

017

Forskningsprogram om biologiske
effekter av oljeforurensning
(FOBO)
Sluttrapport

Redigert av
Robert T. Barrett

forskningsrapport



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Forskningsprogram om biologiske
effekter av oljeforurensning
(FOBO)
Sluttrapport

Redigert av
Robert T. Barrett

NINAs publikasjoner

NINA utgir seks ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe mm. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Notat

Serien inneholder symposie-referater, korte faglige redegjørelser, statusrapporter, prosjektskisser o.l. i hovedsak rettet mot NINAs egne ansatte eller kolleger og institusjoner som arbeider med tilsvarende emner. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern- og turist- og friluftslivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er **publisert andre steder**, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Barrett, R. T., 1991 red.

Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport.

NINA Forskningsrapport 17: 1-85.

Trondheim, desember 1991

ISSN 0802-3093

ISBN 82-426-0157-7

Klassifisering av publikasjonen:

Norsk: Forurensning og miljøovervåking i marint miljø.

Engelsk: Pollution and monitoring of marine ecosystems

Rettighetshaver:

NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Svein Myrberget

Eli Fremstad

NINA, Trondheim

Design og layout:

Eva M. Schjetne

Kari Sivertsen

Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Trykk: BJÆRUM Trykkeri as

Opplag: 400

Trykt på 100 % resirkulert papir!

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tif.: (07) 58 05 00

Referat

Barrett, R.T., red. 1991. Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. - NINA Forskningsrapport 17: 1-85.

Et nasjonalt forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO) ble initiert av Miljøverndepartementet i oktober 1983 i lys av den økende oljeleting og produksjonsaktivitet i Nordsjøen og Norskehavet. Ambisjonene var høye, men pga. manglende interesse for programmet blant potensielle samarbeidspartnere, bl.a. Fiskeridepartementet og oljeselskapene, måtte det fireårige programmet begrenses til tre prosjekter: sjøfugl, strandsonevegetasjon, og littoralsoner (senere delt i hardbunns- og bløtbunnsprosjekter). Programmet ble gjennomført i tidsrommet høsten 1985 - slutten av 1989, og rapporten oppsummerer hovedresultatene og konklusjonene av de enkelte prosjektene.

Emneord: oljeforurensning - sjøfugl - littoralsonen - strandvegetasjon - bløtbunn - hardbunn.

Abstract

Barrett, R.T., ed. 1991. Research programme on the biological effects of oil pollution. Final report. - NINA Forskningsrapport 17: 1-85.

A national research programme on the biological effects of oil pollution (FOBO) was initiated by the Norwegian Ministry of Environment in October 1983 in the light of the increasing oil exploration and production activity in the North Sea and northern Norwegian waters. Ambitions were high and five main fields of research were suggested - seabirds, fish (incl. salmon), marine mammals, the littoral zone and plankton. However, due to the lack of interest on the part of other potential financiers, e.g. the Ministry of Fisheries and the oil companies, to participate, the four-year programme had to be limited to the three topics listed below. The leaders of each project and their affiliation are given in parentheses.

- I Seabirds around breeding colonies and at sea (Wim Vader, University of Tromsø)
- II Higher plants along the shoreline (Reidar Elven, University of Tromsø)
- III The littoral zone - later split into soft (John Gray, University of Oslo) and hard-bottom (Ola Vahl, University of Bergen) communities.

The programme ran from the autumn of 1985 to the end of 1989 and this report summarizes the main results and conclusions of each project.

Key words: oil pollution - sea-birds - littoral zone - salt marsh vegetation - soft-bottom - hard-bottom.

Innhold

Referat
Abstract

1 Innledning	5	3.5.2 Stabilitet	32
2 Effekt av olje på beskytta hardbotn-strender - ekperimentelle studiar av prosessar under gjen- oppbygginga av grisetangsamfunn. K. Sjøtun og T.E. Lein	7	3.5.3 Effekter av olje.....	33
2.1 Innleiing	7	3.5.4 Resultatenes allmengyldighet og anbefaling av oppfølgende undersøkelser	34
2.2 Resultat og diskusjon.....	9	3.5.5 Forvaltningsmessige anbefalinger	34
2.2.1 Beskytta tangsamfunn langs norskekysten.....	9	3.6 Sammendrag	35
2.2.2 Stabiliteten i grisetangsamfunnet	9	3.7 Summary - The effect of oil on structuring proces- ses in intertidal mudflats	36
2.2.3 Eksperimentell øydeleggjing av grisetang- samfunnet	10	3.8 Litteratur.....	37
2.2.4 Rekruttering av rur og grisetang.....	11	4 Pelagisk utbredelse av sjøfugl og byttedyr i Barents- havet utenom hekkesesongen. K.E. Erikstad	42
2.2.5 Verknad av olje på grisetang	13	4.1 Innledning.....	42
2.2.6 Øydeleggjing og gjenvekst av grisetangsam- funn etter akutt oljeforureining.....	13	4.2 Metoder.....	42
2.2.7 Næringsoverføring frå fjøra til sjø og land	15	4.3 Resultater.....	42
2.2.8 Vidare forskningsoppgaver.....	16	4.3.1 Vinter/vår-næring.....	42
2.3 Sammendrag.....	16	4.3.2 "Ship followers"	42
2.4 Summary - Effect of oil on sheltered rocky shores - experimental studies of processes during the re- establishment of <i>Ascophyllum</i> community.....	17	4.3.3 Sammenheng mellom utbedelse av fugl og forskjellige byttedyr.....	42
2.5 Litteratur.....	17	4.4 Diskusjon	47
3 Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen - bløtbunn. H.P. Leinaas og H. Christie	24	4.4.1 Næringsvalg.....	47
3.1 Innledning.....	24	4.4.2 Sammenheng mellom pelagisk utbredelse av fugl og fisk	47
3.1.1 Bakgrunn	24	4.5 Konklusjon og videre pespektiver	48
3.1.2 Problemstillinger og framgangsmåter	24	4.6 Sammendrag	49
3.2 Områdebeskrivelse	25	4.7 Summary - The pelagic distribution of seabirds and their prey in the Barents Sea outside the breeding season	49
3.3 Struktur og dynamikk i bløtbunnssamfunnet	26	4.8 Litteratur.....	50
3.3.1 Sesongvariasjoner	26	5 Hvordan utnytter sjøfugl områdene rundt hekke- kolonien som næringsområde? R.T. Barrett	56
3.3.2 Klimatiske faktorer	27	5.1 Innledning.....	56
3.3.3 Studier av predasjon som strukturerende faktor i samfunnet	28	5.1.1 Lokalisering og artsvalg	56
3.4 Sårbarhet og reetableringsevne etter miljøforstyr- elser	29	5.2 Utbredelsen av fugl på sjøen utenfor Bleiksey.....	56
3.4.1 Reetablering etter en forstyrrelse.....	29	5.2.1 Næringsøk	58
3.4.2 Effekter av olje	30	5.3 Næringsvalg og hekkesuksess	58
3.5 Konklusjoner	32	5.3.1 Næring og næringsøk	58
3.5.1 Strukturerende prosesser i samfunnet	32	5.3.2 Aktivitetsrytmer.....	59
		5.4 Diskusjon	59
		5.5 Demografisk studie av krykkje og toppskarv (et pi- lotprosjekt).....	60
		5.6 Konklusjon og erfaringer	61
		5.7 Sammendrag	61
		5.8 Summary - The distribution of seabirds at sea outside a breeding colony, their food and breeding success	61
		5.9 Litteratur.....	62

6 Effekter av diesellole-forurensning på naturlig strandengvegetasjon og på spiring og vekst hos <i>Plantago maritima</i> (strandkjempe). H. Edvardsen	68
6.1 Bakgrunn og innledning.....	68
6.2 Virkning av autodiesellole på naturlig strandengvegetasjon.....	69
6.2.1 Materiale og metoder.....	70
6.2.2 Resultater.....	71
6.2.3 Oppsummering og diskusjon.....	72
6.3 Frøspiring og vekstforsøk hos utvalgte strandplanter.....	73
6.3.1 Materiale og metoder.....	73
6.3.2 Resultater.....	73
6.3.3 Oppsummering.....	73
6.4 Effekten av autodieselolje-forurensning på spiring og vegetativ vekst av <i>Plantago maritima</i> (strandkjempe).....	73
6.4.1 Materiale og metoder.....	74
6.4.2 Resultater.....	71
6.4.3 Oppsummering.....	75
6.5 Sammendrag.....	75
6.6 Summary - The effects of diesel oil pollution on salt-marsh vegetation and on the germination and early growth of <i>Plantago maritima</i>	76
6.7 Litteratur.....	76

1 Innledning

På et møte i Miljøverndepartementet (MD) i oktober 1983 orienterte programstyret for "Forskningsprogram om havforurensning" (FoH) om resultatene fra det nylig avsluttede programmet, og de erfaringer forvaltningsorganene kunne nyttiggjøre seg fra programmet. FoH framskaffet nye kunnskaper, særlig innen oljeforurensningsspørsmål, men avdekket også store behov for ytterligere viten innen dette fagfeltet. Departementet utarbeidet derfor et notat som foreslo en oppfølging av FoH med et forskningsprogram med vekt på undersøkelser av biologiske effekter av oljeforurensning. Miljøverndepartementet foreslo at programmet skulle ta sikte på fire fagfelt:

- 1) Sjøfuglforskning og sjøfuglkartlegging, som en oppfølging av "Det nasjonale sjøfuglprosjektet" i regi av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.
- 2) Fiskeforskning (herunder laks) som en oppfølging av FoH-programmet, med bl.a. egg-/larve-undersøkelser.
- 3) Sjøpattedyr-forskning, med vekt på kystsel og oter.
- 4) Forskning om marine benthos- og planktonsamfunn.

Dette notatet var utgangspunkt for en arbeidsgruppe som skulle legge fram forslag til en faglig ramme og en årlig budsjettamme for et forskningsprogram. Videre skulle arbeidsgruppen lage en tilråding overfor MD hvor en beskrev mer detaljert faglig innhold og la fram forslag om organisering av et "**Forskningsprogram om Biologiske effekter av Oljeforurensning (FOBO)**". Arbeidsgruppen besto av en representant fra Statens forurensningstilsyn (SFT), Norsk polarinstitutt (NPI), Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF) (senere Direktoratet for naturforvaltning - DN) og MD.

Årsaken til at MD påpekte behov for et kartleggings- og forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning var oljeletingen som stadig utvidet seg nordover. I forbindelse med forslag om igangsetting av oljeboring på nye felt har MD ansvaret for å påse at det tas tilstrekkelig hensyn til miljøet. I denne forbindelse har det særlig vært fokusert på sjøfugl og fisk. Imidlertid har det fra ansvarlig hold blitt ytret et klarere ønske om å kunne uttale seg med rimelig sikkerhet om mulige effekter av oljeforurensning på det øvrige livet i havet. En slik målsetning måtte imidlertid ta i betraktning at det eksisterende datagrunnlag om ulike arter og økosystemer var svært mangelfullt. I mange sammenhenger var det også et behov for mer kunnskap om oljens virkning på organismene.

Arbeidsgruppen framhevet at FOBO burde ha en sterk forvaltningsrettet profil og at dette burde få konsekvenser for programmet og dets organisering. Gruppen foreslo at to hovedtyper undersøkelser burde prioriteres:

- kartlegging av sårbare biologiske forekomster, for å få en bedre oversikt over hva som kan skades ved potensielle oljesøl
- undersøkelser rettet mot å kunne forklare effekter av oljeforurensning.

Gruppen påpekte at forvaltningsmyndighetene primært hadde behov for kunnskap om effekter på populasjoner og samfunn, og ikke spesielt effekter på enkeltindivider uten at disse ble satt i større sammenheng. Arbeidsgruppen foreslo fem hovedfelter for undersøkelser med et årlig budsjett på nærmere 18 mill. kroner. De var sjøfugl, fisk (inkl. laks), sjøpattedyr (oter og kystsel), plante- og dyresamfunn i strandsonen (særlig på bløtbunn) og plankton.

En slik bred og omfattende satsing satte krav til flerdepartementalt samarbeid og utvidet finansiering. Således skulle oljeselskapene anmodes om å dekke halvparten, mens resten skulle dekkes over MD's og ev. Fiskeridepartementets (FiD) og forskningsrådenes budsjetter. Circa kr 900.000 ville kunne dekkes over DN's budsjett. Med et så omfattende utgangspunkt mente gruppen at det var nødvendig å opprette et eget sekretariat for FOBO, med en heltidsengasjert administrasjonssekretær, en halvtidsansatt programleder, og et programstyre som skulle stå for den endelige, mer detaljerte utformingen av programmet.

MD foreslo overfor FiD at det skjedde en bred koordinering av FOBO i forhold til de prosjekter som drives i regi av Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI) og Norges fiskeriforskningsråd (NFFR). Et kontaktorgan med representanter for FiD, MD, Norges almenvitenskapelige forskningsråd (NAVF) og NFFR ble opprettet for å ivareta denne funksjon. Koordineringen skulle bl.a. innebære at forskere tilknyttet FOBO fritt skulle kunne delta på tokt med FHI's båter. Imidlertid lyktes det ikke å skaffe en bred støtte til programmet. Ambisjonsnivået måtte reduseres og miljøvernmyndighetene ble stående som eneansvarlig for programmet.

På MD's budsjett for 1985 ble det ført opp 2 millioner kroner til FOBO, som skulle være et fire-årig program. Det ble også tatt sikte på at tilskuddet skulle ligge på minst samme nivå som i 1985 de nærmeste årene. Gjennom samtaler som fant sted mellom NAVF og MD, ble det enighet om at en organisering av FOBO gjennom Økoforsk var mest hensiktsmessig, siden en da kunne utnytte en allerede etablert kontakt mellom departemen-

tet og forskningsrådet. Forslag til FOBO-prosjekter ville da bli behandlet på vanlig måte av programstyret i Økoforsk. Sekretariatet i Økoforsk ble utvidet men én stilling (4-års engasjement) som spesielt arbeidet med prosjekter knyttet til det marine miljø.

Saken ble behandlet av programstyret for Økoforsk 27 november 1984, og programstyret ga sin prinsipielle tilslutning til at et 4-årig FOBO-program ble organisert under Økoforsk. Dette ble videre stadfestet av Rådet for naturvitenskapelig forskning i NAVF i begynnelsen av desember s.å. Sjøfuglforskning og forskning på strandøkosystemer ble raskt plukket ut som særlig aktuelle temaer, og det ble lagt vekt på å kunne oppnå mulighet til å forutsi effekter av oljeforurensning på populasjoner og økosystemer. To faggrupper ble utnevnt til å vurdere hva som kunne og burde gjøres innenfor temaene og innenfor de rammene som eksisterte for programmet. Faggruppene besto av

- 1) Professor Odd Halvorsen (UiTø), førstemanuensis Ola Vahl (UiB), forsker Hans Petter Leinaas (UiO) og førstemanuensis Reidar Elven (UiTø) for strandoneøkosystemer, og
- 2) Førstekonservator Wim Vader (UiTø), forsker Rob Barrett (UiTø) og forsker Nils Røv (DVF) for sjøfugl. Begge grupper ble bedt om innen midten av februar 1985 å utarbeide rammeplaner for de to fagfeltene.

Etter en runde med forslag til rammeplanene og siden prosjektsøknader, ble det i april 1985 vedtatt igangsatt følgende tre prosjekter for perioden 1985-89:

Vader: sjøfugl rundt hekkekolonier og i åpent hav,

Elven: strandonevegetasjon og oljeforurensning,

Vahl/Gray: innvirkning av olje på prosesser i littoralsone (senere delt i to - en hardbunnsdel (UiB) og en bløtbunnsdel (UiO)).

FOBO-prosjektene ble satt i gang med innledende undersøkelser sommeren/høsten 1985, og engasjement av de første medarbeiderne f.o.m. sommeren/høsten 1985. De øvrige medarbeiderne ble engasjert f.o.m. 1 januar 1986 og ut 1988, men med forlengelser av enkelte engasjementer i rapport-skrivingsfase i 1989. Følgende forskere deltok i programmet som heltidsengasjerte:

Robert Barrett, Tromsø Museum, Universitetet i Tromsø

John Arthur Berge, Institutt for marinbiologi, Univversitetet i Oslo

Hartvig Christie, Institutt for marinbiologi, Universitetet i Oslo

Hanne Edvardsen, Institutt for biologi og geologi, Universitetet i Tromsø

Kjell Einar Erikstad, Tromsø Museum, Universitetet i Tromsø.

Jan Helge Fosså, Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen
Bernt Johansen, Institutt for biologi og geologi, Universitetet i Tromsø

Regina Kűfner, Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen
Tor Eiliv Lein, Institutt for mariniologi, Universitetet i Bergen
Hans Petter Leinaas, Institutt for marinbiologi, Universitetet i Oslo
Eivind Oug, Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen
Jan Thomas Schwenke, Institutt for biologi og geologi, Universitetet i Tromsø

Kjersti Sjøtun, Institutt for mariniologi, Universitetet i Bergen

2 Effekt av olje på beskytta hardbotn-strender - eksperimentelle studiar av prosessar under gjenoppbygginga av grise-tangsamfunn

Kjersti Sjøtun og Tor Eiliv Lein, Universitetet i Bergen, Institutt for marinbiologi, 5065 Blomsterdalen

2.1 Innleiing

Oljeforureiningar i havet kan vera av to typar; akutte eller kroniske. Under kroniske oljeforureiningar vert organismane stadig utsette for nye dosar olje, medan det ved akutte oljeforureiningar er tale om eit større eller mindre eingongsutslepp av olje frå båtar eller oljeriggar. Det vert her berre handsama problemstillingar i samband med akutte oljeforureiningar.

Olje som driv i land, kan verka skadeleg på dyr og planter i fjøresona på to måtar: ved at olja er giftig for organismane, eller ved at olja dekkar dyr og alger og hindrar funksjonar som t.d. rørsle, fotosyntese, respirasjon og formeiring. Oftast kan imidlertid skadeverknaden seiast å skriva seg frå ein kombinasjon av desse to negative effektane (FoH-sluttrapport 1984). Den akutte giftverknaden av råolja synest i stor grad å hanga saman med oljetype og forvittringsgrad av olja. Omgrepet "forvitring" refererer til dei endringane som finn stad med olja etter ei tid i sjøen. Dei lågmo-lekylære delene av råolja vert ofte rekna for å vera mest giftige for marine organismar, men desse forsvinn raskast frå råolja under forvittringsprosessen. Reint mekanisk gjer olja skade på organismar i fjøresona ved å kleba seg til og dekkja dyr og alger. Så lenge olja er til stades i miljøet, vil olja hindra nykolonisering på stader der den dekkjer stranda, og oljehydrokarbonar vil kunna bli tekne opp i overlevande dyr og alger i fjøra. Olja vil verka skadeleg på organismar i fjøra sjølv om oljehydrokarbonane førekjem i konsentrasjonar lågare enn ei direkte dødeligheitsgrense. Ein slik skadeverknad kan t.d. vera redusert fruktbarheit.

Etter at olja er borte frå miljøet, vil gjenoppbygginga av fjøresamfunnet vera avhengig av eit dynamisk samspel mellom dei ulike organismane som kan slå seg ned i fjøresona. Utviklinga

mot eit fjøresamfunn tilnærma likt det opprinnelege kan difor ta lang tid (Southward & Southward 1978). Vidare kan ei oljeforureining resultera i ulik dødeligheit av forskjellige grupper organismar i fjøresona, og dette tilhøvet vil også verka inn på gjenetableringa av fjøresamfunnet. T.d. er krepsdyr spesielt sårbare overfor oljeforureining i høve til andre dyregrupper.

