte siden de påvirkes direkte av både luft- og vanntemperatur.

Den klare økningen av antall arter, forekomst og diversitet samt endring i samfunnsstruktur hos algesamfunn fra 1990 (1988) og til 1993, kan komme av at algesamfunnene fortsatt er i en suksesjonsfase etter den giftige algeoppblomstringen i 1988. Det kan også skyldes de unormalt varme vintrene etter 1988. Først i 1994 kom den første normalt kalde vinteren, og denne ble etterfulgt av en reduksjon i antall arter, forekomst og diversitet.

4.3.4. Biologiske fluktuasjoner

Det vil alltid være interne fluktuasjoner i biologiske samfunn. Disse, som f.eks. kan skyldes predasjon, rekruttering og konkurranseforhold, vil bidra til at det ofte kan være vanskelig å korrelere svingninger i samfunn til miljøparametre.

Masseoppblomstringen av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 gjorde stor skade på gruntvannssamfunnene langs kysten av Sør-Norge og særlig i den ytre skjærgård. Det knyttet seg derfor interesse til hvorvidt en i disse undersøkelsene fortsatt kunne spore seneffekter etter denne oppblomstring, og om disse kan være med på å forklare de gradienter som nå er funnet. Undersøkelsene i 1990-94 viser en tydelig gjenvekst av mange arter langs kysten, bl.a. purpurnegl (*Nucella lapillus*) som ble hardt rammet av oppblomstringen i 1988. Det har også vist seg at forekomstene av stortare har økt kraftig fram til 1993 hovedsaklig i område A og B, noe som igjen har store konsekvenser for all annen vegetasjon og fauna som er assosiert med tareskogen. De øst-vest gradienter som er registrert kan imidlertid ikke alene skyldes seneffekter av *Chrysochromulina*-oppblomstringen.

4.3.5. Konklusjoner

En kan konkludere med at denne første 5 årsperioden av kystovervåkningsprogrammet har gitt oss meget viktig informasjon om hvilke vannmasser som til enhver tid påvirker våre kystnære områder i Sør-Norge. Fire av de fem undersøkte årene har vært unormalt varme, med den lengste sammenhengende varmeperiode vinterstid siden 1924. Hydrografiundersøkelsene har påvist signifikante forskjeller i næringssaltkonsentrasjonene mellom områdene A, B og C, med de høyeste verdiene i område A.

Resultatene fra de biologiske undersøkelsene gir også visse indikasjoner på en større næringssaltbelastning i område A. En større individvekt og et større individtall av tre viktige bløtbunnsarter innover i Skagerrak indikerer høyere næringstilgang i området som følge av en større planktonsedimentasjon. Trekk ved hardbunnsamfunnene som forekomsten av filamentøse påvekstalger, mengdeforholdet mellom solitære og kolonidannende dyr, forekomst og artsantall, diversitets- og dominansindekser, samt innholdet av nitrogen i tare, kan også tyde på en moderat påvirkning av næringssalter i de østlige deler av Skagerrak.

Sammenligninger med historiske data (Sundene 1942, 1953) viser at det i område A har skjedd en nedgang i forekomsten av brunalger, en økning i andelen filamentøse og små bladformete rødalger, samt en reduksjon av nedre voksegrense for alger, siden Sundenes undersøkelser. Denne endringen i samfunnsstruktur siden 1940/50-tallet, samt det forhøyede N-innholdet i tare i østre Skagerrak, kan også tyde på at tilgangen på næringssalter i området har økt.

Det må presiseres at 5 år undersøkelser har vært for lite for å kunne fastslå klare utviklingstendenser i området. Dessuten er også andre faktorer enn næringssalter bestemmende for artssammensetningen innen områdene. F.eks så var det i 1994 blant alger en tydelig reduksjon i artsantall, forekomst og diversitet som sannsynligvis kan tilskrives temperaturforholdene dette året.

Litteratur

- Agger T.H., Kaas H., Knipschildt F., Brodersen K., Dahl K., Rasmussen B., Nørrevang Jensen J., Krause-Jensen D. & P.B. Christensen. 1994. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Marine områder. Fjorde, kyster og åpent hav. Danmarks miljøundersøkelser. Rapport nr. 117/1994. 177 s.
- Aksnes D., Ulvestad L., Kåre B., Baliño, Beatriz M., Berntsen, J., Egge, J.K. & E. Svendsen. 1995. Ecological modelling in coastal waters: Towards predictive physical-chemical-biological simulation models. *Ophelia* 41:3-36.
- Aure J., Dahl E., Johnsen T. & J. Magnusson. 1995. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi /Hydrokjemii/ Planteplankton. Årsrapport 1994 perioden 1.1.93 - 1.6.94 Statlig program for forurensningsovervåking 598/95. TA-1179/1995. NIVA-rapport 3200. 63 s.
- Aure J., Dahl E., Green N. W., Magnusson J., Moy F., Pedersen., Rygg B. & M. Walday. 1993a. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1992. Statlig program for forurensningsovervåking 528/93.TA-972/1993. NIVA-rapport 2924. 99 s.
- Aure J., Dahl E., Green N. W., Magnusson J., Moy F., Pedersen., Rygg B. & M. Walday. 1993b. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1991 og Samlerapport 1990-1991. Statlig program for forurensningsovervåking 510/93. TA-914/1993. NIVA-rapport 2827. 100 s.
- Aure J., Dahl E., Hovind H. & J. Magnusson. 1991. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemii. Årsrapport 1990. Statlig program for forurensningsovervåking 454/91. NIVA-rapport 2633. 93 s.
- Axelsson R. & L. Rydberg. 1993. Utvärdering av Bohusläns kustvattenkontrollprogram för perioden 1990-92. Hydrografi og näringsämnen. Rapport från Oceanografiska institutionen. Röda serien nr. 19. 56 s.
- Baalsrud K. & J. Magnusson. 1989. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Fremdriftsrapport. Undersøkelser i 1988. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 376/89. NIVA-rapport 2289. 90 s.
- Baden S. P., Loo L.-O., Pihl L., & R. Rosenberg. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish West Coast. *Ambio* 19, 113-122.
- Bakke T., Green, N.W., Haugen, I., Kvalvågnæs, K. & A. Pedersen. 1984. Pertrokkjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981-1983. NIVA-rapport 1602. 166s.
- Berge J. A., Green N. & B. Rygg. 1988. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* langs kysten av Sør-Norge i mai-juni 1988. Akutte virkninger på organismesamfunn langs kysten. Del A. Sammendragsrapport. SFT- Overvåkningsrapport nr. 328a/88. NIVA-rapport 2155. 44s.
- Brattegard T. *et al.* (in prep.) Marine arters utbredelse langs norskekysten. DN-rapport.