Den generelle målsetjinga til prosjektet var å undersøkje tilhøve som strukturerer og opprettheld stabiliteten av samfunn i hardbotn-fjører, og vidare å setja verknader av akutte oljeforureiningsuhell i samband med slike prosessar i fjøresona. Beiting, konkurranse om plass og biologien til dei ulike artane er dei viktigaste tilhøva som bestemmer samfunnsstrukturen til hardbotn-fjører. I naturlege samfunn kan mengdene av dei ulike artane variera over tid. Menneskelege aktivitetar kan også føra med seg endringar i eit fjøresamfunn, og det er dermed ofte vanskeleg å skilja mellom naturlege variasjonar og verknad av menneskelege aktivitetar. Det er difor blitt peika på eit behov for langtidsundersøkingar av marine samfunn.

Effektar av oljeforureiningar i hardbotn-fjører varierer mykje. Ulike faktorar som t.d. mengd av olje, oljetype, forvitring av olja, i kva grad stranda er bølgepåverka osv. gjer det svært vanskeleg å tolka resultatane av tidlegare observasjonar og forsøk. Større mengder olje tilført ei hardbotn-fjøre synest imidlertid alltid å føra til endringar av eit fjøresamfunn ved at artar som er mest følsomme for oljeforureining, dør (Teal & Howarth 1984). Gjenoppbygginga av fjøresamfunn vil deretter ta kortast tid på meir bølgepåverka lokalitetar, og relativt lang tid på beskytta strender. Dette skuldast delvis at beskytta strender har lågast sjølvreinsingsevne, dvs. at olja ikkje så lett blir vaska bort av bølger og derfor blir liggjande lenger på slike lokalitetar. Lang gjenoppbyggingstid av beskytta fjører synest også hanga saman med at slike fjøresamfunn ofte er eit resultat av eit meir komplekst samspel mellom artane, og dette kan det ta lang tid å gjenoppretta (Gray & Brattegard 1979).

Desse tilhøva førde til at undersøkingane i dette prosjektet først og fremst vart konsentrerte om bølgebeskytta hardbotn-fjører. Ei viktig art i slike fjører er grisatang (*Ascophyllum nodosum*). Fjøresamfunn assosiert med grisatangsona endrar seg lite over tid under naturlege tilhøve (Lewis 1982), og grisangsamfunn er såleis nyttige som referansesamfunn i tilfeller der ein er interessert i å registrera ein eventuell menneskeleg påverknad av miljøet. Ei gjennomgåing av ulike rapportar der utbreiinga av grisatang er undersøkt, viser at mellom 38 og 55 % av den totale kystlina i Noreg er dominert av grisangsamfunn. Den totale mengda av grisatang i Noreg er vidare berekna til 1,8 mill. tonn.

Grisatang representerer ein økonomisk ressurs, og er vidare ei dominerande art på strender som blir mest nytta til rekreasjon og friluftsliv.

På grunnlag av tidlegare innsamla data, vart ei beskriving og samanlikning av beskytta fjøresamfunn frå ulike stader i Noreg føretekken. I desse undersøkingane var alger og dyr over heile fjøresona registrerte. Dei vidare forsøka vart deretter konsentrerte om prosessar som kan verka inn på gjenetablering av grisangsamfunn i slike beskytta hardbotn-fjører.

For å få informasjon om dei ulike fasane under gjenetableringa av grisangsamfunn vart det føreteke gjenvekstforsøk. I gjenvekstforsøka vart ulike kategoriar prøver undersøkte; kontrollar, prøveruter der substratet var sterilisert ved starten av forsøket og prøveruter der tangdekket var fjerna ved starten av forsøket. Gjenveksten vart undersøkt på tre ulike stader i Noreg; Aust-Finnmark, Troms og Hordaland. Ei stor geografisk spreiding av dei undersøkte grisangsamfunna aukar den generelle utsagnsverdien av feltforsøka.

Grisatang og rur (*Balanus balanoides*) er to svært viktige artar i hardbotn-fjører i Noreg. Før det vart gjort forsøk med oljeforureining, vart tilhøve i samband med rekrutteringa av desse artane undersøkte. Grisatang er i tidlegare europeiske undersøkingar funne å etablara seg svært langsamt etter reinskraping av substratet. Ei rask rekruttering av dei viktigaste artane i eit samfunn er ein forutsetnad for ei rask gjenetablering av heile samfunnet. Sett i samband med gjenvekstforsøka ville difor forsøk med rekruttering av dominerande artar gjeva innsikt i høve som verkar til å byggja opp og vedlikehalda grisangsamfunn i hardbotn-fjører.

Vidare vart det utført oljeforureiningsforsøk med grisatang. Resultata av tidlegare forsøk viser at grisatang kan bli påført skader av oljeforureining. Observasjonar etter oljeforureininga frå "Amoco Cadiz"-forliset i Frankrike tyder på at grisatang er relativt sårbar overfor olje (Teal & Howarth 1984). Det vart i denne undersøkinga gjort oljeforureiningsforsøk både med kimplanter og store grisatangplanter for å undersøkje den eventuelle skadeverknaden av råolje på desse. Dei fleste oljeutslipp skjer eit stykke frå land, slik at dei mest giftige komponentane i olja er fordampa/løyst når olja når stranda. For å freista å gjera ei mest mogleg realistisk simulering av ei oljeforureining i fjøresona vart det difor nytta forvitra råolje.

2.2 Resultat og diskusjon

2.2.1 Beskytta tangsamfunn langs norskekysten

Innleiingsvis vart bølgebekymta hardbotn-fjører frå ulike geografske områder i Noreg samanlikna med omsyn til flora og fauna; dette vart gjort for å få informasjon om grad av likskap mellom slike fjører. Slik informasjon er viktig for utsagnsverdien av dei vidare feltforsøka og eksperimenta. Samanlikninga av dei bølgebekymta hardbotn-fjørene vart føreteken på grunnlag av data frå fleire tidlegare basisundersøkingar.

Stasjonane som er nytta i denne samanlikninga, er plasserte på fylgjande vis: 5 stasjonar i Hordaland, 5 i Troms og 5 i Aust-Finnmark. I Troms og Finnmark ligg dei meir spreidd enn i Hordaland. Alle ligg i dei ytre skjergardsområda uten ferskvasstilførsle eller kjende forureiningskjelder. Stasjonane er beskytta mot større bølgepåverknad. I Nord-Noreg er tidevass-sona større enn i Sør-Noreg. Dette medfører at fjøresona jevnt over er breiare; det er difor ofte større areal for planter og dyr å etablere seg på. Biomassen av tang pr. meter av fjøre-lengda vil dermed oftast vera større i Nord-Noreg enn i Sør-Noreg.

Fjøresamfunna i Hordaland, Troms og Finnmark viser seg å vera relativt like. Dette går fram av **figur 1**, der alle stasjonane frå dei tre regionale områda er samanlikna i ei klassifikasjonsanalyse. Store regionale likskapar skuldast særleg at det finnes omtrent like mengder av dei store sonedannande tangartane griselang, sagtang og blæretang i alle dei tre områda. Mange andre artar, både alger og dyr, førekjem også i omtrent like mengder i dei undersøkte områda. **Figur 1** gjev vidare ei skjematisk framstilling av relative mengder av dei 55 mest dominerande artane på dei undersøkte stasjonane. Av desse er 42 funne både i Nord- og Sør-Noreg. Totalt er det registrert 136 artar planter og dyr i dei tre områda (Lein & Kufner 1990).

Trass i store likskapar regionane imellom, skil stasjonane i dei enkelte områda seg likevel tydeleg ut i grupper (**figur 1**). Det er altså ein del klare uliksapar mellom dei tre undersøkte områda. Dersom ein tek føre seg dei regionale særtrekka, viser Hordaland større innslag av artane sauetang, vanleg grønndusk, albogesnegl og strandkrabbe i høve til dei andre områda. I Troms finnes algene krusflik og fagerfjør i større mengder enn i dei andre undersøkte regionane. I Aust-Finnmark er algene søl og gjelvtang godt representerte i høve til dei andre regionane, saman med den arktiske alga draugskjegg. Artar som sauetang, krusflik og vorteflik er registrerte i små mengder i Aust-Finnmark (Lein & Kufner 1990).

Slike regionale uliksapar kan skuldast at organismane i fjøresona lever under svært ulike fysiske betingelsar. Til dømes er både lys-, temperatur- og tidevass-høva i fjøresona svært ulike i Sør- og Nord-Noreg. Ein del artar i Hordaland har ei særleg utbreiing og finnes av den grunn ikkje i Nord-Noreg. Vidare finn ein nokre alger i andre samfunn i Nord-Noreg enn i Hordaland.

Basisundersøkingane av beskytta fjøresamfunn som er nytta i denne samanlikninga av hardbotn-fjører, er utførde på eit relativt lite antal stasjonar frå regionalt begrensa undersøkingsområder. Likevel gjev resultatata haldepunkt for at minst 25 artar er godt representerte i fjøra både i Nord-Noreg (Troms) og i Hordaland (**figur 1**). Sannsynlegvis er dette artar som er utbreidde i beskytta fjøresamfunn langs store deler av kysten.

2.2.2 Stabiliteten i griselangsamfunnet

Det er kjend at naturlege samfunn kan variera mykje over tid. For å fylgja utviklinga av samfunnet i hardbotn-fjører over ein periode vart det utførde registreringar på åtte ulike stasjonar rundt om i Noreg i tida 1985-88. Her vart berre samfunnet i griselangsona undersøkt. Dei undersøkte stasjonane låg i dei same områda der basisundersøkingane av fjøresamfunn vart gjennomførde; to av stasjonane låg i Aust-Finnmark, to i Troms og fire i Hordaland.

På lokalitetar der griselang er godt utvikla, veks griselang i ei brei sone i den nedre delen av tidevass-sona (Baardseth 1970). Dei andre tangartane ein finn i fjøra veks enten nedanfor eller ovanfor denne sona. I sona med griselang dominerer denne alga vegetasjonen, og strukturerer eit samfunn der det finnes ei rekkje andre artar. På substratet innimellom griselang-plantene finnes ein varierende grad av undervegetasjon; denne består hovudsakleg av raudalger og grønalger. Ofte kan imidlertid store deler av substratet vera relativt bart, eller dekkja med skorpeforma alger. Vidare finnes det ein rik fauna assosiert med algene og på fjellet. Av dei mest dominerande gruppene er sneglar som beitar på alger eller mikroorganismar (t.d. strandsnegl og albogesnegl), ulike artar krepsdyr (t.d. tanglus, tangloppe og strandkrabbe) og rovdyr (t.d. purpurnegl). Vanlege innslag av filtrerande dyr i denne faunaen er: rur, blåskjell, ulike hydroidar (t.d. *Clava squamata*), svamp (t.d. brødsvamp) og nokre artar børstemakk (t.d. posthornsmakk).

Griselangsamfunna på stasjonane viser liten grad av endring gjennom den perioden undersøkinga er føreteken. Dette går fram av **figur 2A**, som viser resultatata av ei klassifikasjonsanalyse

der alle registreringane gjennom undersøkingsperioden vert samanlikna. Den låge grada av endring i eit slikt grisetangsamfunn kan også illustrerast ved ein billedserie av ei av prøverutene frå ein stasjon gjennom undersøkingsperioden (**figur 2B**). Kvar grisetangplante kan leva lenge, og arta kan formeira seg vegetativt ved at hefteskiva veks og dannar nye sjølvstendige planter (Baardseth 1970). Vidare synest grisetang å vera lite utsett for beiting frå sneglar (Lubchenco 1978). Desse høva kan forklara kvifor grisetang har ei slik stabil og dominerande rolle i fjøresamfunn.

2.2.3 Eksperimentell øydeleggjing av grisetangsamfunnet

Øydeleggjing av eit naturleg fjøresamfunn kan t.d. vera årsaka av oljeforureining. Gjenetableringa av dette samfunnet vil deretter vera ei fylgje av ulike prosessar under gjenveksten. Ulik toleranse overfor fysiske faktorar (tørke, nedbør osv), konkurranse og beiting frå dyr vil vera viktige faktorar som verkar inn på utviklinga av fjøresamfunnet fram mot ei gjenetablering av det opprinnelege samfunnet. Ved ei gjennomgripande øydeleggjing av eit fjøresamfunn vert alle dei ulike relasjonane mellom artane i dette samfunnet øydelagde, og ein får deretter ein suksesjon av ulike artar. "Suksesjon" vil her seia at ulike artar avløysar ein annan under gjenvekstprosessen. Generelt er ofte rasktveksande alger (pioner-alger) funne å vaksa opp i startfasen av gjenveksten, medan artar som lever lenger og veks seinare kjem til sidan.

For å sjå nærare på dei ulike gjenetableringsprosessane av eit grisetangsamfunn vart det utført gjenvekstforsøk i grisetangsona på dei åtte før nemde stasjonane (Lein & Küfner upubl.). Observasjonane vart føreteke ein gong om året frå 1985 til 1988, og gjenveksten vart registrert både frå heilt (substratet sterilisert) og delvis (tangdekket fjerna) øydelagd samfunn. I kontrollfelta vart utviklinga i eit urørd samfunn fylgd.

Heilt øydelagde samfunn

Suksesjonen av dei heilt øydelagde grisetangsamfunna i Finnmark, Troms og Hordaland fylgjer i hovudtrekk ein av to vegar i startfasen; oppvekst av rasktveksande alger (pioner-alger) eller høg dekningsgrad av rur. Dette kan illustrerast av **figur 3B**, som viser dei same prøverutene som **figur 3A**, eitt år etter sterilisering av substratet. Av dei fire stasjonane i Hordaland var det to med høg og to med låg tettleik av albogesnegl opprinneleg. På

stasjonane i Finnmark er det stor dekningsgrad av trådforma brunalger (*Pilayella/Ectocarpus*), medan rur dominerer stasjonane i Troms. På dei to stasjonane i Hordaland med lite albogesnegl er substratet heilt dekket med grønalger (hovudsakleg tarmgrønnske), medan det på dei to andre stasjonane er varierende grad dekning av grønalger og rur. I Hordaland er det registrert til dels store mengder strandsnegl det første året etter at steriliseringa vart føreteken.

Det neste året, 2. året etter steriliseringa av substratet, er det varierende innslag av tang på alle stasjonane (**figur 3C**): blæretang, sagtang og gjelvtang. Med omsyn til dyr er det registrert store mengder strandsnegl på dei fleste stasjonane. På stasjonane i Finnmark dominerer tang og pioner-alger, medan rur og tang dominerer substratet på stasjonane i Troms. I Hordaland er stasjonane svært ulike. Generelt finnest rur, tang og rasktveksande grønalger (pioner-alger) på alle stasjonane her, men i varierende dekningsgrad.

Det tredje året etter steriliseringa er det vakse opp eit tett tangdekke på mest alle stasjonane (**figur 3D**). Det er registrert kimplanter av grisetang på alle stasjonane i Hordaland og på ein stasjon i Troms. Elles er det også dette året generelt høge verdiar av strandsnegl på mest alle stasjonane. Dekningsgrada av rur er mindre enn året før på dei fleste stasjonane.

Felles for alle stasjonane er at det går relativt kort tid før tang igjen dominerer substratet; det tredje året etter steriliseringa er det eit tett tangdekke på mest alle stasjonane. Det einaste unntaket er ein av stasjonane i Hordaland med mykje albogesnegl. Som venta er det svært låg gjenvekst av grisetang i prosent dekning av substratet på stasjonane. Tidlegare undersøkingar har vist at det kan gå lang tid før grisetang igjen dominerer øydelagde grisetangsamfunn (Printz 1959; Knight & Parke 1950). Noko overraskande er det imidlertid at kimplanter av grisetang er registrert på eit svært tidleg tidspunkt i gjenvekstprosessen. Det 2. året etter steriliseringa er det funne ca. 2 cm lange kimplanter på alle stasjonane i Hordaland. Kimplanter av grisetang veks svært seint den første vekstsesongen (Lein & Sjøtun under utarb.). Etter storleiken å dømma må dei observerte gristang-kimplantene ha spirt i dekket av pioner-alger allerede året etter at stasjonane vart steriliserte.

På dei fleste stasjonane er det registrert relativt store mengder strandsnegl på gjenvekstfelta i høve til kontrollfelta. Det andre året etter steriliseringa er spesielt spiss strandsnegl talrik på mange stasjonar, medan høge verdiar av butt strandsnegl synest hanga saman med aukande dekningsgrad av tang på

stasjonane det tredje året etter steriliseringa. Dette høvet kan skuldast fødevalget til dei to artane. Spiss strandsnegl beitar helst på mikroskopiske, fint forgreina eller tynne bladforma alger, og rasktveksande pioner-alger som veks opp tidleg i ein suksesjon høyrer til blant desse. Butt strandsnegl beitar og på tangplanter.

Andre alger enn dei ulike rasktveksande brun- og grønalgene og tang synest å spela liten rolle under den første gjenvekstperioden. Vidare er det relativt få artar dyr som grip strukturerande inn i gjenvekstprosessen. Dei dyra som ser ut til å vera viktige under startfasen er: ulike artar strandsnegl, albogesnegl, rur og purpurnegl. Andre vanlege dyr i beskytta fjøre-soner, som t.d. blåskjell, tanglus og ulike andre herbivore molluskar, verkar spela ei svært lita rolle under gjenvekstprosessen.

Delvis øydelagde samfunn

På stasjonane med suksesjonsforsøk vart det også lagt ut eit forsøksfelt der grisetangsamfunnet berre delvis vart øydelagd. Her er gjenveksten av tang mykje raskare. Det første året etter at tangdekket vart fjerna, er tang, pioner-alger og rur i varierende dekningsgrad registrert som dominerande artar på dei fleste stasjonane. Allerede året etter dominerer tang så å seia heilt. Kimplanter av grisetang eller nye skot frå gamle hefteskiver av grisetang er registrert på alle stasjonane det første året etter at tangen vart fjerna.

2.2.4 Rekruttering av rur og grisetang

Det er avgjerande for gjenetableringa av eit naturleg grisetangsamfunn at det kan rekrutterast ein ny bestand av grisetang. Ei anna art som kan dominera substratet i hardbotn-fjører, er rur. For å finna ut meir om etableringsmekanismane til desse to artane vart rekruttering og vekst den første vekstsesongen undersøkt for rur og grisetang. Forsøka vart for det meste utførde på eit sjønlegg ved Institutt for marinbiologi (Universitetet i Bergen); dette sjønlegget var i realiteten ei kunstig fjøre bygd opp av plater som kunne takast opp på land (**figur 4**). Krypande beitarar og predatorar kunne haldast borte frå desse platene. På sjønlegget vart forsøksoppsetta med rur og grisetangkimplanter plasserte i vertikalnivå som fall innanfor dei naturlege vertikallutbreiings-grensene til desse artane i fjøresona i området ikring (Lein & Sjøtun under utarb.).

Rur

Forsøk som vart utførde med rur, viser at denne arta har stor evne til å kolonisera reint substrat i fråver av alger og predatorar. Nedslag av rur er tettast på substrat som har stått ute i sjøen ei stund før den fertile perioden til rur tek til, eller på substrat som har gamle restar av rur. Nedslagsperioden av rur-larver varer i ca. tre veker om våren, og er bestemt av tidspunkt for våroppblomstringa av planktonalger (Brattegard pers. medd.).

Veksten av ny-nedslåtte rur verkar vera avhengig av fleire faktorar. Resultata viser at rur som har slått seg ned relativt lågt nede i fjøra og med liten tettleik, generelt har best vekst, og dette kan hanga saman med at desse har lengst neddykkingstid og minst konkurranse om mat. Tett nedslag av rur fører med tida til at dyra vert sylindriske av form, då skalkantane til dyra blir pressa mot einannan etter kvart som dyra veks. Slike dyr viser seg å vera svært utsette for å bli slått laus frå underlaget, då overflata dyra er festa med til substratet er liten i høve til høgda av dyra. Resultata av forsøka tyder på at rur over store områder på denne måten kan bli slått bort om hausten i tilfeller der nedslaget av rur har vore tett.