- Clarke K.R. & R.M. Warwick. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.* 118. 167-176.
- Clifford H. T. & W. Stephenson. 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press, 229 pp.
- Connor D.W. 1991. Norwegian fjords and Scottish sealochs: a comparative study. Joint Nature Conservation Committee Report, no.12 (Marine Nature Conservation Review Report, no. MNCR/SR/18).
- Dahl E., Torstensen E. & S. Tveite. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Langesundsområdet, 1974-1978. Flødevigen rapportserie, nr. 1, 1983, 1-78.
- de Jong E.A. 1994. Fosfor- og nitrogenbegrensning av planteplanktonveksten i kystvannet i Skagerrak. Cand. scient. oppgave, Univ. i Oslo, avd. Marin Botanikk, 68 s.
- Enoksson V., Sörensson F., Graneli W. & R. Elmgren. 1990. Nitrogen transformations in the Kattegat. *Ambio* 19, 159-166.
- Fleischer S., Hamrin S., Kindt T., Rydberg L. & L. Stibe. 1987. Coastal eutrophication in Sweden: Reducing nitrogen in land runoff. *Ambio* 16, 246-251.
- Fredriksen S. & J. Rueness. 1990. Eutrofisisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Overvåkingrapport 397/90. Delprosjekt 4.1. NIVA-rapport 2388.63s.
- Granéli E., Paasche E. & S.Y. Maestrini. 1993. Three years after the *Chrysochromulina polylepis* bloom in Scandinavian waters in 1988: Some conclusions of research and monitoring, pp 23-32. In: *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. (Eds: Smayda T.J. & Shimizu Y.). Elsevier Science Publ., Amsterdam.
- Green N. W. 1983. Sublittoral rocky-bottom community structure and development, Flaskebekk, inner Oslofjord. Cand. real. thesis. University of Oslo. Norway.
- Green N., Knutzen J. & P.A. Åsen. 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandfjorden. Delrapport 3: Gruntvannssamfunn 1982-83. SFT-overvåkingrapport nr. 189/85. NIVA-rapport 1747. 135s.
- Gulliksen B. 1972. Spawning, larval settlement, growth, variation of biomass, and distribution of *Ciona intestinalis* in Borgenfjorden, North-Trøndelag, Norway. *Sarsia* 51: 83-96.
- Gulliksen B. 1973. The vertical distribution and habitat of ascidians in Borgenfjorden, North-Trøndelag, Norway. *Sarsia* 52: 21-28
- Hanisak M. D. 1983. The nitrogen relationship of marine macroalgae. In: *Nitrogen in the marine environment* (Eds: Carpenter E J, Capone D. G.) Academic Press 699-730.
- Hiscock K. & R. Howlett. 1976. The ecology of *Caryophyllia smithi* Stokes & Broderip on southwestern coast of the British Isles. In: *Underwater Research* (eds. Drew E.A., Lythgoe J.N. & J.D. Woods). London. Academic Press. pp 319-334.

- Holtan G., Berge D., Holtan H. & T. Hopen. 1994. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1993. A. Principles, results and discussions. B: Data report. NIVA-report no 3162. 138 p.
- Hope A.C.A., 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. *J. R. Statist. Soc. Ser. B.* 30: 582-598.
- Hurlbert S. N. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Jackson J.B.C. 1977. Competition on marine hard substrata: The adaptive significance of solitary and colonial strategies. *Amer. Nat.* 111(980):734-767.
- Johannesen T. & T. Solli. 1994. Overvåking av gruntvannsfauna på Skagerrakkysten- Historiske forandringer i fiskefauna 1919-1993, og ettervirkninger av den giftige algeoppblomstringen i mai 1988. *Fisken og havet* nr.10, 91.
- Johnsen T., Knutzen J., Molvær J., Pedersen A. & M. Walday. 1994. Undersøkelser av miljøforhold i Glomfjord og Holandsfjord i 1991 - 1992. Delrapport 3: Næringssalter, algebiomasse, oksygenforhold og gruntvannssamfunn i Glomfjord. Statlig program for forurensningsovervåking rapport-571/94, TA-1101/1994. NIVA-rapport 3061. 121 s.
- Jones W. E., Bennell S., Beveridge C., McConell B., Mack-Smith S. & J. Mitchell. 1980. Methods of data collection and processing in rocky intertidal monitoring. In: *The shore environment*, Vol. 1: *Methods* (Eds. Price J.H. Irvine D.E.G. & W.F. Farnham). London. Academic Press pp. 137-170.
- Josefson A. B. 1987. Large-scale patterns of dynamics in subtidal macrozoobenthic assemblages in the Skagerrak: effects of a production- related factor? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38, 13-23.
- Josefson A. B. 1988. Övervakning av mjukbottenfauna langs Sveriges västkust. Naturvårdsverket, rapport 3504. Solna. 74 s.
- Josefson A. B. 1990. Increase of benthic biomass in the Skagerrak- Kattegat during the 1970s and 1980s - effects of organic enrichment? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66, 117-130.
- Josefson A. B. & S. Smith. 1984. Changes of benthos-biomass in the Skagerrak - Kattegat during the 1970-ies: a result of chance events, climatic changes or eutrophication? *Medd.Havsfiskelab Lysekil* 292, 111-121.
- Karlsson J. in prep. Inventering av marina makroalger i Østfold 1994: Området Heia-Torbjørnskjær. Tjärnö marinbiologiska laboratorium, Sverige.
- Kain J.M. 1975. Algal reclonization of some cleared subtidal areas. *J. Ecol.* 63: 739-765.
- Kruskal J.B. & M. Wish. 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications, Beverly Hills. California.
- Kørner D. & G. Weichart. 1991. Nutrients in the Greman Bight, concentrations and trends. ICES, Variability Symp. Mariehamn, 5-7 June 1991.