Andre fastsittjande organismer vil også kunna festa seg på substratet innimellom ny-nedslått rur, men etter kvart som rurskala veks, viste forsøka at desse organismene vert pressa oppå rurskala. Dette gjeld ulike grønalger, tangkimplanter og blåskjell. Rur viser seg altså å vera ein sterk konkurrent om plass når den først har kolonisert substratet. Sidan høg tettleik av rur gjerne medfører at ruren blir slått laus etter ei stund, vert også alger og blåskjell som sit på skala slått av substratet saman med ruren i slike tilfeller.

Slik lausriving frå substratet av fleire rur-individ samstundes frigjev substratet for kolonisering av andre organismar. Purpurnegl kan eta store mengder rur, og dette vil også kunna føra til frigjeve substrat. Dersom det t.d. om vinteren ikkje er sporer eller larver til stades i miljøet som effektivt kan kolonisera slike berre flekker av substrat, vil rur-larver kunna slå seg ned neste vår og såleis oppretthalda ein dominans over substratet. Imidlertid viser alle gjenvekstforsøka at tang etter kvart veks opp innimellom rur på beskytta lokalitetar, sjølv om det ikkje er heilt klarlagd kva mekanismar som ligg bak. Når tang så først har fått etablert seg, vil tangplantene hindra nye rurnedslag ved at dei sveiper rur-larver bort frå substratet.

Grisetang

Når det gjeld den andre arta som vart nærare undersøkt, grisetang, så er det ofte blitt peika på den tilsynelatande manglande evna denne arta viser m.o.t. nyrekruttering. Med få unntak er større mengder kimplanter av grisetang sjelden rapportert å førekomma i naturen. Moglege årsaker til manglande oppvekst av kimplanter som er blitt nemt er: beiting eller lausriving av kimplanter (Lubchenco 1978), sein vekst (Sundene 1973) og manglande evne av zygotar til å festa seg til underlaget (Vadas et al. under utarb.). Vidare kan manglande befrukting av grisetangegg vera årsak til låg naturleg rekruttering. Med utgangspunkt i dette vart det først gjort ei undersøkjing av i kva grad befrukta og spiringsdyktige egg i det heile kunne finnast att på substratet (Lein & Sjøtun under utarb.).

Forsøk utførde på ein naturleg lokalitet viser at det finn stad eit betydeleg nedslag av befrukta grisetangegg i den midtre og nedre delen av grisetangsona gjennom den fruktbare perioden til grisetang. I forsøka vart det vidare undersøkt kva betydning ulike eigenskapar ved substratet kan ha for nedslag av befrukta egg, og resultatene viser eit høgare antal av befrukta grisetangegg i sprekker på substratet enn på ei glatt overflate. Det høge antallet grisetangegg i sprekker kan sannsynlegvis for ein del tilskrivast at sprekkene har ein viss felle-effekt; dei befrukta eggane kan der bli samla opp som elles ville blitt vaska bort. I tillegg vil befrukta egg i sprekker ha betre overlevingsbetingelsar ved at dei er betre beskytta mot uttørking og beiting. **Figur 5** viser eit naturleg nedslag av grisetangegg i ein sprekk.

Resultata viser dermed at eit høgt antal befrukta grisetangegg kan slå seg ned på substratet i ei grisetangsona. Dette vart vidare registrert to år på rad, og stort nedslag av grisetangegg i ein naturleg bestand verkar dermed ikkje vera ei sjeldsynt hending. Mikrohabitat som sprekker o.l. representerer sannsynlegvis best tilhøve for nyledslatte egg. Liten førekomst av grisetangkimplanter i naturlege bestandar skuldast dermed neppe at det sjelden er nedslag av befrukta egg; det er truleg stor dødeligheit av egg og kimplanter etter nedslaget som begrensar rekrutteringa.

For å undersøkje innverknad av ulike fysiske/kjemiske stressfaktorar på framvekst av grisetangkimplanter, vart vekst og overleving av nyledslatte grisetangegg eksperimentelt undersøkt på sjøanlegget (Lein & Sjøtun under utarb.). Med stressfaktorar meinest her tilhøve som t.d. uttørking, høg temperatur, sterkt lys osv. Det vart gjort observasjonar av grisetangkimplanter i eit øvre og eit nedre nivå sett i høve til ei naturleg grisetangsona. I kvart nivå

var det vidare to forsøkskategorier; med og uten eit kunstig dekke av tang. Resultata viser at det er svært stor dødeligheit av dei nyetablerte kimplantene. Nokre få er funne å overleva i det nederste nivået under eit dekke av tang. Desse kimplantene er mest beskytta m.o.t. kjemisk/fysisk stress av ulike slag, sidan dei er lengst neddykka og står under eit tangdekke gjennom tørrleggjingsperioden. Ei viss grad av vern mot uttørking o.l. verkar såleis vera naudsynleg for at kimplanter av grisetang skal kunne overleva i fjøresona. Ei undersøkjing frå USA har vist at stor dødeligheit av nyetablerte kimplanter av grisetang kan skuldast dårleg evne av kimplantene til å festa seg til substratet (Vadas et al. under utarb.). Symjande dyr som t.d. tanglus verkar berre i liten grad å beita på små grisetangkimplanter (Spjeldnæs upubl.).

Av gjenvekstforsøka som vart føretekte på ulike stasjonar kring om i Noreg, går det fram at rekruttering av grisetang kan finna stad på eit relativt tidleg stadium i ein suksesjons-prosess. Grisetang verka likevel ikkje kunna kolonisera reint substrat direkte; resultatene av gjenvekstforsøka viste at grisetangkimplanter etablerte seg i pioner-samfunnet tidlegast 1 år etter substratet var sterilisert. Dei eksperimentelle undersøkjingane det er referert til i dette avsnittet stadfester at ei viss grad av vern av eitt eller anna slag, t.d. i form av andre alger, synest vera naudsynleg før kimplanter av grisetang kan veksa opp. Vidare vil ulike andre tilhøve verka inn på rekrutteringa av grisetang. Låg bølgeeksponering, gode klimatiske tilhøve, lite beiting frå herbivore dyr og kort avstand til normal grisetangbestand fremjer ei effektiv rekruttering av grisetang på eit relativt tidleg stadium i suksesjons-prosessen. Ugunstige tilhøve vil på si side kunna seinka rekrutteringa av kimplanter. På meir bølgepåverka lokalitetar kan t.d. befrukta egg og kimplanter vera meir utsette for å bli rivne laus frå substratet enn på heilt beskytta lokalitetar. På tre av suksesjons-felta i Nord-Noreg er det ikkje reistert kimplanter av grisetang i det heile under undersøkingsperioden, og det er mogleg at dette kan hanga saman med at desse stasjonane er noko meir eksponerte enn dei andre.

Grisetang verkar altså å kunna etablera seg på eit tidlegare tidspunkt i ein gjenvekst-prosess enn kva storparten av andre undersøkjingar tyder på. Likevel tek det lang tid å byggja opp ein dominerande bestand av grisetang, og hovudgrunnen til dette synest å vera den seine veksten til kimplantene. Resultata av dei eksperimentelle undersøkjingane av grisetang-kimplanter viser svært låg vekst av kimplantene det første året; gjennomsnittleg er lengda av kimplantene her under 1 mm etter eitt år. Også i ei tidlegare undersøkjing frå Oslofjorden vart kimplanter av grisetang funne å veksa svært seint (Sundene 1973).

2.2.5 Verknad av olje på griselang

Resultata av dei eksperimentelle undersøkingane av griselangkimplanter tyder på at det til ei kvar tid vil vera ein del kimplanter i ein normal griselangbestand. Desse kimplantene vil oftast forsvinna før dei når opp i synleg storleik. Årsaka kan t.d. vera at dei er utsett for å bli rivne laus, at dei veks seint eller at dei er utsett for å bli beita av snegl o.l. Kjønnen formeiring resulterer difor sjelden i nye planter i ein naturleg bestand av griselang. Slik formeiring må likevel vera viktig for å oppretthalda stabiliteten av samfunnet, då eit slikt mogleg reservoar av kimplanter vil representera eit gjenvækstpotensiale dersom griselangdekket blir redusert.

Reduksjon av griselangdekket kan t.d. finna stad etter ei oljeforureining av fjøresona. Det er difor av interesse å sjå nærare på effekt av olje både på store griselangplanter og på kimplanter av griselang. Ved Institutt for marinbiologi (Universitetet i Bergen) vart forsøk med oljeforureining av griselang utført, delvis som utendørsforsøk og delvis som laboratorieforsøk (Sjøtun & Lein under utarb.). Olja som var nytta i denne undersøkinga, var forvitra nordsjøolje.

Dei innleiande forsøka simulerte ei relativt mild oljeforureining av griselangkimplanter og substratet. Etter ei eingongshandsaming med olje vart overlevingsgrad av kimplanter og nedslag av befrukta griselangegg på det oljehandsama substratet fylgd på sjøanlegget. Resultata viser ingen påvisbar negativ effekt av olje på kimplantene. **Figur 6** viser overlevande kimplanter på substrat med oljerestar. Vidare synest heller ikkje nedslag og overleving av befrukta griselangegg verta redusert på oljehandsama substrat.

Den forvitra nordsjøolja som var nytta i forsøka, let seg lett skylla bort frå substratet av sjøvatt, og kimplantene i desse første forsøka vart difor eksponert for olje i relativt kort tid samanlikna med kva som kan vera tilfelle etter eit oljeforureiningsuhell. For å simulera ein meir realistisk forureinings situasjon vart det bygd opp eit kunstig griselangsamfunn i eit landanlegg. Steinar med kimplanter av griselang vart her plasserte innimellom store planter av griselang i store kar, og tidevass-syklus vart simulert ved inn og uttapping av vatn i kara. Dette kunstige griselangsamfunnet vart eksponert for store mengder olje i tre dagar (**figur 7**), og deretter vart overleving av griselangkimplanter og vekst av store griselangplanter registrert. Heller ikkje i dette forsøket verkar olje gjera nokon påvisbar skade på kimplanter av griselang. Dei oljehandsama kimplantene overlever tilsynelatande like bra som kontroll-kimplantene. Vidare synest dei store plantene å

ha ein beskyttande effekt på kimplantene ved at mesteparten av olja legg seg oppå dei store griselangplantene under lågvassperioden. Dei store oljehandsama griselangplantene viser ein del skader etter forsøket; på nokre av dei utvikla det seg tydelege roteskader (**figur 8**). Også veksten av dei oljehandsama store griselangplantene er redusert den første tida. Imidlertid verkar veksten å vera normal att etter 3-4 månadar, og det er då heller ingen synlege skader på dei skota som er att på plantene.

Eit laboratorieforsøk med oljehandsaming av griselangkimplanter vart utført for å freista slå fast tolegrensa til kimplanter overfor olje (Sjøtun & Lein under utarb.). Kimplantene vart her handsama med olje i ulike tidsintervall opp til 5 timar, og deretter tørrlagde i ulike tidsintervall kvar dag i fem dagar. Deretter vart veksten av kimplantene registrert. Resultata av forsøket viser heller ikkje i dette tilfellet nokon negativ effekt av olja på kimplantene.

Med unntak av ein del observerte skader på store oljehandsama griselangplanter, er skadeverknadar av olje på griselang relativt begrensa i denne undersøkinga. Forsøka viser likevel klart at store planter kan påførast skader av oljeforureining. Dette er i samsvar med ein del andre observasjonar av skader på griselang etter oljeforureiningar, sjølv om det også er rapportert om oljeforureiningar utan etterfylgjande skade på griselang. Sannsynlegvis vil omfanget av skaden på griselang etter eit oljeforureiningsuhell vera avhengig av ei rekkje faktorar; t.d. mengd og type olje, temperatur i sjøen og vind og vær under uhellet. I verste fall vil ei omfattande oljeforureining kunna føra til ein sterk reduksjon av griselangdekket, medan ei mindre oljeforureining i beste fall ikkje vil ha nokon innverknad på mengd av griselang i det heile. Kimplanter kan sannsynlegvis overleva ei mindre øydeleggjande oljeforureining under det igjenverande griselangdekket, men dette bør testast med fleire oljetypar før ein kan dra sikre konklusjonar.

2.2.6 Øydeleggjing og gjenvækst av griselangsamfunn etter akutt oljeforureining

Dei generelle trekka under den første fasen i gjenetableringa av eit eksperimentelt øydelagd griselangsamfunn er i hovudsak like både i Nord-Noreg og i Hordaland. Suksesjonsprosessen for alle områda kan framstillast skjematisk som vist i **figur 9**. Tidlegare arbeid på gjenvækst i fjøresona slutta at suksesjonen nærmast var kausal; visse artar måtte etablera seg på substratet før andre kunne veksa opp. Sidan har ein funne at ei rekkje ulike faktorar kan verka inn på gjenetableringsprosessen av eit fjøresamfunn

(Connell & Slatyer 1977; Turner 1983). I **figur 9** er dei truleg viktigaste faktorane som verkar inn på gjenetablering av eit grisetangsamfunn, framstilt i ein skjematisk oppstilling av gjenvekstprosessen.

Etter at ein påverknad av eitt eller anna slag har ført til at store deler av eit fjøresamfunn er blitt øydelagd, vil ulike makroskopiske artar kolonisera substratet. Kva artar dette blir, synest avhengig av fleire faktorar (**figur 9**). Ein del brun- og grønalger verkar ha ei stor evne til å kunna kolonisera reint substrat då dei kan vera fertile store deler av året, og kimplantene veks raskt. Desse algene vert ofte kalla pioner-alger. Rur og tang kan også kolonisera reint substrat direkte dersom frigjevinga av substratet fell saman med deira formeiringsperiode. Dyr som lever av planteføde (herbivore dyr), kan gripa inn i denne første koloniseringsprosessen ved at dei beitlar ned kimplanter og frigjev substratet for andre kolonisorar. På dei eksperimentelle stasjonane i Hordaland verkar t.d. etablering av rur vera årsaka av at albogesnegl beitlar ned dei første rasktveksande pioner-algene.

Etter at eit samfunn av dei tidlege kolonisorane er etablert, er det neste steget i suksesjonen auka dominans av tang. Dersom det er eit tett nedslag av rur eller pioner-alger på substratet, vil dette imidlertid kunna hindra tangkimplanter frå å bli etablerte. Til dømes i meir bølgjepåverka områder verkar rur å kunna oppretthalda dominans over substratet i lange periodar. I beskytta områder viste gjenvekstforsøka at tang etterkvart vil ta til å veksa opp, men denne prosessen er sannsynlegvis avhengig av at det lokalt blir frigjevne substrat der tangkimplanter kan etablere seg. Dei truleg viktigaste tilhøva som verkar i positiv lei på frigjeving av substratet og etablering av tangkimplanter er lista opp i **figur 9**. Av dei ulike faktorane som kan redusera eit tett rurdekke, synest predasjon frå purpurnegl og lausriving av rur som fylgje av for tett nedslag å vera dei viktigaste. Moderat beiting på pioner-alger er sannsynlegvis den viktigaste årsaka til at tangkimplanter kan etablere seg i eit tett dekke av pioner-alger, då beiting fører til at det lokalt blir frigjevne substrat. Også grisetangkimplanter kan etablere seg her (Lein & Küfner upubl.). Dei store mengdene plante-etande strandsnegl som er registrert på suksesjonsfelta, kan såleis ha fremja tilvekst av tang.

Etter 2-3 år får ein eit tangdominert samfunn med småplanter av grisetang innimellom vegetasjonen, men ein føresetnad for dette er at beitepress frå plante-etande dyr ikkje er for sterkt. Rekrutteringa til ein ny bestand av grisetang går sannsynlegvis over relativt lang tid. Tilhøve som verkar inn på rekrutteringa av grisetang i positiv lei, er lista opp i **figur 9**. Kimplanter av grisetang veks svært seint dei første åra, men sidan grisetang lever lenger

enn konkurrerande tang-artar vil grisetang til slutt ta over og dominera vegetasjonen.

Etter svært omfattande og øydeleggjande oljeforureiningsuhell er det i hardbotnfjører registrert ei generell suksesjonsrekkefylgje som i hovudtrekk fylgjer forklaringsmodellen vist i **figur 9**. Ein har funne at store mengder pioner-alger etablerer seg på substratet, saman med eller etterfylgd av framvekst av tang. Deretter vil store populasjonar av plante-etande dyr etablere seg i dette samfunnet, og desse populasjonane kan i periodar bli så dominerande at dei beitlar ned alle algene. Gjennom ei rekkje prosessar vil samfunnet så tilbakeførast til eit liknande fjøresamfunn som var der før oljeforureininga.

Den eksperimentelle øydeleggjinga av grisetangsamfunnet var her tenkt å simulera verknadar av eit omfattande oljeforureiningsuhell. Ein del dyr og alger er imidlertid meir sårbare enn andre overfor oljeforureiningar, og dette fører til at effekten av ein oljeforureining i ei hardbotnfjøre vert selektiv. Ein del av dei inngripande faktorane i gjenvekstprosessen (**figur 9**) vil difor verta meir viktige enn andre som fylgje av at øydeleggjinga av samfunnet er årsaka av oljeforureining. Ein veit at olje verkar negativt inn på nedslaget av rur-larver, og det vil igjen seia at rur sannsynlegvis ikkje vil konkurrera om substratet i startfasen av gjenveksten. Vidare vil ei svært omfattande oljeforureining føra med seg at mesteparten av dei plante-etande dyra dør, og dermed vil gjenvekstprosessen føregå utan innverknad av beiting til det er rekruttert nye populasjonar av beitarar. Erfaringar frå tidlegare oljeforureiningsuhell har vist at desse populasjonane i neste omgang kan bli så store at dei kan redusera algedekket heilt. Etter ei omfattande oljeforureining kan fjøresamfunnet såleis svinga mellom dominans av alger og sterk reduksjon av alger som fylgje av at store populasjonar av plante-etande dyr veks fram. Ulik grad av beiting vil då vera den viktigaste faktoren som kan gripa inn og regulera gjenvekst. I høve til **figur 9** vil dette kunna seinka den oppstilte suksesjonsrekkefylgja ved at denne kan reverserast på ulike punkt som fylgje av kraftig beitepress.

Observasjonar etter store oljeforureiningsuhell viser at det kan ta svært lang tid før eit beskytta fjøresamfunn er førd attende til kva det opprinneleg var. I denne samanhangen vil rekrutteringa av dei ulike artane vera svært viktig. For å få ei fullstendig gjenetablering av det opprinnelege samfunnet vil det vera avgjerande med ei vellukka rekruttering av opprinneleg dominerande artar. Tida det tek å få ei slik etablering, vil såleis langt på veg vera bestemmende for kor lang tid gjenvekstprosessen skal ta. Som tidlegare nemt må det imidlertid takast omsyn til at periodar med

kraftig beitepress kan seinka utviklinga. Resultata av forsøka utførde i samband med dette prosjektet viser at vellukka rekruttering av den dominerande og strukturerande arta grisetang sannsynlegvis ikkje treng ta så lang tid som tidlegare undersøkingar kan tyda på. Vidare viser forsøka at det sannsynlegvis til ei kvar tid kan finnast grisetangkimplanter i eit normalt grisetangsamfunn, og at desse truleg vil kunna overleva ei mindre øydeleggjande oljeforureining og dermed føra til raskare gjenvekst av grisetang.

Gjenveksten av eit fullstendig øydelagd grisetangsamfunn er i dette prosjektet fylgd over ein periode på tre år. Sjølv om grisetangkimplanter vart registrerte på ein del av lokalitetane allereide det 2. året etter at det opprinnelege samfunnet vart øydelagd, vil det vara lenge før eit normalt grisetangsamfunn igjen vil vera oppretta. Det er ein relativt stor biomasse med grisetangplanter som skal byggjast opp igjen, og vidare veks kimplantene av grisetang svært seint dei første par vekstsesongane. På grunnlag av tid som trengs til vellukka rekruttering av nye grisetangplanter (minst 1 år, **figur 9**) samt normal levetid av grisetangskot (11-13 år) (Baardseth 1970), verkar det sannsynleg at ei fullstendig gjenoppbygging av eit grisetangsamfunn vil ta minimum 12 år (rekrutteringstid + levetid av grisetangskot).

2.2.7 Næringsoverføring frå fjøra til sjø og land

Beskytta hardbotn-fjører er relativt produktive områder der ei rekkje andre dyr frå omkringliggjande områder hentar føda si. Av land-dyra vil ulike fuglar utgjera den viktigaste gruppa som hentar føde i fjøresona. Dette gjeld t.d. tjeld, steinvendar, fjøreplytt, ulike måkar og ei rekkje ender; desse et m.a. blåskjell, ulike sneglar og krepsdyr som finnes i beskytta hardbotn-fjører. I undervass-sona er det vidare ein del fisk som vil kunna vandra inn i fjøresona på flo sjø og eta ulike smådyr der. Som døme på slike artar kan nemnast ulike artar leppefisk, ulker, tangsneller og tangsprell. Ein del andre dyr som normalt finnes i undervass-sona vil også kunna vandra inn i fjøresona og henta ein del av føda si her, dette gjeld t.d. kråkeballar, sjøstjerner og strandkrabbe (Lein et al. i trykk). Generelt kan ein seia at det ikkje vil vera ei klar grense mellom fjøresona og undervass-sona; det vil alltid føregå ein del utveksling av dyr mellom desse to sonene.

Fjøresona dannar difor på mange måtar ein overgang mellom land og sjø, og i **figur 10** vert ei beskytta hardbotn-fjøre freista sett inn i ein større økologisk samanhang. I figuren er dei viktigaste vegane for energioverføring i fjøra antyda med piler mellom dei ulike gruppene organismar, og vidare er også vegar

for energistrøyming ut og inn av fjøresona viste. Då det går føre seg ei viss energioverføring mellom fjøresona og omkringliggjande økosystem på land og i undervass-sona, vil ei eventuell øydelegging av samfunnet i fjøresona også kunna ha negative verkningar utover fjøresamfunnet. Ut frå litteraturdata vart det gjort eit forsøk på å vurdere betydninga av ulike energistraumar innan ei beskytta fjøresone, samt betydninga av energi transportert ut av fjøra.

Alger kan delast inn i grupper på grunnlag av morfologi og kor utsett dei er for beiting (Littler & Littler 1980). I beskytta hardbotnfjører vil dei tjukke, læraktige brunalgene utgjera den største biomassen av primærproducentane. Til denne gruppa høyrer dei ulike tang-artane. Mesteparten (rundt rekna 80 %) av produksjonen i beskytta hardbotn-fjører vil skriva seg frå desse algene.

Dyr i fjøresona som lever av planteføde (herbivore dyr) kan delast inn i grupper etter kva morfologisk utforming munnpartia har (Steneck & Watling 1982). Når det gjeld herbivore sneglar er det fire grupper som har representantar i beskytta hardbotn-fjører. I dei to gruppene som for det meste beitar på kimplanter, mikroalger og fint forgreina eller bladforma alger, er spiss og vanlig strandsnegl samt albogesnegl dei viktigaste artane (**figur 10**). Den totale produksjonen av desse algene er imidlertid relativt liten i beskytta hardbotn-fjører. Den mengda desse artane beitar representerer dermed ikkje nokon stor del av primærproduksjonen. Artane har sannsynlegvis ein mykje større strukturerande enn energimessig betydning i beskytta fjøresamfunn. Ei anna gruppe sneglar beitar direkte på tang, og i beskytta fjøresamfunn er butt strandsnegl den viktigaste arta av desse (**figur 10**). Tang utgjer den største gruppa primærproducentar i beskytta fjøresamfunn, og fordi butt strandsnegl er tallrik i beskytta fjører i Noreg er den kanskje det kvantitativt viktigaste planteetande dyret her. Dei herbivore krepsdyra tanglus og tangloppe kan også beita på læraktige alger, men i alle fall m.o.t. tanglus vil den totale mengda som blir beita, sannsynlegvis vera relativt liten. Den siste gruppa herbivor sneglar beitar på skorpeforma alger og er i energimessig samanhang lite viktig.

I den tette algevegetasjonen i beskytta hardbotn-fjører kan primærproduksjonen vera ganske høg. Likevel verkar berre ein relativt liten del av denne å bli overført til høgare trofiske nivå via dei direkte næringskjedene; sannsynlegvis under 10 % av den produserte biomassen i fjøra. Den totale energitilførsla frå primærproduksjonen av alger i fjøresona som blir overført til neste ledd i energikjeda, verkar for ein stor del å gå via produksjon av partikulært organisk materiale (POM) og løyst organisk materiale

(DOM). Dette skriv seg frå daude alger, algefragment og utskilt organisk materiale frå alger. Løyst og partikulært organisk materiale frå daude alger er sannsynlegvis svært viktige energikjelder i kystnære områder. Algefragment kan brytast ned og omsettast i hardbotn-fjører, då det her er ei rekkje filterande dyr som kan næra seg av denne føda. Ein stor del algefragment frå fjøresona blir sannsynlegvis førd ut i undervass-sona og omsett der. Organisk materiale frå daude alger kan også førast attende til næringskjeder i fjøresona frå undervass-sona. Ein del energi går inn i planktoniske næringskjeder via partikulært og løyst organisk materiale. Det er imidlertid umogleg å anslå den kvantitative betydninga av desse næringskjedene, då svært lite er kjend om desse tilhøva.

2.2.8 Vidare forskningsoppgaver

I tillegg til den direkte skada ei omfattande oljeforureining vil gjera på dei dyra som hentar ein del av føda si i fjøresona, vil ei øydeleggjing av fjøresona også føra med seg at store deler av næringsgrunnlaget til desse dyra vert øydelagd. Dei ulike næringsvegane ut av hardbotn-fjører er imidlertid lite kjende, og det er her behov for meir kunnskap.

Det er ein påfallande mangel på undersøkingar som kan tallfesta primærproduksjonen av benthosalger i fjøresona/undervass-sona i Noreg. Berekning av produksjon ved hjelp av kjende metodar som O_2 -måling og ^{14}C -metodik er ikkje føreteke. Tidlegare undersøkingar byggjer på gjenvektberekningar, og dette gjev ikkje informasjon om mengda tapt organisk materiale i form av DOM og POM. Desse lekka i totalomsetjinga av energi er svært viktige å kunna tallfesta. Eit viktig spørsmål i samband med dette er kva fiskeslag og eventuelle andre dyr (t.d. krepsdyr) som indirekte via detritus-omsetjinga eller planktoniske næringsvegane dreg nytte av benthosalge-produksjonen. Også internasjonalt er det få undersøkingar som gjev svar på desse spørsmåla. Teknikkar for målingar av primærproduksjon og stabile isotopar i alger gjer det imidlertid mogleg å fylgja deler av energistraumen over i andre trofiske nivå.

For å kunna forstå verknadar av slike store og til dels dramatiske endringar i tang- og tareskogsområda som er observert ulike stader i Noreg (årsaka av t.d. av forureiningar og beiting frå kråkeballar), er det heilt avgjerande å vita meir om kva betydning primærproduksjonen av benthosalger har under meir normale tilhøve. Her ligg ei svært viktig utfordring innan vidare studiar i kyst-økologi.

2.3 Samandrag

Innleiingsvis vart registreringar av dyr og planter i beskytta hardbotn-fjører frå Aust-Finnmark, Troms og Hordaland utførde. Fjøresamfunna viste seg å vera relativt like m.o.t. antal artar og mengd av mange dominerande artar, men det var også regionale særtrekk som skilde dei.

I dei same områda vart grisetangsamfunn registrert gjennom tre år. Resultata viste at grisetangsamfunna ikkje endra seg vesentleg gjennom denne tida.

For å sjå på prosessar som førde til gjenetablering av øydelagde grisetangsamfunn, vart fleire stasjonar i Aust-Finnmark, Troms og Hordaland undersøkte. Eitt år etter at samfunna var øydelagde, dominerte rasktveksande alger og/eller rur på stasjonane. Etter to år var det varierende innslag av tang (*Fucus* spp.) på stasjonane, og tre år etterpå var det vakse opp eit tett tangdekke på mest alle stasjonane. På stasjonane i Hordaland var kimplanter av grisetang gjenetablert allerede året etter dei opprinnelege samfunna vart øydelagde.

To viktige organismar i beskytta hardbotn-fjører, rur og grisetang, vart nærare undersøkte. Nedslag av rur-larver og grisetangegg samt vekst av nyledslått rur og grisetangkimplanter vart registrert. Tett nedslag av rur viste seg å medføra at rurskala vart sylindriske av form under veksten pga. plassmangel, og dette førde vidare til at individa lett vart slått laus frå underlaget. I ein naturleg bestand av grisetang vart det registrert eit stort nedslag av spiringsdyktige grisetangegg. Eksperimentelle undersøkingar av overlevingsgrad og vekst til grisetangkimplanter viste at ei viss grad av vern mot uttørking o.l. var naudsynleg for at kimplanter skulle overleva i strandsona.

Eksperiment utførde med forvitra nordsjøolje viste at kimplanter av grisetang var relativt lite utsette for skader av denne olja. Ein del mindre skader (roteskade, redusert vekst) vart observert på store planter av grisetang.

2.4 Summary - Effect of oil on sheltered rocky shores - experimental studies of the processes during the reestablishment of *Acophyllum* community

Animals and plants of sheltered rocky intertidal communities from East Finnmark, Troms and Hordaland in Norway were documented. There were some similarities between the communities with respect to both number of species and abundance of dominating species, but there were also regional characters which differentiated them.

In the same areas knotted wrack (*Ascophyllum nodosum*) communities were studied over a period of three years. There were no significant changes in these communities during this time.

In order to study processes leading to the re-establishment of a destroyed knotted wrack community, localities in East Finnmark, Troms and Hordaland were examined. One year after an experimental destruction of the original communities, fast growing algae and/or barnacles (*Balanus balanoides*) dominated the study areas. After two years *Fucus* spp. were found in varying quantities, and after three years, a dense layer of *Fucus* spp. dominated almost all the study sites. At the localities in Hordaland germlings of knotted wrack were re-established during the first year.

Two organisms, barnacles and knotted wrack, which are of great importance in sheltered rocky intertidal communities, were more closely examined. Settlements of barnacle larvae and fertilized eggs of knotted wrack were counted, and the growth of newly settled specimens measured. Under conditions of spatial limitation, dense settlement of barnacles caused cylindrical growth of their shells, resulting in their detachment from the substrate. In a natural stand of knotted wrack a heavy settlement of fertilized eggs was observed. Experiments showed that some degree of shelter was necessary for the germlings of knotted wrack to survive and grow.

Exposure of knotted wrack to weathered North Sea oil revealed that this oil was relatively harmless to the germlings, whereas some injury (rotting, reduced growth) could be detected on adult knotted wrack plants.

2.5 Litteratur

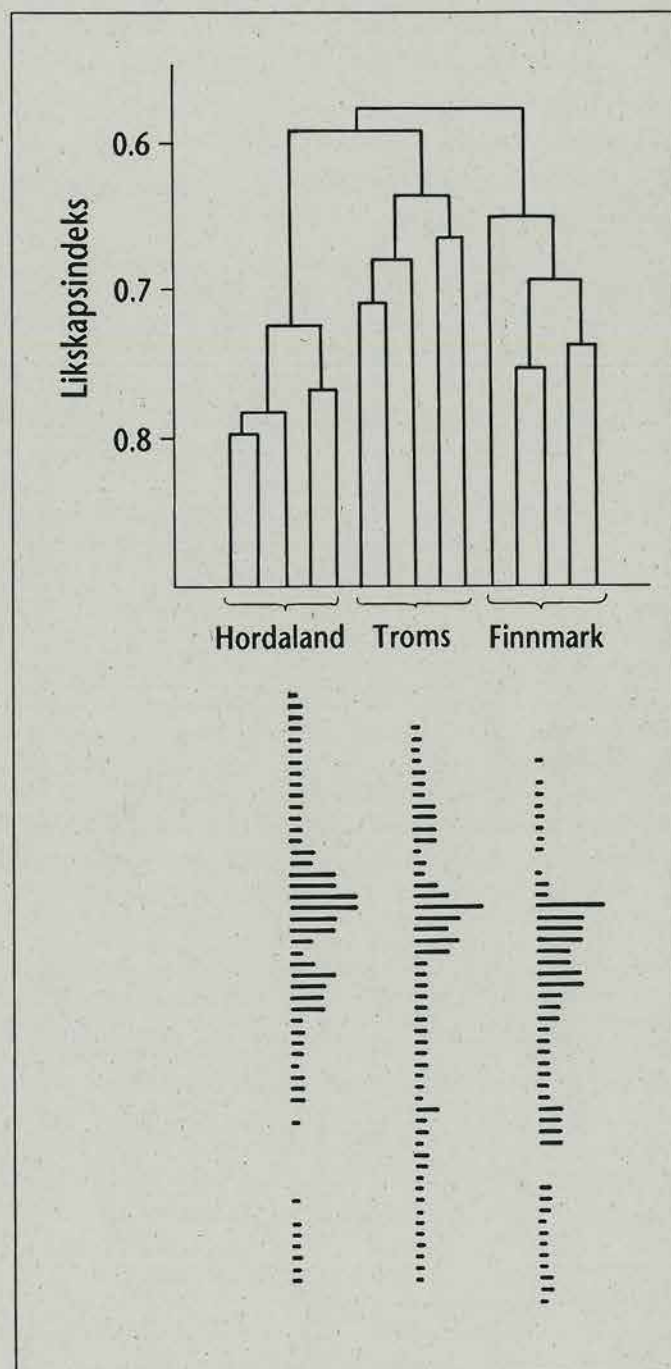
- Baardseth, E. 1970. Synopsis of biological data on knobbed wrack *Ascophyllum nodosum* (Linnaeus) Le Jolis. - FAO Fish. Synopsis 38, Rev: 1-40.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. - Am. Nat. 111(982): 1119-1144.
- Forskningsprogram om havforurensninger (FoH). 1984. Oljens skjebne og effekter i havet. - Avslutningsrapport. 75 s.
- Gray, J.S. & Brattegard, T. 1979. Effects of oil on coastal ecosystems. - I : Om virkninger av oljeforurensning i nordlige farvann. FoH Rapp. 1: 175-202.
- Knight, M. & Parke, M. 1950. A biological study of *Fucus vesiculosus* L. and *F. serratus* L. - J. mar. biol. Ass. U.K. 29: 439-514.
- Lein, T.E. & Küfner, R. 1990. Kvantitative undersøkelser av fjæresamfunn dominert av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) på Vestlandet og i Nord-Norge. - Blyttia 48: 45-51.
- Lein, T.E., Küfner, R. & Hansen, J.R. 1988. Alger og dyr i hardbunnsfjæra i Finnmark. Konsekvenser av oljeforurensning. - Økoforsk Rapp. 1988, 15: 1-56.
- Lein, T.E. & Sjøtun, K. under utarb. Recruitment and growth of germlings of *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis in Norway.
- Lewis, J.R. 1982. The composition and functioning of benthic ecosystems in relation to the assessment of long-term effects of oil pollution. - I Clark, R.B., red. The long-term effects of oil pollution on marine populations, communities and ecosystems. London, Royal Society. s. 257-267.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. - Am. Nat. 116, 1: 25-44.
- Lubchenco, J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. - Am. Nat. 112(983): 23-39.
- Printz, H. 1959. Investigations of the failure of recuperation and repopulation in cropped *Ascophyllum* areas. - Skr. Norske Vidensk. Akad. I. Mat. Nat. Kl. 3: 1-15.
- Sjøtun, K. & Lein, T.E. under utarb. Experimental oil-treatment of *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis.
- Southward, A.J. & Southward, E.C. 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. - J. Fish. Res. Bd Can. 35: 682-706.
- Steneck, R.S. & Watling, L. 1982. Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: a functional group approach. - Mar. Biol. 68: 299-319.

Sundene, O. 1973. Growth and reproduction in *Ascophyllum nodosum* (Phaeophyceae). - *Norw. J. Bot.* 20: 249-255.

Teal, J.M. & Howarth, R.W. 1984. Oil spill studies: a review of ecological effects. - *Environmental Management* 8, 1: 27-44.

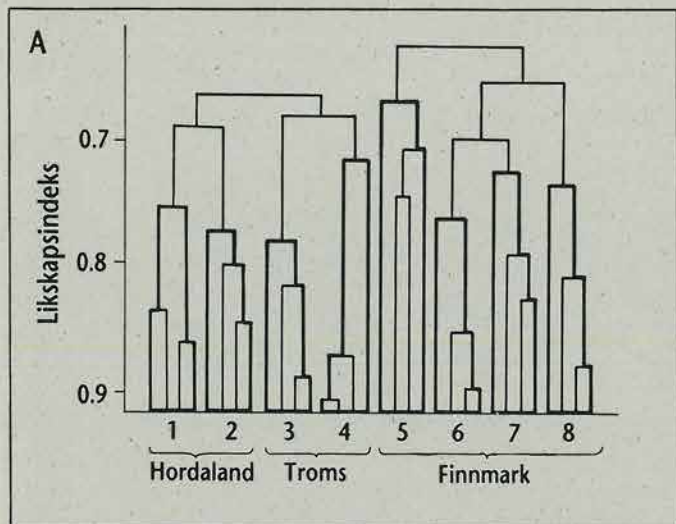
Turner, T. 1983. Complexity of early and middle successional stages in a rocky intertidal surfgrass community. - *Oecologia* 60: 56-65.

Vadas, R.L., Wright, W.A. & Miller, S.L. under utarb. Recruitment of *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis: wave action as a source of mortality.



Figur 1

Klassifikasjonsanalyse basert på registreringar av dei 55 mest dominerande artane i beskytta fjøresamfunn. Analysa byggjer på "Bray-Curtis likskapsindeks". Verdien av denne kan variera mellom 0 og 1; 0 representerer størst mogleg ulikskap. Figuren gjev vidare ei skjematisk framstilling av transformerte mengdeverdiar av dei 55 mest dominerande artane for kvar av dei tre regionane. - A cluster analysis of sheltered intertidal communities based on counts of the 55 most dominating species. The analysis is based on the Bray-Curtis similarity index. The value of this index may range from 0 to 1; 0 representing the greatest possible dissimilarity. Transformed quantitative counts of the 55 most dominating species in the three regions are outlined.



Figur 2

Klassifikasjonsanalyse ("Bray-Curtis likskapsindeks") av registreringar på åtte stasjonar i naturlege grisetangsamfunn frå 1985 til 1988 (A). Sjå figur 1 tekst. B viser ein billedserie med ei prøverute frå stasjon 7 frå 1985 til 1988. - A cluster analysis (Bray-Curtis similarity index) of counts in eight knotted wrack communities in 1985-88 (A). See Fig. 1 text. B: photographs taken in 1985-88 of one of the examined quadrats at station 7.