- Larsson U. 1983. Produksjonsbegrænsande ämnen. Delrapport till "Eutrofiering i marin miljø". National Swedish Environment Protection Board, Stockholm. mimeogr.
- Lobban C. S., Harrison P. J. 1994. Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press. 366 pp
- Lyngby J. E. 1990. Monitoring of nutrient availability and limitation using the marine macroalga *Ceramium rubrum* (Huds.) C. Ag. *Aquatic Bot.* 38: 153-161.
- Naturvårdsverket. 1988. Monitor 1988. Östersjön och Västerhavet - Livsmiljöer i förändring (Bernes, C. ed.). Solna. 207 pp.
- Niell F. X. 1976. C:N ratio in some marine macrophytes and its possible ecological significance. *Bot. Mar.* 14. 347-50.
- Norton T. Hiscock K. & J. A. Kitching. 1977. The ecology of Lough Ine. XX. The *Laminaria* forest at Cattigathorna. *J. Ecol.* 65, 919-941.
- OSPARCOM, 1994. Draft Data Report on Riverine and Direct Input of Contaminants to the Waters of the Paris Convention in 1992. Karlskrona: 13-17 June 1994.
- Pearson T. H., Josefson A. B. & R. Rosenberg. 1986. Petersen's benthic stations revisited. I. Is the Kattegat becoming eutrophic? *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 92, 157-206.
- Pearson T. H & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Pedersen A., N. W. Green, F. Moy & M. Walday. 1994. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1993. Hardbunnsundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking 554/94. TA-1054/1994.NIVA-rapport 3072. 86s.
- Pedersen A. & B. Rygg. 1990. Program for langtidsovervåking av trofiviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Del I. Benthiske organismesamfunn. NIVA-notat O-89131, 33 s.
- Pedersen A., Bakke T. & N.W. Green. 1990. Biologiske undersøkelser av de marine resipient ved Kårstø. Fastsittende alger og dyr 1983-1989. NIVA-rapport 2441. 152 s.
- Pedersen A., Wikander P.B., Oug E. & N.W. Green. 1989. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Virkninger på organismesamfunn langs kysten. NIVA's undersøkelser i november 1988. Statlig program for forurensningsovervåking 355/89) NIVA-rapport 2233. 182s.
- Pedersen A., Oug E. & N.W. Green. 1989. Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. NIVA's undersøkelser i juni 1989. Statlig program for forurensningsovervåking 403A/89. NIVA-rapport 2395. 93 s.
- Pihl Baden S. 1986. Recent changes in the Kattegat/Skagerrak ecosystem and their possible interdependence. National Swedish Environmental Protection Board Report 3157, 91 pp.
- Paasche E. & S.R. Erga. 1988. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the inner Oslofjord (Norway). *Sarsia* 73, 229-243.