B

Stasjon 7:

1985



1986

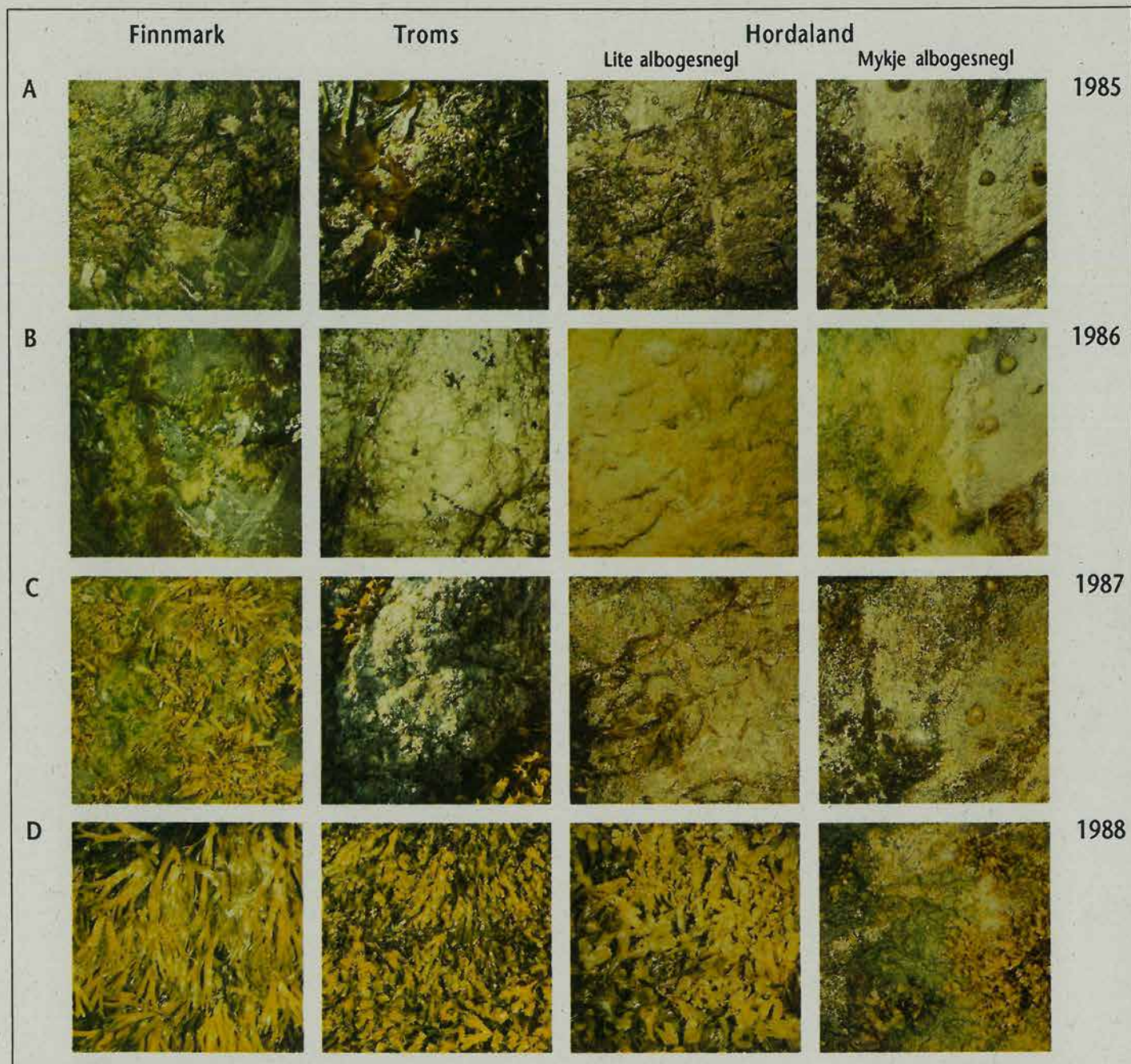


1987



1988

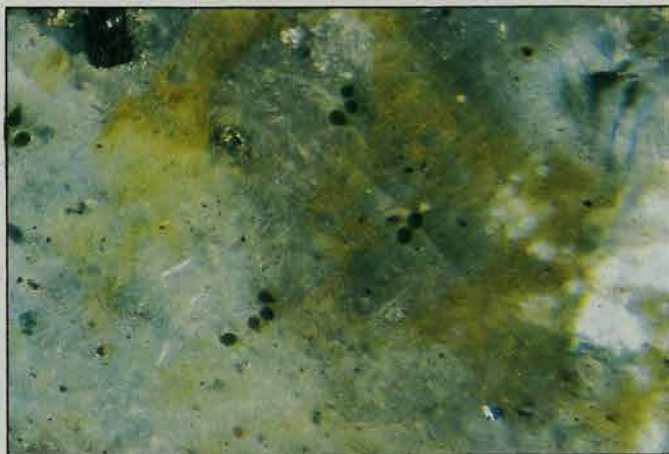


**Figur 3**

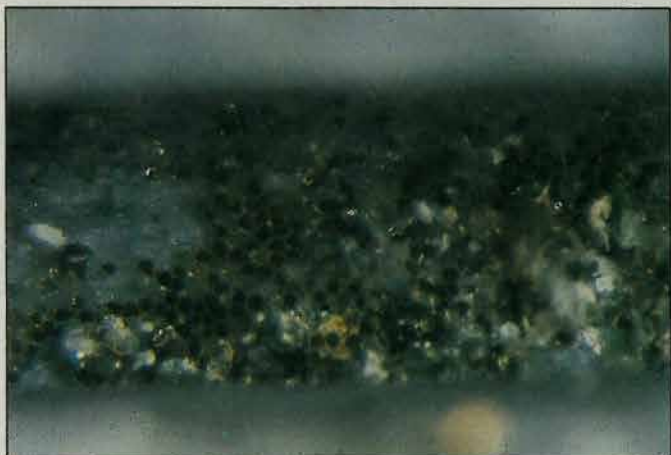
Figuren viser fire billedserier av dei same prøverutene i tida frå 1985 til 1988 (A - D), og illustrerer gjenoppbygginga av eksperimentelt øydelagde grisetangsamfunn. Dei fire billedseriane representerer ein stasjon i Finnmark, ein stasjon i Troms, ein stasjon i Hordaland med lite albogesnegl og ein stasjon i Hordaland med mykje albogesnegl. - Four series of photographs of the same quadrats examined in 1985-88 (A - D) illustrating the re-establishment of knotted wrack communities. The four series represent one station in East-Finmark, one in Troms, one in Hordaland with initially small quantities of limpets and a second in Hordaland with initially larger quantities of limpets.



Figur 4
Sjøanlegget ved Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen.
- The experimental shore constructed at the Department of Marine Biology, University of Bergen.



Figur 6
Biletet viser grisetangkimplanter på substrat med oljerestar. -
Germlings of knotted wrack growing on a substrate to which oil
is adhering.



Figur 5
Biletet viser ein stein med nyrekrukkerte grisetangkimplanter festa
i eit spor i steinen. Overflata av steinen er ikkje i fokus. -
Newly settled germlings of knotted wrack in a groove in a stone.
The surface of the stone is out of focus.

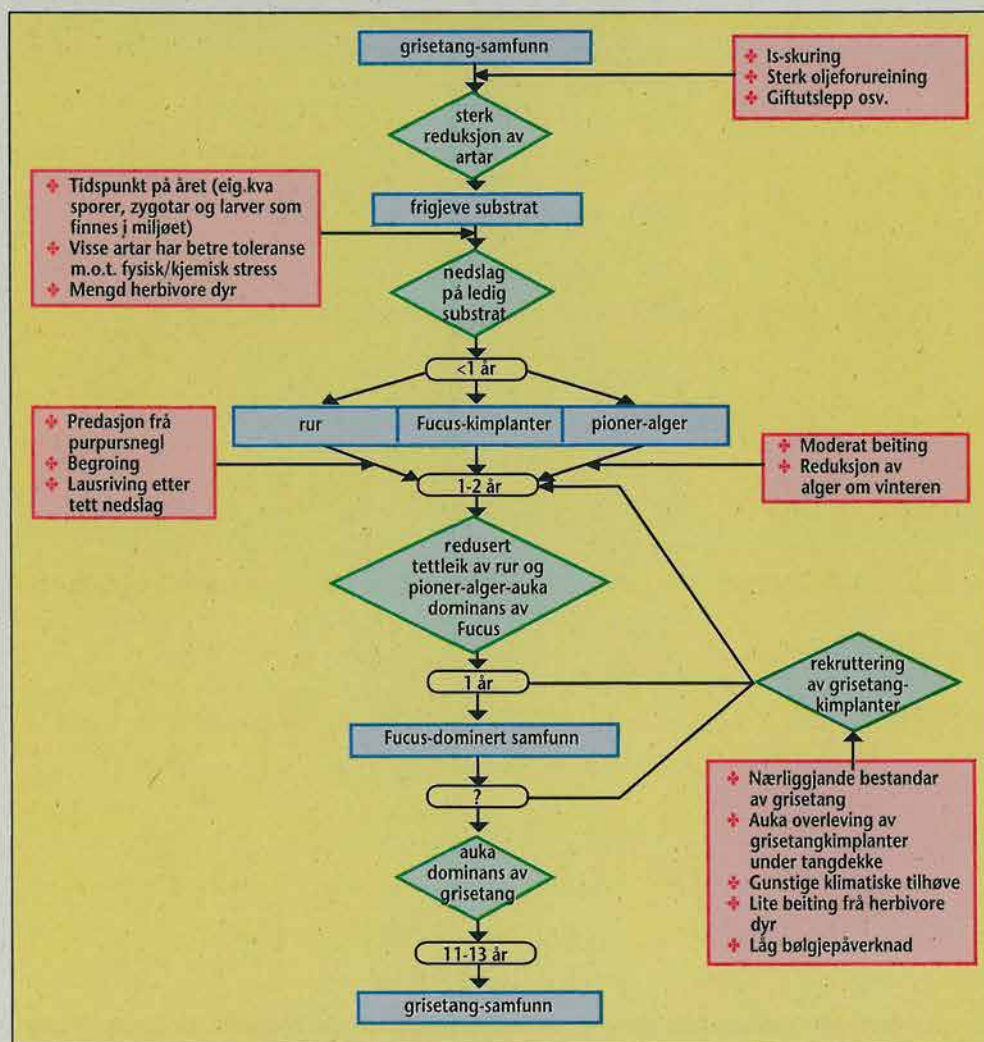


Figur 7
Oljeforsøk med kunstig oppbygd grisetangsamfunn i kar på
land, biletet viser oljehandsama grisetangplanter. - Experimental
oil treatment of knotted wrack plants in a basin at the shore.



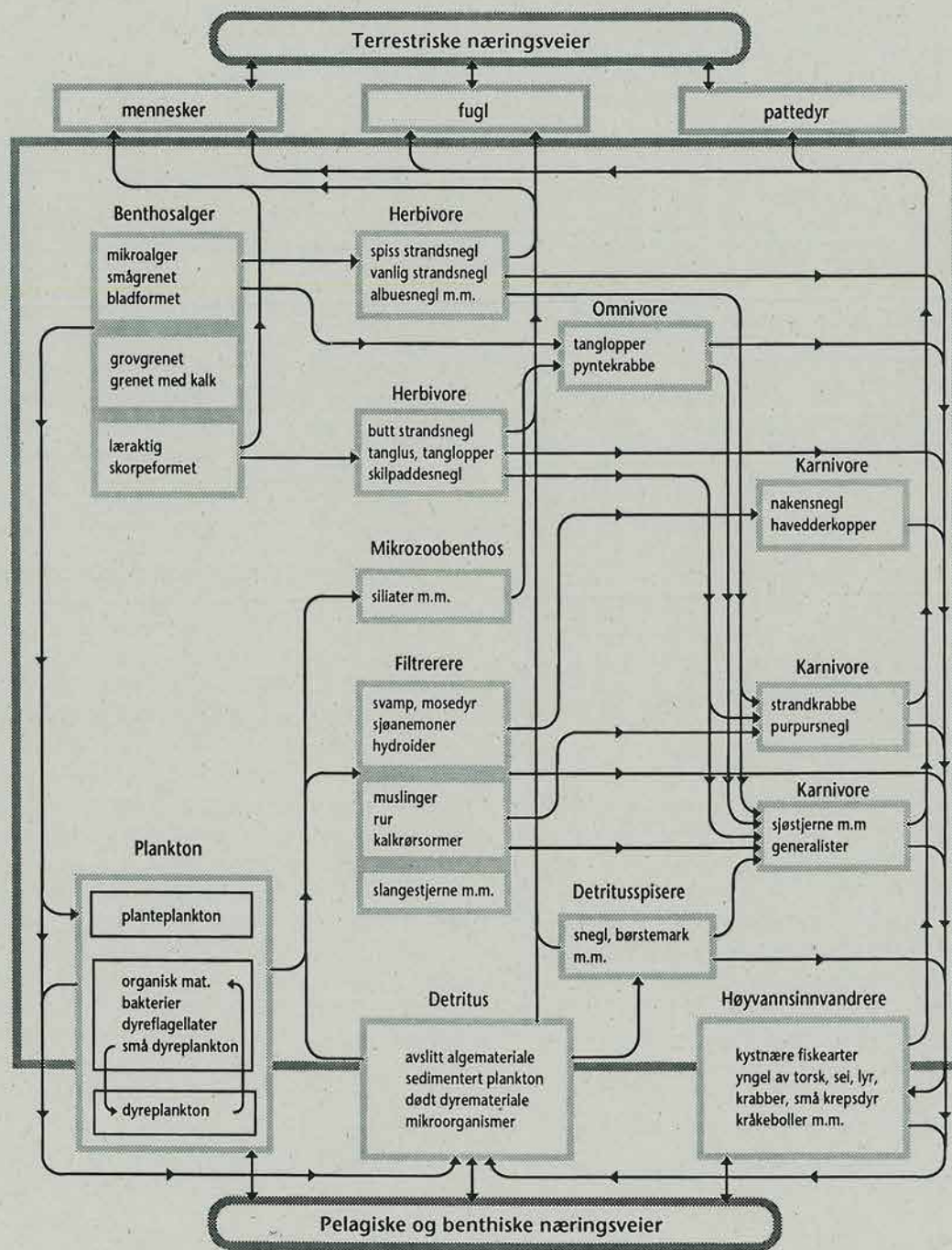
Figur 8

Oljehandsama grisetangplanter etter dei har stått ute på ein naturleg lokalitet i to veker etter oljeførsøket. - Knotted wrack plants which have been placed in a natural stand of knotted wrack for two weeks after experimental oil treatment.



Figur 9

Skjematisk framstilling av gjenvekst av grisetangsamfunn. I figuren er endringar framstilt som grøne boksar og dei resulterande samfunna som blå. Vidare er tidsintervalla mellom dei ulike stega i gjenvekstprosessen antyda. Inngripande faktorar i prosessen er framstilt som raude boksar. - An outline of the re-establishment of a knotted wrack community. Changes of the community during the re-establishment are shown as green boxes and the resulting communities as blue boxes. Time intervals are suggested. Factors which may impose changes on the community are shown as red boxes.



Figur 10
 Skjematisk oversikt over beskytta hardbotn-fjøre og omkringliggjande områder. Energitransporten er antyda med piler. - An outline of sheltered hard-bottom intertidal and the surrounding communities. Arrows indicate energy transfer between the communities.

3 Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen - bløtbunn

Hans Petter Leinaas og Hartvig Christie, NINA, Boks 1037 Blindern, 0315 Oslo 3

3.1 Innledning

3.1.1 Bakgrunn

Med bløtbunn i littoralsonen menes løsmasse-strender med finpartikulært sediment (sand, silt, leire). Bløtbunnsstrendene er mest framtrepende på lite bølgeeksponerte områder og kan danne store tidevannsfletter i bukter, vik og laguner. Flora og fauna er nødt til å tåle store variasjoner i temperatur og saltholdighet samt periodevis uttørring. Det er relativt få arter som er tilpasset slike forhold, men fordi bløtbunnsstrendene ofte er meget produktive, kan disse artene til gjengjeld forekomme i meget store tettheter. Mange bløtbunnsstrender er viktige næringsområder for fisk som kommer inn ved høyvann og store flokker med fugl som beiter ved lavvann.

På grunn av sitt rike dyre- og planteliv har mange bløtbunnsstrender stor verneverdi. Gjennom internasjonale avtaler har Norge forpliktet seg til å ta vare på lokaliteter med spesielt rik fauna av vannfugler (ender og vadefugl). Bløtbunnsområdene ligger imidlertid ofte utsatt til for en rekke miljøforstyrrelser, og er meget sårbare for inngrep og forurensning. En rekke oljesøl rundt i verden har vist at beskyttede bløtbunnsstrender kan være svært sårbare fordi oljen ofte blandes ned og lagres i sedimentet, og forårsaker dermed langvarige skader på dyrelivet (Vandermeulen 1982, Teal & Howarth 1984). Slike forhold er imidlertid lite studert i Norge og andre områder med tilsvarende klima.

Ved opprettelsen av FOBO ble det ikke bare pekt på at effekter av olje var lite studert i tidevannssonen i Norge, men også at våre grunnleggende økologiske kunnskaper om tidevannssonen langs norskekysten var mangelfulle. Programmet skulle derfor i stor grad ha karakter av systemøkologiske studier for å framskaffe nødvendig viten av betydning for å vurdere økologiske konsekvenser av oljeforurensninger, samtidig som dette også skulle ha verdi for en økologisk basert forvaltning av strandsonen. I dette

programmet var det forutsatt at økosystemundersøkelser skulle kombineres med effektstudier av olje.

Undersøkelsene ble foreslått lagt til Skagerrakkysten, og Presteværkilen ved munningen av Oslofjorden ble valgt. Dette området må regnes som potensielt utsatt for oljesøl pga stor skipstrafikk og fordi to oljeraffinerier/oljeanlegg er plassert i nærheten. Skagerrakkysten skiller seg ut fra resten av kysten ved at tidevannsforskjellen kun er 20-30 cm (mot 1-3 m fra Vestlandet og nordover). Vindretning og atmosfærisk lufttrykk kan i perioder føre til at vannet blir stuet opp eller presset ut av Skagerrak, noe som ofte påvirker vannstands nivået mer enn det regulære tidevannet. Videre blir Skagerraks kyster, og i særdeleshet Oslofjordområdet, påvirket av kalde vintre og varme somre i kontrast til det oseaniske klimaet som preger den øvrige del av kysten. Ekstreme fysiske miljøfaktorer som vinterfrost, periodevis uttørring og sterk sommervarme vil derfor ha større betydning for littoralfaunaen i denne delen av landet enn langs resten av norskekysten.

3.1.2 Problemstillinger og framgangsmåter

For å forstå sårbarheten til et samfunn, må man studere de prosesser som bestemmer samfunnsstrukturen; dvs. artssammensetningen og det tallmessige dominansforhold mellom artene. Dette påvirkes av ulike forhold som kan gjøre seg gjeldende til forskjellige tider av året. Det er derfor nødvendig å kjenne den naturlige sesongvariasjonen i systemet for å kunne vurdere hvilke prosesser som er av betydning og når de gjør seg gjeldende. Man må også være i stand til å kunne skille mellom betydningen av fysiske (ofte klimatiske) og biologisk betingete prosesser (konkurranse, predasjon etc.). Et klimatisk eksponert samfunn vil ofte bære preg av store svingninger fra år til år, og artene må derfor ha utviklet betydelig evne til å restituere seg etter perioder med høy dødelighet. Mindre klimatisk eksponerte samfunn, som i større grad er strukturert av artenes påvirkning på hverandre vil derimot ofte ha mer forutsigbare og avdempede svingninger. De er vanligvis tilpasset et mer stabilt miljø og må forventes å ha mer begrenset evne til raskt å restituere seg etter høy dødelighet. Akutte miljøforstyrrelser må derfor generelt antas å ha større og mer langtids-virkende konsekvenser i biologisk enn i mer fysisk strukturerte samfunn.

Forklaringen på observerte forandringer i et dyresamfunn vil ligge i prosesser som virker på populasjonsnivå. Når man skal studere slike prosesser i et system, vil det være en helt uoverkommelig oppgave å konsentrere oppmerksomheten på alle arter i samfunnet. Noen arter har mer betydning enn andre i ut-

formingen av samfunnsstrukturen pga. sin dominerende rolle som konkurrent, predator eller byttedyr for andre. Det er derfor viktig å kartlegge slike nøkkelarter og å undersøke forhold som gjør dem til nøkkelarter, samt de faktorene som påvirker og begrenser deres populasjonsstørrelse.

For å kunne studere betydningen av den enkelte prosess i samfunnet er det nødvendig å utføre kontrollerte eksperimenter. Når det gjelder betydningen av fysisk stress, er det viktig å både studere artenes tålegrense og sekundære konsekvenser av at disse tålegrensene overskrides. I Skagerrak-området vil årlig vinterfrost bety en stor fysisk påkjenning for sedimentfaunaen i tidevannssonen. Å teste kuldetoleranse hos artene, og testing av de sekundære økologiske effekter av nøkkelarters respons på frost står derfor sentralt i forståelse for fysisk betingete prosesser. For å forstå effekter av biologiske prosesser som artenes påvirkning på hverandre, trengs felteksperimenter der man manipulerer med tettheten av potensielle nøkkelarter.

De ovenfor nevnte forhold er blitt undersøkt for å belyse hvilke prosesser som strukturerer det naturlige samfunnet. Dette vil igjen ha konsekvenser for samfunnets evne til både å motstå og restituere seg etter en miljøforstyrrelse. For å forstå samfunnets sårbarhet er det i tillegg nødvendig å studere direkte effekter av ulike typer av kontrollerte forstyrrelser. Et samfunns reaksjoner på en gitt oljeforurensningssituasjon vil være en kombinasjon av artenes umiddelbare reaksjoner på oljen (så lenge denne er tilstede i systemet) og samfunnets evne til å restituere seg etter forstyrrelsen. Vi har derfor gjennom eksperimenter testet artenes sprednings- og etableringsevne, samt deres direkte reaksjon på tilstedeværelse av olje.

Resultatene fra de enkelte undersøkelser og eksperimenter vil bli publisert i internasjonale fagtidsskrifter.

3.2 Områdebeskrivelse

Presterødkilen ved Tønsberg, er en forholdsvis åpen (5-600 x 1300 m) og meget grunn kile med mudderbunn (se **figur 1**). Ved munningen er den bare omkring 1 m dyp, og selv med en tidevannsforskjell på kun 20-30 cm, kan en mudderflate bli tørrlagt 300-600 m utover fra bunnen av kilen ved lavvann. Siden tidevanns-variasjonene ofte overskygges av lufttrykk og vindforhold, kan det i ekstreme tilfeller oppstå situasjoner med kontinuerlig høyvann eller lavvann i lange perioder. Vannstandsforholdene på flata kan derfor være uforutsigbare. Alle våre undersøkelser er gjort på de innerste 400 m av kilen.

Kilens beliggenhet er godt beskyttet mot vind- og bølgeeksponering. Dette er en forutsetning for at det har kunnet danne seg en stabil, nesten horisontal mudderflate med stort innhold av fine partikler (50-60 % silt og leire). Normalt er kilen islagt flere måneder hver vinter, og vi har målt kompakt tele ned til ca. 50 cm dyp. En bekk som renner ut innerst i kilen resulterer i en betydelig brakkvannspåvirkning. Kilen er også påvirket av tilførsler fra nærliggende tettbebyggelse, industri og dyrket mark. Hele tidevannsfлата er omkranset av et frodig taksrørsbelte. Den grunne, mørke flata blir raskt oppvarmet når isen smelter om våren. Gjennom hele sommersesongen gir kombinasjonen av høy temperatur og rik næringstilførsel grunnlaget for det høyproduktive våtmarksområdet som Presterødkilen er kjent for.

Den høye primærproduksjonen er knyttet til sedimentoverflaten. Om våren (april - mai) består vegetasjonen nesten utelukkende av mikroalger. Allerede få dager etter at isen har gått, er sedimentoverflaten dekket av et brunt lag av diatomeer. Utover sommeren begynner en rask utvikling av større primærproducenter. Fra omkring midten av juni er det meste av tidevannsfлата dekket av matter av makroalger, slik at den på avstand fortøner seg som en grønn eng (**figur 2**). De tidligste makroalgene er flere arter trådformede alger, men snart domineres vegetasjonen av de større artene tarmgrønnske (*Entromorpha intestinalis*) og havsalat (*Ulva lactuca*), og i noen år også av småhavgras (*Ruppia maritima*). Det innbyrdes dominansforhold mellom disse artene varierer sterkt fra år til år. Gjennom hele sommeren er det en frodig planteproduksjon på flata, men fra månedskiftet august - september skjer det vanligvis en rask reduksjon av vegetasjonen. Senhøstes er stort sett hele tidevannsfлата igjen vegetasjonsløs.

Primærproduksjonen gir grunnlag for et rikt dyreliv på flata. Antall bløtbunnsarter er forholdsvis begrenset, men individantallet er meget høyt. I tillegg til dette bløtbunnsamfunnet som vår undersøkelse har konsentrert seg om, blir området også besøkt av en rekke større dyr som i kortere eller lengre perioder søker sin næring der. Dette gjelder først og fremst fugl, men også fisk (flyndre, kutlinger og stingsild) kan til tider være tallrike. Presterødkilen er særlig kjent for den rike forekomsten av strand- og vannfugler, som er grunnen til at den er vernet med internasjonal status som Ramsarområde. Tilsammen er det observert ca. 75 arter. Av disse finner vadefuglene (31 observerte arter; ca. 25 årlige) og gravand, og i noen grad også hettemåke og fiskemåke sin næring ved å beite på bløtbunnsfaunaen på tidevannsfлата. Store antall gravander, fiskemåker og hettemåker ses i området fra tidlig om våren til seint på høsten. Vadefuglene, derimot, er mest tallrike under høsttrekket. De mest vanlige vadefuglene er

tjeld, vipe, enkeltbekkasin, skogsnipe, grønnstilk, rødstilk, glutsnipe, strandsnipe, myrsnipe og brushøns.

3.3 Struktur og dynamikk i bløtbunnsamfunnet

3.3.1 Sesongvariasjoner

Totalt ble det i løpet av undersøkelsen påvist mer enn 30 ulike dyreformer i bløtbunnsamfunnet, hvorav 17 er identifisert til art (tabell 1). Av disse kan bare ca. 10 karakteriseres som vanlige. De fleste artene er små (mindre enn 2-3 mm), mens noen få blir opp til 1-2 cm. Bare én art blir vesentlig lengre enn dette. Det er mangebørstemarken *Nereis diversicolor* (heretter kalt *Nereis*), som når en lengde på 10-15 cm. De mest tallrike av de små artene oppnår maksimale tettheter i størrelsesorden 10^5 individer pr. m^2 , mens de større artene forekommer normalt i mengder på 10^2 - 10^3 pr m^2 . I undersøkelsen har vi skilt mellom små og store arter fordi de viser klare forskjeller i tilpasninger til livet på tidevannsflata: De store dør ut eller forlater flata i forbindelse med vinteren, mens de små artene forblir i området gjennom hele året.

Figur 3 viser sesongforløpet til de mest tallrike artene i bløtbunnsamfunnet på flata. Alle de store artene re-invaderer området etter vinteren på omtrent samme tid, men på forskjellig måte: *Nereis* og tangloppen *Corophium volutator* vandrer innover flata som halvoksne og voksne dyr og reproducerer seinere på sommeren og høsten. Fjærmygg (Chironomidae) svermer om våren og den nye generasjonen larver klekkes midt på sommeren og vokser fram til siste larvestadium utover høsten. Sandmusling (*Mya arenaria*) og hjertemusling (*Cerastoderma edule*) driver inn på flata som planktoniske larver før de slår seg ned. Fram til seint på høsten når de en maksimal lengde på 1-1,5 cm. De er ikke i stand til å nå kjønnsmoden alder før de drepes av vinterkulda. I 1986 var det et stort nedslag av mangebørstemarken *Polydora ligni* som vokste opp i en tetthet på 2000-3000 individer pr. m^2 . Utover seinsommeren var det masse-reproduksjon, men den nye generasjonen slo seg ikke ned i området. Fenomenet har kun vært observert dette året.

På grunn av sin størrelse og årevise høye populasjonstetthet, dominerer *Nereis* fullstendig biomassen i tidevannsamfunnet seint på sommeren og høsten. Dens betydning i samfunnet forsterkes ved at den er det eneste store sedimentlevende rovdyr, og ved dens graveaktivitet (med hull på opptil 20-30 cm dybde)

Tabell 1. Liste over de arter eller dyregrupper som er funnet i bløtbunnsamfunnet. - List of animals found in sediments.

Mollusca
Bivalvia (muslinger)
<i>Mya arenaria</i>
<i>Cerastoderma edule</i>
<i>Cerastoderma lamarcki</i>
<i>Scrobicularia plana</i>
Gastropoda (snegler)
<i>Hydrobia ulvae</i>
<i>Nudibranchia</i> (nakensnegl, en art)
Annelida
Polychaeta (børstemark)
<i>Nereis diversicolor</i>
<i>Polydora ligni</i>
<i>Manayujunkia aestuarina</i>
<i>Harmothoe imbricata</i>
Oligochaeta (fåbørstemark)
<i>Tubifex costatus</i>
<i>Paraneis littoralis</i>
Insecta
Chironomida (fjærmygg)
fluelarve
Crustacea
Ostracoda (muslingekreps) - minst 4 arter, to identifisert
<i>Cyprideis littoralis</i>
<i>Cytherura gibba</i>
Copepoda (hoppekreps) - flere arter harpacticoide copepoder
Amphipoda
<i>Corophium volutator</i>
<i>Gammarus locustra</i>
<i>Gammarus salinus</i>
Isopoda
<i>Idotea granulosa</i>
Kinorhyncha
Nematoda - flere arter
Turbellaria
Coelenterata (nesledyr)
Hydrozoa
<i>Protohydra leucarti</i>

som ytteligere kan påvirke resten av faunaen. De andre store artene har en mye mer variabel forekomst på flata, og enkelte år kan flere av disse helt mangle. Deres betydning for flatas øvrige dyreliv er liten sammenlignet med *Nereis*.

De små dyrene domineres tallmessig og biomassemessig av oligochaeter eller fåbørstemark (særlig arten *Tubifex costatus*, heretter kalt *Tubifex*), den lille mangelbørstemarken *Manayujunkia aestuarina* (heretter kalt *Manayujunkia*) og en muslingekreps (*Cyprideis littoralis*). *Manayujunkia* lager rør som er mange ganger så lange som selve dyret (opptil 1-2 cm). Med en tetthet på opptil 200 000-300 000 individer pr. m², kan overflaten av sedimentet ofte være helt sammenfiltret av disse rørene, noe som antas å kunne ha en viss betydning for stabiliteten av sedimentoverflaten. Harpacticoide copepoder (hoppekreps) og nematoder (rundormer) er også tallrike på flata, men de er pga. liten størrelse biomassemessig av mindre betydning.

Siden de små artene overlever vinteren på flata, fant vi mindre dramatiske sesongvariasjoner hos disse. Imidlertid har alle en mer eller mindre markert topp i løpet av sommerhalvåret. *Tubifex* synes å være den som best kan utnytte forholdene etter at isen har gått om våren. På 1-2 måneder kan populasjonstettheten bli mer enn 10-doblet. Dette populasjons-maksimumet er kortvarig, og allerede på seinsommeren er tettheten nede på omtrent samme nivå som før våroppblomstringen startet. Den røybyggende *Manayujunkia* viser et helt annet livsmønster enn *Tubifex*. Den vokser langsomt og har få, men relativt store avkom. I begynnelsen holder disse seg i røret til mora, før de lager sine egne i nærheten. Reproduksjonen foregår i mai - juni, og populasjonsmaksimum finner sted etter nedgangen i *Tubifex*-populasjonen. Populasjonstettheten til *Manayujunkia* er jevnt høy, med betydelig mindre sesongvariasjon enn hos oligochaetene.

Kort kan en karakterisere sesongutviklingen i bløtbunnsamfunnet ved at det om våren og sommeren fullstendig domineres av oligocheter, *Manayujunkia* og *Cyprideis*. Seinere utover sommeren og høsten er forekomsten av små arter mer kompleks, samtidig som de store artene etablerer seg og etterhvert utgjør hovedtyngden av biomassen.

3.3.2 Klimatiske faktorer

Artssammensetningen og sesongvariasjonene i bløtbunnsamfunnet er sterkt influert av de klimatiske forholdene. Særlig har vinterfrosen stor effekt, og kuldetoleransen til de viktigste

artene er testet i lab-eksperimenter. De store artene er alle sammen ømfintlig for frost. Ingen av disse tålte eksponering til lavere enn -3 °C i flere dager, og de er derfor vanligvis ikke istand til å overleve vinteren på flata. En del dyr vandrer ut på dypere vann om høsten, men sedimentprøver tatt om vinteren viser at mange forblir i tidevannssonen og fryser ihjel. De mindre artene i samfunnet tåler derimot lang tids eksponering til lave temperaturer. Våre undersøkelser har vist at de kan overleve i underkjølt tilstand ved temperaturer ned til 10-15 minus-grader i flere uker. På grunn av et beskyttende lag av is og snø blir temperaturen nede i sedimentet aldri så lav i lengre tid. Ettersom kulden også beskytter dem mot sine naturlige fiender i denne perioden, har disse artene svært lav dødelighet gjennom vinteren. De to størrelsesklasser av dyr opplever således systemet på svært forskjellig måte. De store artene står overfor en katastrofal situasjon hver vinter, og må re-invadere flata hver sommer. Dette stiller store krav til dyrenes sprednings- og etableringsevne. De små artene er mindre mobile og har direkte utvikling uten noe planktonisk spredningsstadium. Avkommet vokser i stor grad opp på samme område som sine foreldre. Bare de som tåler lave temperaturer over lange perioder har derfor kunnet etablere seg på flata.

Mange vanlige tidevannsarter (både små og store) som mangler på flata, forekommer i sublittoralen like utenfor. Disse artene viste seg like ømfintlige overfor frost som de store artene i det undersøkte samfunnet, men mangler deres evne til å invadere flata etter vinteren. Vinterkulden synes således ikke bare å ha mye å si for sesongvariasjonen i tidevannsamfunnet, men også å være avgjørende for hvilke arter som er i stand til å etablere seg der. Dette er sannsynligvis den viktigste grunnen til at artssammensetningen på flata (og i tilsvarende områder langs Skagerrak-kysten) er relativt fattig sammenliknet med bløtbunnsstrender fra andre deler av Nordøstatlanteren.

Fordi vinterkulden er et årvisst fenomen, vil den i stor grad påvirke den normale artssammensetningen og sesongvariasjonen i samfunnet. Dette har igjen konsekvenser for betydningen av art-sinteraksjoner i samfunnet. En annen potensielt strukturerende faktor er tørke, som i motsetning til vinterkulda er uforutsigbar. I 1987 var det en periode med høytrykk og nordavind tidlig på sommeren som resulterte i at tidevannsflata var blottlagt 200-400 meter utover i mer enn to uker og tørket helt inn slik at sedimentet ble hardt og sprakk opp. Resultatet av denne hendelsen var at innsiget av store arter ble sterkt redusert dette året. Bare *Nereis* greide å etablere seg der til en viss grad, men etableringen var kraftig redusert i forhold til tidligere år. Også flere av de små, stasjonære artene ble påvirket av tørken.

En annen uforutsigbar klimatisk situasjon er milde vintre uten frost i sedimentet. Dette har også forekommet en gang i løpet av prosjektperioden, og konsekvensene er beskrevet i neste avsnitt. De uforutsigbare situasjonene gir seg utslag i variasjoner i samfunnstrukturen fra år til år. Kjennskap til artenes respons på slike hendelser har stor betydning for vår vurdering av stabiliteten og sårbarheten til samfunnet.

3.3.3 Studier av predasjon som strukturerende faktor i samfunnet

Predasjon innen samfunnet; *Nereis diversicolor*

For å studere hvordan én art påvirker andre arter i systemet, må en kunne sammenlikne utviklingen i et naturlig samfunn med og uten arten tilstede. Dette byr på problemer for sedimentlevende arter som *Nereis* fordi det ikke lar seg gjøre å fjerne disse uten å forstyrre resten av systemet kraftig. Vi har imidlertid kunnet omgå dette problemet ved å benytte oss av at *Nereis* dør ut på flata om vinteren, og at det tar 2-3 måneder fra isen går, til arten igjen har invadert området. I denne perioden har vi satt i gang felteksperimenter med rørformede bur (diam. 19,5 cm), hvor vi i halvparten har plassert ut *Nereis*, innsamlet fra sublittoralen, i antall som tilsvarte en normal populasjonstetthet tidlig på sommeren og seint på høsten (ca. 400 individer pr. m²). De resterende burene fungerte som kontroll i det vi ikke tilsatte dem noen dyr. Eksperimenter ble utført både i 1986 og 1987. Det første året var hensikten med eksperimentet å studere effekten av normal innvandring av *Nereis* på flata i løpet av sommeren (juli - august). Det andre eksperimentet skulle belyse sekundære konsekvenser av at vinterkulden normalt dreper alle *Nereis*. For å simulere effekten av minimal vintermortalitet, og dermed høy *Nereis*-tetthet om våren og tidlig sommer, ble eksperimentet dette året utført i perioden mai-juni før normal innvandring av arten.

Figur 4 er en skjematisk framstilling av resultatene fra de to eksperimentene. For å antyde den sesongmessige endringen i effektene er resultatene fra våren 1987 plassert før (til venstre for) resultatene fra sommeren 1986. Eksperimentene viste klart at *Nereis* er en dominerende art i samfunnet. Den er en alt-eter som kan angripe og dermed påvirke alle artene i samfunnet. Det ble også klart at artene ble påvirket i forskjellig grad, og at effekten av predasjon fra *Nereis* varierte gjennom året og fra år til år, avhengig av hvilke næringstyper som var tilgjengelige. Sommeren 1986 ble de største effektene observert på de andre store artene som etablerte seg på flata omtrent samtidig med *Nereis* (jf. høyre del av **figur 4**). Men også de to viktigste små dyregrup-

pene, oligochaetene og *Manayujunkia* ble tydelig redusert av *Nereis*. I eksperimentet våren 1987 ble det bare funnet klar effekt på de da meget tallrike oligochaetene. I tillegg viste det seg noe overraskende at *Nereis* også var en effektiv algebeiter. Den holdt sedimentet i sine bur fri for makroalger, mens sedimentet i burene uten *Nereis* etterhvert fikk et tykt algedekke tilsvarende det ute på flata.

Vinteren 1988-89 var eksepsjonelt mild og undersøkelsesområdet var isfritt med ufrossent sediment gjennom hele vinteren. Dette ga en unik mulighet til å etterprøve våre konklusjoner fra bur-eksperimentet i 1987. Det viste seg at *Nereis* ikke bare hadde hatt stor overlevelse, men at den hadde vandret inn på flata i store mengder i løpet av den milde vinteren. Våren 1989 var derfor tettheten 5-10 ganger høyere enn om høsten året før, og den forble meget høy gjennom hele året (**figur 5A**). Ut fra eksperimentet våren 1987 forventet vi at en slik høy populasjonstetthet i første rekke ville påvirke oligochaetene og algevegetasjonen. Dette stemte bra med den utviklingen vi observert på flata i løpet av 1989. Oligochaetene hadde mye lavere populasjonsvekst enn tidligere år (**figur 5B**), og det utviklet seg aldri noe tett algedekke på flata dette året.