- Rinde E., Christie H., Fredriksen S. & A. Sivertsen. 1992. Økologiske konsekvenser av taretråling: Betydning av tareskogens struktur for forekomst av hapterfauna, bunnfauna og epifytter. NINA Oppdragsmelding 127: 1-37.
- Rosenberg G. & J. Ramus. 1982. Ecological growth strategies in the seaweed *Gracilaria forliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva* sp. (Chlorophyceae): soluble nitrogen and reserve carbohydrates. *Mar. Biol.* 66; 251-9.
- Rosenberg R. 1985. Eutrophication - the future marine coastal nuisance? *Mar. Poll. Bull.* 16, 227-231.
- Rosenberg R., Elmgren R., Fleischer S., Jonsson P., Persson G. & H. Dahlin. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19, 102-108.
- Rosenberg R., Gray J. S., Josefson A. B. & T. H. Pearson. 1987. Petersen's benthic stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched? *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 105, 219-251.
- Rygg B. 1995a. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1994. Statlig program for forurensningsovervåking 616/95. Ta-nr 1237/1995. NIVA-rapport 3301. 59 s
- Rygg B. 1995b. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taxa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA-rapport *in press*. 68 s.
- Rygg B. & I. Thélin. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av organiske stoffer. SFT-veiledning nr. 93:05, 16 s.
- Sakshaug E. & S. Myklestad. 1973. Studies on the phytoplankton ecology of the Trondheimsfjord. III. Dynamics of phytoplankton blooms in relation to environmental factors, bioassay experiments and parameters for the physiological state of populations. *J.exp.mar.Biol.Ecol.*, 11:157-188.
- Schoener A. & T.W. Schoener. 1981. The dynamics of the species-area relation in marine fouling systems: 1. Biological correlates of changes in the species-area slope, *Amer. Nat.*, 118:339-360.
- Shannon C. E. & W. Weaver. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Shaw K.M., Lamshead P.J.D. & H.M. Platt. 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11:195-202.
- Sjötun K., Fredriksen S., Lein T. E., Rueness J. & K. Sivertsen. 1993. Population studies of *Laminaria hyperborea* from its northern range of distribution in Norway. *Hydrobiologia* 260/261: 215-221.

- Sjötun K. 1995. Adaptive aspects of growth and reproduction in two North Atlantic *Laminaria* species. Thesis UiB 37s. Inkluderer i tillegg 5 artikler.
- Sundene O. 1942. En undersøkelse av algevegetasjonen i ytre Oslofjord. - Hovedfagsoppgave UIO.
- Sundene O. 1953. The algal vegetation of the Oslofjord. - *Skr.norske Vidensk. Akad. I. Mat. Naturvid.* klasse. no. 2. 1-244.
- Svendsen E., Eriksrød G. & M. Skogen. 1995. Kvantifisering av langtransporterte vannmasser fra Tyskebukta, Østersjøen og Nordsjøen til ytre Oslofjord. Havforskningsinstituttet. Rapport nr. 15/1995. 69 s.
- Thomsen H.A. 1992. Plankton i de indre danske farvande. Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr.11, 1992, 331 s.
- Tunberg B. 1994. Övervakning av mjukbottenfauna längs Sveriges västkust. Naturvårdsverket Rapport 4287, 72s.
- Wallentinus I. 1984. Comparison of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Mar.Biol.* 80. 215-225.
- Wennberg T. 1987. Long-term changes in the composition and distribution of the macroalgal vegetation in the southern parts of Laholm Bay, south-west Sweden, during the last thirty years. Swedish Environment Protection Agency, Report 3290, Stockholm, Sweden. 47 pp.
- Wulff F., Stigebrandt A. & L. Rahm. 1990. Nutrient dynamics of the Baltic Sea. *Ambio* 19, 126-133.

Personlige meddelelser

Adolfsson Peter, Kristinebergs marinbiologiske stasjon, Sverige.

KYSTOVERVÅKINGSPROGRAMMET

Utgitte rapporter

Oppdragsgiver SFT

L.NR-3301, O-900632

Rygg, Brage & Elisabeth Alve. 1995

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystvannet av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1994.

(Overvåkingsrapport 616/95 (TA-1237/1995)) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-3300, O-900631

Pedersen Are, Green Norman, Moy Frithjof & Mats Walday. 1995

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystvannet av Norge. Datarapport 1994. Hardbunnsundersøkelser.

(Overvåkingsrapport 615/94). TA-1233/1995) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.)

L.NR-3200, O-900633

Aure Jan, Dahl Einar, Johnsen Torbjørn & Jan Magnusson, 1995

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystvannet av Norge. Hydrografi/hydrokjemii/plantep plankton. Rapport for perioden 1.1.93-1.6.94.

(Overvåkingsrapport 598/95 TA 1179/95) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-3072, O-900631

Pedersen Are, Green Norman, Moy Frithjof & Mats Walday. 1994

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystvannet av Norge. Datarapport 1993. Hardbunnsundersøkelser.