Vi kan ut fra bureksperimentene i 1986-87 og feltundersøkelsen i 1989 konkludere med at *Nereis* har et stort potensiale til å strukturere samfunnet. Undersøkelsen tyder på at uten vinterfrost ville arten ha etablert en permanent høy populasjonstetthet i området. Denne ville sterkt ha påvirket populasjonsutviklingen til mange av de andre dyrene i samfunnet og kunne ha hindret utviklingen av et grønnalge-(grønnske)-teppe på flata. Vinter-utdøing hindrer vanligvis en slik utvikling, og dette er antagelig en av de mest betydelige effektene av vinterfrosken. Selv under normale forhold kan *Nereis* redusere populasjonene til andre arter i betydelig grad, og dermed påvirke strukturen og dynamikken i samfunnet. Men fordi den årlige nyetableringen av *Nereis* i løpet av sommersesongen ikke får tid til å bygge opp en tetthet som er begrenset av næringstilgangen (jf. den mye høyere tettheten i 1989), vil den ikke virke kontrollerende på byttedyr-populasjonene og derfor i mindre grad virke stabiliserende på samfunnsstrukturen. Trass i denne reduserte predasjonseffekten i normale år må *Nereis* likevel kunne betegnes som en nøkkelart i systemet, både som predator og som byttedyr for fugl (se nedenfor).

Predasjon fra gjestende arter; fugl

Det er utført mange undersøkelser om hvordan fuglene utnytter ressursene på produktive bløtbunnsstrender, men effekten av

denne predasjonen på bløtbunnsamfunnet er mindre kjent. Enkelte utenlandske undersøkelser tyder på at den kan være betydelig (f.eks. Schneider 1978, Schneider & Harrington 1981, Quammen 1984). De fleste av disse undersøkelsene har imidlertid vært korttidsundersøkelser utført på overvintringssteder for strandfugl. Ettersom Presterødkilen har et annet bløtbunnsamfunn og det sesongmessige predasjonsmønster der er vesentlig forskjellig fra andre undersøkte områder, ønsket vi å utføre mer langvarige undersøkelser for å få inntrykk av variasjoner i predasjonseffekten gjennom året. Undersøkelsene, som ble utført fra isen gikk og til ut i november både i 1986 og 1987, gikk ut på å teste effekten av å stenge beitende fugl ute fra utvalgte prøveflater. Vi benyttet en burtype (1,2 x 1,2 m) som utestenger fugl, men ikke fisk og andre dyr som kommer inn ved høyvann. Som kontroll sammenliknet vi samfunns-utviklingen på tilsvarende avmerkete flater.

Beiting av fugl hadde betydelige effekter på bløtbunnsamfunnet, og den viste klare sesongvariasjoner i takt med forekomst av byttedyr og fuglearter. Om våren forekommer det som tidligere nevnt vanligvis bare små byttedyr på flata. Vadefugler og måker plukker sine bytter enkeltvis og er derfor avhengig av større byttedyr. Følgelig ble disse fuglene sjeldent observert beitende på flata før de store bløtbunnsartene hadde etablert seg der seint på sommeren. Gravender derimot er spesialisert til å fange smådyr ved å sile sedimentet med sitt brede nebb, og utnytter området som beiteplass fra tidlig om våren til seint på høsten. Opptil 200 gravender ble sett på kilen om våren og tidlig på sommeren, mens maksimum om høsten var ca. 100. Fra siste halvdel av juli, når de større bløtbunnsartene hadde invadert flata, ble det stadig vanligere å se flokker av vadefugl på flata, med maksimum antall omkring siste halvdel av august og første halvdel av september (maks. omkring 500). De siste flokkene med vadefugl forsvant i løpet av oktober.

Om våren og sommeren viste eksperimentene en kraftig desimering av *Manayujunkia* pga. fuglebeiting, med reduksjon på opptil 40 % i forhold til burene hvor fuglene var blitt holdt ute (**figur 6**). Bare gravanda kunne være ansvarlig for denne beiteeffekten. Det ble ikke funnet tilsvarende effekt på noen andre små bløtbunnsarter i denne perioden. Effekten på *Manayujunkia* holdt seg og endog økte utover høsten, samtidig som det da også ble observert en viss effekt på muslingkrepss og på den sparsomme forekomsten av oligochaeter. Disse effektene er sannsynligvis som følge av fortsatt beiting av gravender.

Selv om vadefugl og måker kan ta alle de større bløtbunnsartene om høsten, fant vi bare tydelige effekter på *Nereis*. Både på

grunn av sin størrelse og tallmessige forekomst er *Nereis* det viktigste byttedyret for disse fuglene. Begge årene ble tettheten av *Nereis* på kontrollflatene redusert til henimot 50 % av bestanden i burene der fugl var utestengt (**figur 6**). Beitingen forlöp imidlertid forskjellig de to årene. I 1986 var det jevnlig lavvann med gode beitemuligheter for fuglene gjennom hele høsten. Dette resulterte i en klar og stadig økende effekt av fugleutstenging fra tidlig til seint på høsten. I 1987 derimot, var den siste halvdel av høsten karakterisert av kontinuerlig høyvann pga. sterk sørvestlig vind og springflo. I denne perioden var det ikke mulig for fuglene å beite i området. Den effekten av fuglebeiting vi observert tidlig på høsten dette året, ble derfor etterhvert overskygget av *Nereis* egenbevegelse inn og ut av burene.

I tillegg til vinterfrost er det tydelig at også fuglepredasjon er en begrensende faktor for *Nereis*-populasjonen på flata. Utviklingen i 1989 viste imidlertid at predasjonen ikke kunne holde populasjonen av *Nereis* nede dersom vinterfrosten uteble. Også de andre store artene i området er kjent som viktige byttedyr for vadefugl og måker. Grunnen til at vi likevel ikke kunne observere noen signifikant effekt av fuglepredasjon på disse, kan være at en slik effekt ble kompensert for av en sekundær positiv effekt av fuglenes desimering av *Nereis*, som selv er en effektiv predator på flere av disse artene.

3.4 Sårbarhet og reetablerings- evne etter miljøforstyrrelser

3.4.1 Reetablering etter en forstyrrelse

Ved oljesøl eller en annen forstyrrelse kan man forvente at faunaen over store deler av tidevannsflata blir skadelidende. I hvilken grad de viktigste artene har evne til å reetablere seg (og derigjennom sørge for en gjenoppbygging av det naturlige samfunn) etter en massiv utryddelse er essensielt for vurdering av samfunnets sårbarhet overfor slike forstyrrelser. Den årlige innvandring og etablering av store bløtbunnsarter til tidevannsflata i løpet av sommersesongen viser at disse artene har god spredningsevne. Disse sprer seg enten ved stor egenbevegelse eller som planktoniske larver som kommer inn med tidevannet. Blant de dominerende små bløtbunnsartene i Presterødkilen er ingen funnet å ha planktonisk larvespredning og mobiliteten er mye lavere enn for de store artene. For å studere disse små dyrenes sprednings- og reetableringsevne ble all fauna utryddet (defaunisering) på avgrensede flater (2 felt á 2 x 3 m) ved å dekke dem til med plast inntil det oppsto anaerobe forhold der. Sedimentkje-

miske målinger viste at sedimentet vendte tilbake til normale forhold på under en uke etter at plast-dekket var fjernet. Faunaprøver ble tatt jevnlig fra midten av disse feltene gjennom en periode på ca. 1,5 år.

Figur 7 viser forskjeller i rekoloniseringsmønsteret til de vanligste artene etter defauniseringen av feltene. Noen få arter, harpacticoide copepoder og muslingkrepsen *Cytherura gibba*, rekoloniserte feltene meget raskt (**figur 7A**). Etter én uke var deres populasjonstettheter der like høy eller høyere enn på kontrollfeltene. De fleste andre artene brukte noe lengre tid på reetableringen, men hadde oppnådd normale (**figur 7B**) eller endog høyere tettheter (**figur 7C**) i løpet av 1-3 mnd. *Manayujunkia*, derimot, skilte seg klart ut med meget langsom sprednings- og reetableringsevne (**figur 7D**). Til tross for at avstanden fra midten av defauniseringsfeltene og til upåvirket bunndyrsamfunn bare var 1 m, hadde den etter ett år bare oppnådd ca. 10 % av tettheten på kontrollfeltene (**figur 7**). Det videre studium av reetableringen til *Manayujunkia* ble vanskeliggjort av kraftig dødelighet på hele flata inkludert kontrollfeltene i løpet av sommeren 1987 (sannsynligvis pga. tørke). Høsten 1989 var populasjonstettheten til *Manayujunkia* fremdeles bare ca. 1/5 av hva den hadde vært før den høye dødeligheten 2-2,5 år tidligere, hvilket ytterligere understreker denne artens lave restitusjonsevne.

Forskjeller i reproduksjonspotensiale og spredningsevne kan forklare den ulike etablerings-hastigheten til mange av artene. For de fleste artene vil spredningen skje ved en kombinasjon av egenbevegelse og passiv spredning med tidevann og bølgebevegelse. *Manayujunkias* langsomme spredning skyldes at den er en stasjonær rørboer, og at den har få, store avkom som først lever i moras rør og deretter etablerer seg i nærheten av mordyret. Også sekundære faktorer, som endrede konkurranse- og predasjonsforhold, vil virke inn på samfunnets reetableringsmønster etter en miljøforstyrrelse. Redusert konkurranse er sannsynligvis årsaken til at de tidligst etablerte artene i den første tiden viste tendens til høyere tetthet på defauniseringsfeltene enn i det upåvirkede samfunnet. Likeledes viste oligochaeten *Paraneis littoralis* tildels kraftig vekst på defauniseringsfeltene i løpet av den første sommeren, noe som kan ha sammenheng med den lave tettheten til *Manayujunkia* i denne perioden. Disse to artene er omtrent jevnstore, de har liknende fødevalg og lever i samme sjikt i sedimentet. Det er derfor sannsynlig at den normalt høye tettheten av *Manayujunkia* kan virke negativt på *Paraneis*.

Vårt eksperiment testet artenes evne til å etablere seg over korte avstander (maks. 1 m). Selv over en så kort avstand brukte artene forbausende lang tid på å etablere seg. Det er innlysende

at samfunnet vil bruke mye lenger tid på å restituere seg etter en større miljøforstyrrelse som resulterer i at artene blir sterkt desimert eller forsvinner fra store deler av deres utbredelsesområde i kilen. Spesielt sårbar vil *Manayujunkia* være pga. sin dårlige spredningsevne og lave reproduksjon.

3.4.2 Effekter av olje

I tillegg til de enkelte artenes sprednings- og etableringsevne, ønsket vi å teste ulike aspekter ved oljens innvirkning på samfunnet. Den direkte effekten av olje på artene vil ikke bare være avhengig av artenes toleranse overfor olje, men også i hvilken grad de blir eksponert for olje og hvor lenge de utsettes for denne påvirkningen. Effekten vil være avhengig av artenes levevis, sedimenttype og oljesølets natur. Gravende former kan f.eks. bli mindre eksponert ved mindre oljesøl av kort varighet, mens overflatelevende former kan reetablere områder raskere enn de gravende hvis oljen har penetrert ned i sedimentet og holder seg der i lang tid. Når man skal teste artenes respons på olje, er det derfor viktig å teste dem i naturlig sediment og eksponere dem for olje i eller på sedimentet. Felteksperiment ble utført for å studere artenes evne til å rekolonisere defaunisert sediment med ulikt oljeinnhold, mens de mest tallrike mindre artenes reaksjon på ulike konsentrasjoner av olje er blitt studert både i felt og ved laboratorie-eksperimenter. Oljeinnholdet i sedimentet ble registrert i løpet av undersøkelsene. Det er i eksperimentene hovedsakelig brukt råolje fra Nordsjøen, men vi har i enkelte forsøk sammenliknet effekten av råolje og forvitret olje. Resultatet fra de eksperimentelle undersøkelsene ble sammenliknet med endringer i arts sammensetningen langs en oljeforurensningsgradient i et område på den innerste del av flata.

I både felt- og laboratorie-eksperimenter ble oljen blandet inn i et 3 cm tykt lag av overflatesedimentet i ulike konsentrasjoner mellom 100 og 10000 ppm. Oljekonsentrasjonene i våre eksperimenter er realistiske ut fra det som er målt i sediment som er blitt utsatt for oljesøl (Decker & Fleeger 1984, Moore et al. 1987). Det er imidlertid vanskelig å foreta innblandingen av olje i sedimentet på en realistisk måte; dvs. uten å påføre dyrene mekaniske skader ved selve innblandingprosessen. Slike eksperimenter er derfor mest egnet til å studere reetablering av arter til sediment med ulikt oljeinnhold, dvs. simulere artenes evne til å rekolonisere oljetilgrisede områder ettersom oljekonsentrasjonen i sedimentet reduseres. For å studere dyrenes reaksjon på et innkommende oljesøl, ble det sprøytet olje direkte på sedimentoverflaten (ved lavvann) i mengder som skulle tilsvare det vi blandet inn ved de andre eksperimentene (mellom 50 og 500 ml olje pr. m²).

Olje innblandet i sedimentet holdt seg der i nesten uforminsket konsentrasjoner gjennom undersøkelsesperiodene (opptil 18 uker). Derimot ble mesteparten av den oljen som ble direkte sprøytet på sedimentoverflaten, raskt vasket bort av tidevannet, mens kun en mindre del trengte ned i sedimentet. Ved større oljesøl vil imidlertid tidevannet føre store mengder olje fram og tilbake over hele tidevannssonen i lengere tid. På grunn av tidevann, bølgebevegelse og biologisk aktivitet (graving), vil oljen etterhvert trenge ned i sedimentet. Dette ser ut til å være tilfelle ved de fleste oljesøl som har funnet sted (Southward 1982, Vandermeulen 1982). Våre eksperimenter der oljen er blitt blandet inn i sedimentet, må derfor antas å gi et mer realistisk bilde av situasjonen etter en oljeulykke enn de eksperimentene der vi sprøytet et tynt lag olje oppå sedimentet.

Rekolonisering til oljeblandet sediment

Rekolonisering av fauna ble studert ved at kasser med sediment iblandet ulike konsentrasjoner av olje ble satt ut i Presterødkilen (varighet ca. 4,5 mnd i sommerhalvåret). Etablering av fauna i løpet av denne perioden viste en klart negativ effekt av økende oljekonsentrasjon. Dette er illustrert i **figur 8A**. Effektene på de store artene var særlig markerte ved økende oljekonsentrasjoner over ca. 600 ppm. De små artene syntes å være mer følsomme for olje enn de store. Særlig ømfindtlige var muslingekrepsene. Både store og små arter hadde meget lav tetthet ved de to høyeste konsentrasjonene (3500 og 9000 ppm). Forsøket viste at den dominerende arten *Nereis* i stor grad unngikk sediment med oljekonsentrasjoner på over 1000 ppm.

De små artenes respons på olje i akvarieeksperimenter og langs oljegradier i felt

De mest tallrike av de små artene ble testet ved ulike oljekonsentrasjoner og tilsetningsmetoder i et tidevannsakvariesystem, bestående av en rekke små sylindere som inneholdt 20 cm³ sediment fra Presterødkilen. Eksperimentene ble enten utført med naturlig faunasammensetning i sedimentet, eller med tilsetning av et kjent antall dyr etter at den opprinnelige faunaen var fjernet. Oljedoser på hhv 0,16, 0,4 og 1,0 ml ble tilsatt sedimentoverflaten eller blandet inn i sedimentet. Eksperimentene hadde en varighet på 3-4 uker. I de eksperimentene der oljen ble tilført sedimentoverflaten, ble det meste vasket bort i løpet av 1-2 dager. Kun en mindre del (mindre enn 0,07 ml) trengte ned i sedimentet, tilsynelatende uavhengig av tilsetningsdose, og konsentrasjoner på et nivå rundt 1000 ppm ble målt i sedimentet

etter 2 døgn. Dette resulterte i stor dødelighet av muslingekrepsen *Cyprædis littoralis*, *Manayujunkia* ble middels påvirket, mens oligochaetene viste lav dødelighet (**figur 8B**). Den store likheten i dødelighet mellom de to ulike oljedosene som **figur 8B** viser, tyder på at det først og fremst er den oljen som trengte ned i sedimentet, som påvirket dyrene. For å teste de mest tolerante artene til høyere konsentrasjoner av olje i sedimentet, ble kjente antall av disse artene overført til sediment med hhv 3000 og 8000 ppm olje. Både *Manayujunkia* og oligochaeter ble sterkt påvirket ved 3000 ppm, og de var så godt som utryddet ved 8000 ppm. Eksperimentene viste også at nematodene hadde en høy dødelighet (over 80 %) ved oljetilsetningene som medførte ca 1000 ppm i sedimentet, men at dødeligheten ikke økte stort utover dette ved innblanding av de høyere konsentrasjonene (3000 og 8000 ppm). Dette kan tyde på at mesteparten av nematodene er følsomme for olje, men at det fins én eller flere meget robuste arter. Effekter av forvitret olje på faunaen skilte seg ikke merkbart ut fra de effektene som ble funnet av råolje.

I den innerste, nordvestre del av Presterødkilen fins et område med oljeforurenset sediment. Vi benyttet dette området til å analysere faunasammensetning på tre lokaliteter langs en gradient med økende oljeinnhold (ca. 150, 300 og 1000 ppm). På den midlere forurensete lokaliteten forekom de fleste artene (inkludert *Manayunkia*) i sterkt reduserte tettheter (stort sett mer enn 50 % lavere enn den reneste lokaliteten). *Tubifex* og nematoder syntes derimot lite påvirket og var de eneste som også syntes å tåle forholdene på det mest forurensete området. *Tubifex* forekom her i reduserte tettheter (40-50 % lavere), mens nematodene hadde etablert en tetthet som lå 2,5-4 ganger høyere enn de to mindre forurensete områdene. Resultatene fra denne gradientanalysen viste samme trend som akvarieeksperimentene, men reaksjonene var mer dramatiske. De fleste artene var helt fraværende ved ca. 1000 ppm og effektene framtrer tydeligere ved lavere konsentrasjoner (ved ca. 300 ppm). Langvarige påvirkninger ser således ut til å medføre sterkere effekter enn oljeeksponeringer av begrenset varighet.

Oppsummering av oljeeksperimentene

Sedimentfaunaens umiddelbare respons på olje er en redusert individtetthet for alle arter, et trekk som går igjen fra de fleste oljeforurenings situasjoner (Coull & Palmer 1984). Dette gjør seg gjeldende både når olje blir påført et etablert samfunn og når artene skal reetablere seg i oljeforurenset sediment. Artene har imidlertid ulik toleranse overfor olje. Av de mest tallrike artene viser muslingekrepsene seg å være spesielt ømfindtlige,

Manayujunkia er mer tolerant, men ikke så robuste som *Tubifex* og noen nematodearter. De mest dramatiske effekter fra korttidseksponeringer ser ut til å inntreffe ved konsentrasjoner på over 1000 ppm olje i sediment. Ved langvarige eksponeringer til olje i sediment kan konsentrasjoner på under halvparten av dette resultere i store reduksjoner i individtall og biomasse. Imidlertid vil langvarige oljeeksponeringer kunne medføre at spesielt tolerante faunakomponenter kan utvikle tette populasjoner over tid. Det synes å ha vært tilfelle for noen arter nematoder i det mest forurensete området av kilen.