(Overvåkingsrapport 554/94). TA-1054/1994) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.)

L.NR-3071, O-900631

Pedersen Are, Rygg Brage, Magnusson Jan & Einar Dahl. 1994

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystvannet av Norge. Årsrapport 1993-Biologi.

(Overvåkingsrapport 560/94). TA-1069/1994) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.)

L.NR-3024, O-900631

Pedersen Are, Green Norman, Moy Frithjof & Mats Walday. 1994

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystvannet av Norge. Datarapport 1990. Hardbunnsundersøkelser.

(Overvåkingsrapport 555/94). TA-1055/1994) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.)

L.NR-3012, O-900632

Rygg, Brage. 1994

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunn. Datarapport 1993. (Overvåkingsrapport 549/93 (TA-1042/1994)) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2924, O-90063

Aure Jan (HI), Dahl Einar (HFF), Green Norman, Magnusson Jan, Moy Frithjof, Pedersen Are, Rygg Brage & Mats Walday. 1993

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1992. (Overvåkingsrapport 528/93). TA-972/1993) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.)

L.NR-2871, O-900631

Pedersen Are, Green Norman, Moy Frithjof & Mats Walday. 1993

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Datarapport 1991-1992. Hardbunnsundersøkelser. (Overvåkingsrapport 515/93). TA-933/1993) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.)

L.NR-2865, O-900632

Rygg, Brage. 1993

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunn. Datarapport 1991 og 1992. (Overvåkingsrapport 514/93 (TA-932/1993)) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2827, O-90063

Aure, Jan (HI) ; Dahl, Einar (HI) ; Green, Norman ; Magnusson, Jan ; Moy, Frithjof ; Pedersen, Are ; Rygg, Brage; Walday, Mats. 1993

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1991 og Samlerapport 1990-91. (Overvåkingsrapport 510/93 (TA-914/1993)) Oppdragsgiver : Statensforurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2723, O-900630

Magnusson, Jan; Aure, Jan (HI) ; Dahl, Einar (HFF) ; Hovind, Håvard. 1992

Langtidsovervåking av trofiutvikling i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Datarapport 1991 (Overvåkingsrapport 485/92 TA 834/92) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2633, O-900633

Magnusson, Jan; Aure, Jan (HI); Dahl, Einar (HFF); ; Hovind, Håvard. 1991.

Langtidsovervåking av trofisisuasjonen i kystvannet langs Sør- Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Årsrapport 1990 (Overvåkingsrapport 454/91, TA) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2606, O-900631

Pedersen, Are, Green, Norman, Walday, Mats & Frithjof Moy. 1991

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør- Norge. Årsrapport for hardbunnundersøkelsene i 1990

(Overvåkingsrapport 447/91, TA 754/1991) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2600, O-900632

Rygg, Brage. 1991.

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør- Norge. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1990. Datarapport

(Overvåkingsrapport 444B/91;=91/444B) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2596, O-900632

Rygg, Brage. 1991.

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1990. Årsrapport

(Overvåkingsrapport 444A/91;=91/444A) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

L.NR-2452, O-900632

Rygg, Brage. 1990

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1988-1989

(Overvåkingsrapport 410/90) Oppdragsgiver : Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)

Det er ellers produsert årlige toktrapper fra hvert av bløt- og hardbunnstoktene.

I tillegg er det utgitt to rapporter utført av studenter tilknyttet kystovervåkingprogrammet som et ledd i Deres utdanning:

Tandstad Merete, 1993. The distribution of benthic algae along the Norwegian Coast? - A report on a placement with the Norwegian Institute for Water Research (NIVA). In fulfillment with the requirement of the Msc in Aquatic Resource Management of the University of London. UK Not for publication..

Huiting A. M. 1994. Benthic Communities along the Norwegian Coast. A report on a traineeship at the Norwegian Institute for Water Research (NIVA). Student of Environmental Hygiene from the Agricultural University Wageningen. NL. Not for publication.

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2863-2