Et kortvarig, mindre oljesøl på sedimentoverflaten vil ha liten effekt dersom det blir vasket vekk før for mye olje trenger ned i sedimentet. Først og fremst overflatelevende arter blir eksponert for olje i en slik situasjon. De erfaringer man har fra oljesøl over en viss størrelse viser imidlertid at olje trenger ned i alle typer løsmassestrender (Vandermeulen 1982). Dette vil føre til en situasjon der de sedimentlevende artene blir mest skadelidende, fordi sedimentoverflaten ofte blir vasket ren på et mye tidligere tidspunkt. Arter knyttet til sedimentoverflaten vil faktisk sekundært kunne profittere på en slik situasjon, ettersom konkurranse og predasjon fra de gravende formene blir redusert.

3.5 Konklusjoner

3.5.1 Strukturerende prosesser i samfunnet

Figur 9 viser de strukturerende prosesser vi har påvist i våre undersøkelser. Vinterfrosten er i denne sammenheng helt dominerende. Den har dramatiske konsekvenser for hele samfunnstrukturen og sesongutviklingen på flata, og som et årlig fenomen gir den også stor grad av forutsigbarhet i systemet. Alle de store artene dør vanligvis ut på flata om vinteren og er avhengig av å kunne rekolonisere området fra sublittoralen i løpet av våren eller sommeren. Ingen av disse artene er i stand til å oppnå tettheter i nærheten av områdets bæreevne i løpet av én sommersesong. Dette ble klart demonstrert ved at *Nereis* og *Corophium* oppnådde populasjonstettheter på mange ganger det normale etter en mild vinter med god overlevelse. De små artene som har greid å etablere seg på flata, blir derimot i liten grad direkte påvirket av frosten. Sekundært kan de ha fordeler av vinterkulden fordi den reduserer predasjon fra *Nereis* og hindrer flere potensielle konkurrenter i å etablere seg på flata. Resultatet av primære og sekundære effekter av vinterfrosten er et relativt artsfattig tidevannssamfunn, hvor de store artene først og fremst er begrenset av det fysiske miljø (vinterkulde), mens de små artene som tåler frost, har populasjonstettheter som trolig i stor grad er begrenset av biolo-

giske interaksjoner (konkurranse og event. predasjon). I tillegg ble algevegetasjonen positivt indirekte påvirket av vinterkulda, fordi frosten sterkt reduserte effekten av beiting fra *Nereis*.

Våre undersøkelser viser at flere av artene i samfunnet blir redusert av predasjon. Gravandas beiting i området synes å være en viktig begrensende faktor for *Manayujunkia*. Utover høsten virker vadefugl og måker kraftig reduserende på tettheten av *Nereis* og sannsynligvis også på andre store arter i tidevannssonnen. Predasjons-effekten på de store artene er imidlertid mer kortvarig fordi de, uavhengig av populasjonstettheten, ikke overlever på flata om vinteren. *Nereis* på sin side synes, som predator, særlig å virke begrensende på oligochaetene, men virker også negativt på de fleste andre artene i samfunnet. Fuglenes desimering av *Nereis* om høsten kan derfor ha betydelige sekundære effekter på samfunnstrukturen. Studiene av fuglebeitingen viser at *Nereis* er det viktigste byttedyret for vadefugl i området, og den har derfor en nøkkelrolle som forutsetning for den rike fuglefaunaen i Presterødkilen. I hvilken grad *Manayujunkia* har en tilsvarende rolle for gravendene i området er fortsatt uklart.

Vi vet lite om hvilken betydning fisk har som predatorer i dette tidevannssamfunnet, men den er trolig betydelig mindre enn effekten av fuglebeiting. Fra litteraturen vet vi imidlertid at de artene som vi har funnet påvirket av fuglebeiting, også blir tatt av fisk. *Manayujunkia* er f.eks. mer ømfindelig for fiskepredasjon enn oligochaeter (Gee et al. 1985). Tilstedeværelse av fisk i systemet vil dermed forsterke effekten av predasjon fra gjestende predatorer (fugl og fisk), men i liten grad endre på konklusjonene fra våre studier av fuglebeiting.

Tørke som følge av vedvarende lavvann kan ha store effekter på faunaen både ved økt dødlighet og ved å hindre eller redusere den årlige reetableringen av store arter. Siden tørken år om annet kan gi store forandringer i forhold til det normale, må samfunnet derfor være i stand til å restituere seg etter slike forstyrrelser.

3.5.2 Stabilitet

Samfunnets stabilitet, målt som evne til å restituere seg, er i stor grad en funksjon av de strukturerende prosessene vi har diskutert ovenfor. Det normale for de store artene er at de befinner seg i en reetableringsfase etter vinterutdøing på flata. Bare arter som har evnen til å invadere området i løpet av sommersesongen vil kunne være en del av samfunnet. Deres eksistens vil være avhengig av rekolonisering fra permanente populasjoner lengre

ute, sublittoralt i kilen. Så lenge disse populasjonene eksisterer, vil de store artene raskt kunne gjenopprette sin normale tilstedeværelse på flata etter en miljøforstyrrelse, så snart tilstanden der tillater det.

De små artene, derimot, har ved permanent tilhold på tidevannsflaten utviklet mer modne populasjons-tilstander gjennom interaksjoner med andre arter og tilpasning til det eksisterende miljø på flata. Dette er prosesser som tar lengre tid enn bare å vandre inn på flata slik de store artene gjør hvert år. Ved en forstyrrelse av denne samfunnsstrukturen, er hastigheten på restitueringen avhengig av hvor fort artene kan spre seg til et område (hvis det er snakk om lokal utdøing), veksthastighetene til populasjonene, og i hvilken grad den enkelte art blir (positivt eller negativt) påvirket av at også andre arter har fått endret populasjonstettheten. En art, *Manayujunkia*, skiller seg klart ut med svært liten spredningsevne og lite reproduksjonspotensiale. Samtidig har arten en viktig rolle i samfunnet, både ved sin høye tetthet og ved at den bygger lange rør, som begge deler vil påvirke andre arter i samfunnet. Hvis *Manayujunkia* blir kraftig påvirket kan det ta lang tid for samfunnet å restituere seg. Bli den derimot lite påvirket, vil restitueringen av samfunnet skje mye raskere, selv om andre arter blir kraftig påvirket. *Manayujunkia* må derfor regnes som en nøkkelart ved stabilitets- og sårbarhetsvurderinger av samfunnet.

Ved kroniske forstyrrelser, f.eks. vedvarende forurensning, kan samfunnets reaksjon primært være avhengig av de arter som er mest ømfindtlige for forurensningen og hvor lenge forurensningen er tilstede. I enkelte slike tilfeller kan det være mulig at *Manayujunkia* forblir upåvirket, men at samfunnet likevel er sårbart fordi andre, mer sensitive av de viktige artene i samfunnet blir eliminert for lang tid.

3.5.3 Effekter av olje

Oljeforurensning vil primært virke negativt på alle artene i samfunnet selv om noen arter kan vise en positiv sekundær respons. Responsen til de ulike artene vil variere med oljemengden og oljens varighet og fordeling i sedimentet. Våre eksperimenter viser at tilstedeværelse av olje kan virke hindrende på den årlige etableringen av *Nereis* og andre store arter på flata. På grunn av sin sentrale stilling både som algebeiter, predator og byttedyr i dette systemet, vil særlig effektene på *Nereis* kunne ha store konsekvenser både for bløtbunns-samfunnet og for fuglelivet på flata. Varigheten av en slik effekt vil ikke bare være avhengig av hvor lenge oljen holder seg i systemet, men også i hvilken grad

de sublittorale populasjonene til de store artene blir påvirket av sølet. Hvis disse er mer eller mindre intakte vil normal invadering av flata igjen kunne skje så snart oljenivået i sedimentet har sunket tilstrekkelig. Derimot vil en slik reetablering kunne ta ytterligere flere år hvis de sublittorale forekomstene blir sterkt desimert eller utryddet. Et slikt skadeomfang vil først og fremst kunne inntre ved relativt store oljemengder og sterk pålandsvind. Bølgebevegelse vil øke oljens innblanding i vannmassene og i sedimentet, og både tidevannssonen og sublittoralen vil påvirkes. Oljen som blandes ned i sedimentet vil ha høy persistens (lang oppholdstid og liten nedbrytning).

Forholdene for de små artene er mer komplekse. For dem kan ulike oljesøl slå meget forskjellig ut mht. artssammensetningen. Alle de tallmessig dominerende artene er rene tidevanns-former. De er derfor langt mer enn de store artene utsatt for at hele populasjoner blir eksponert for oljesøl. De fleste artene er relativt ømfindtlige overfor olje, og kan bli slått ut av selv moderate oljesøl. Ettersom de ikke har planktonisk spredningsstadium kan det ved en fullstendig utryddelse fra området ta flere år før de påny etablerer seg på flata etter at oljen igjen har blitt redusert til et nivå som artene tåler. På grunn av god reproduksjonsevne og evne til raskt å spre seg over kortere avstander i tidevannssonen, vil reetableringen til flere av disse artene skje mye raskere hvis utdøing bare skjer på deler av flata. *Manayujunkia* er mer tolerant overfor olje, men den har langt dårligere spredningsevne og reproduksjonspotensiale enn de mer ømfindtlige artene. Ved en fullstendig utdøing på flata etter en alvorlig oljeforurensning vil det ta mange år (kanskje flere ti-år) før arten igjen etablerer seg med normal populasjonstetthet i området. Selv delvis utdøing eller sterk desimering av bestanden vil ha langvarige konsekvenser. De mest robuste artene, oligochaeten *Tubifex costatus* og enkelte nematode-arter, kan opprettholde og endog øke populasjonstettheten selv ved forurensninger som utrydder *Manayujunkia*. På grunn av stor reproduksjonsevne vil de selv etter en kraftig umiddelbar dødelighet relativt raskt kunne oppnå høye tettheter mens oljekonsentrasjonen fremdeles er for høy for andre arter.

Nedenfor oppsummeres sannsynlige effekter av oljesøl av forskjellig størrelse (definert ut fra konsekvenser for arter med forskjellig toleranse for olje):

- A Moderat oljesøl (= bare ømfindtlige arter blir sterkt desimert): Alle nøkkelarter i samfunnet og viktige byttedyr for fugl og fisk greier seg bra. Små konsekvenser for dynamikken i samfunnet. De ømfindtlige artene restituerer normale populasjoner på flata i løpet av relativt kort tid (maksimalt noen få år).

- B Forholdsvis stort oljesøl (også *Manayujunkia* utryddes over store områder): Bare de mest robuste artene (enkelte oligochaeter og nematoder) greier seg. Alle viktige byttedyr for fugl og fisk blir sterkt redusert eller utryddet fra flata. Effekten av oljesølet vil være langvarig, særlig pga. oljens persistens i sedimentet og *Manayujunkias* dårlige spredningsevne. Varigheten av effekten på *Nereis* og andre store arter vil være avhengig av i hvor stor grad de sublittorale populasjonene blir påvirket. På grunn av redusert konkurranse og predasjon kan oljesølet ha en sekundær positiv effekt på de robuste artene.
- C Meget stort oljesøl (alle artene utryddes fra det meste av tidevannssonen): Sannsynligvis vil bare oligochaeter og nematoder overleve flekkevis i området. Disse vil etablere seg over større områder ettersom oljekonsentrasjonen reduseres. Etter noen år vil utviklingen likne den under pkt. B, men tiden for reetablering av populasjonene vil ta enda lengre tid. Ved store oljesøl er det økt sannsynlighet for at sublittorale populasjoner utryddes eller desimeres. Effektene vil sannsynligvis være meget langvarige (> 10 år).

3.5.4 Resultatenes allmengyldighet og anbefaling av oppfølgende undersøkelser

Prosjektet har bidratt til økt forståelse for konsekvensene av oljeforurensninger. Fordi det har tatt sikte på å belyse grunnleggende prosesser og generelle prinsipper ved samfunnets stabilitet og sårbarhet, er resultatene i stor grad også relevante for vurdering av andre miljøforstyrrelser enn olje. En slik vurdering vil imidlertid også kreve kjennskap til de enkelte artenes respons på den aktuelle miljøforstyrrelsen.

Våre undersøkelser har forsterket inntrykket av bløtbunns-samfunn på bølgebekyttede tidevannsfletter som spesielt sårbare, ikke bare fordi persistensen av olje vil være høy, men også fordi enkelte nøkkelarter har relativt dårlig reetableringsevne etter en alvorlig miljøforstyrrelse. Et sentralt punkt er da i hvilken grad resultatene fra studiene i Presterødkilen har allmengyldighet for bløtbunnsstrender langs kysten. Faunaen i Presterødkilen er i stor grad funnet å være representativ for tilsvarende tidevannsfletter i ytre Oslofjord, mens smalere bløtbunnsstrender er mer påvirket av sublittoralen og sannsynligvis mindre sårbare enn de utstrakte tidevannsfletter. Våre resultater vil sannsynligvis også ha stor grad av gyldighet for Skagerrakkysten, men for å kunne avgjøre det trengs en kartlegging av faunasammensetningen og viktige økologiske parametre i bløtbunns tidevannssamfunn på utvalgte lokaliteter langs denne kystlinjen. Det vil også være av in-

teresse for en ytterligere forståelse for strukturerende prosesser og samfunnets sårbarhet å få utføre mer detaljerte undersøkelser av interaksjoner mellom tidevannsfletter og den utenforliggende grunne delen av sublittoralen.

Pga. store forskjeller i tidevann og klima, vil faunasammensetningen langs kysten av Vestlandet og Nord-Norge være anderledes enn i Skagerrak. Lite er gjort av økologiske undersøkelser på bløtbunnsstrender og tidevannsfletter i dette området. Men vi vet fra egne observasjoner at nøkkelartene *Nereis* og *Manayujunkia* fra Presterødkilen, etterhvert blir mindre betydningsfulle for til slutt å mangle helt nordover langs Norskekysten. For å kunne overføre resultatene fra FOBO-prosjektet til en mer generell viten om sårbarheten til bløtbunnsstrender langs Norskekysten, vil det være av både forvaltningsmessig og vitenskapelig interesse å få følge opp med undersøkelser på Vestlandet og/eller Nord-Norge. Selv om mange av de samme faktorene som vi har vektlagt ved våre samfunnsøkologiske studier i Presterødkilen, også vil være av betydning her, vil dynamikken og dermed også stabiliteten og sårbarheten til samfunnet være avhengig av artssammensetningen og artenes tilpasninger til de rådende miljøforhold. Særlig vil det være viktig å påvise hvilke arter som spiller en nøkkelrolle i systemet og deres sårbarhet og reetableringsevne.

3.5.5 Forvaltningsmessige anbefalinger

Bløtbunnsstrender på beskyttede lokaliteter bør ha høy prioritet ved vern mot oljesøl. Slike områder er ofte meget produktive med stor forvaltningsmessig verdi, bl.a. pga. sin betydning som næringsområde for fugl og fisk. De er spesielt sårbare overfor oljesøl fordi olje kan akkumuleres og medføre langvarig skadelig påvirkning. Nedsatt spredningsevne hos mange arter medfører også langvarige skader. I tillegg er bløtbunnsområder vanskelige å rense opp uten å påføre nye store skader.

De beskyttede sedimentflatene kan også i større grad enn andre strender akkumulere andre miljøgifter enn olje. Vi har vist at flere viktige arter er sårbare, bl. a. pga. begrenset spredningsevne. Produktive bløtbunnsstrender bør derfor ha generell prioritet når det gjelder vern mot forstyrrelser og utslipp. Også fordi disse strendene har stor betydning som næringsområder, vil akkumulerte miljøgifter kunne oppkonsentreres i byttedyretene som fisk og fugl.

Disse undersøkelsene understreker nødvendigheten av basale samfunnsøkologiske og populasjonsøkologiske studier for å kunne vurdere konsekvensene av en forurensning, og for å gi

kunnskaper som gjør oss i stand til å skille mellom populasjonenes respons på naturlige fysiske faktorer og miljøforstyrrelser. Kortvarige effektundersøkelser kan gi et feil bilde av hvordan situasjonen vil fortone seg for økosystemet. De flerårige undersøkelsene har vist seg å være nødvendige for forståelsen for den strukturerende effekten av ulike klimatiske forhold.

3.6 Sammendrag

Det er kjent at mange bløtbunnsamfunn i tidevannssonen er høyproduktive, men også meget sårbare for forstyrrelser, ikke minst oljesøl. Kunnskapene om slike forhold her til lands har imidlertid vært svært mangelfulle. Dette FOBO-prosjektet ble derfor satt i gang etter initiativ fra Miljøvernmyndighetene for å skaffe basale økologiske kunnskaper og viten om effekter av olje på slike samfunn. Samfunnsøkologiske studier er utført sammen med eksperimenter og sårbarhetsstudier. Undersøkelsene ble lagt til Presterødkilen ved Tønsberg, en stor tidevannsflate som er meget produktiv og viktig næringsområde for ender og vadefugl.

Bløtbunnsfaunaen på denne tidevannsflata består av få arter, men med store tettheter. Artssammensetning og sesongvariasjoner i tettheter blir i stor grad strukturert av fysiske (klimatiske) faktorer hvor vinterfrosken spiller en avgjørende rolle. Faunaen består av to hovedkomponenter; små (maksimumstørrelse < 1 cm), rene tidevannsararter som pga. høy kuldetoleranse kan overvintre på flata, og store, kuldeømfindlige arter (maksimumstørrelse > 1 cm) som må re-invadere flata hver sommer fra områdene utenfor. Dette fører til en forutsigbar sesongveksling i samfunnsstrukturen der de små artene (dominert av mangebørstemarken *Manayujunkia aestuarina*, fåbørstemarken *Tubifex costatus*, og muslingekrepsen *Cyprideis littoralis*) er helt enerådende om våren og tidlig på sommeren, mens de store artene, og da særlig den store mangebørstemarken *Nereis diversicolor*, utgjør et stadig mer dominerende innslag utover sommeren og høsten. Dette generelle bildet blir modifisert av uforutsigbare klimatiske situasjoner som påvirker artene i ulik grad og kan forårsake store variasjoner fra år til år.

Biologiske faktorer ble også påvist å ha en betydning i struktureringen av samfunnet. Burforsøk viste at *Nereis* i normale forekomster påvirker de fleste artene i samfunnet. Størst effekt ble funnet på de andre store artene, fåbørstemark og grønnsalg, men fødevalget varierer med tilgjengelighet. Våre resultater fra burforsøkene ble bekreftet i felt etter at *Nereis* overlevde en mild vinter slik at den var til stede på flata hele året og etablerte en

populasjon som var mye høyere enn normalt. *Nereis* har potensielt stor betydning for struktureringen av samfunnet. Imidlertid blir denne effekten vanligvis kraftig redusert fordi *Nereis* ikke rekker å etablere en tetthet som er i nærheten av områdets bæreevne for arten etter vinterutryddelsen. Denne reduserte betydningen av *Nereis* er en av de viktigste sekundære effektene av vinterfrosken.

Burforsøk med utestenging av fugl viste at beiting av gravand påvirker den lille børstemarken *Manayujunkia* fra tidlig om våren til utpå høsten, og at vadefugl og måker reduserer forekomsten av *Nereis* om høsten. Denne sesongmessige forskjellen gjenspeiler tilstedeværelse av byttedyr og de ulike fuglenes evne til å utnytte de tilgjengelige byttedyrene. Den tallrike forekomsten av *Nereis* om høsten er det viktigste næringsgrunnlaget for de store flokkene med vadefugl som oppholder seg på Presterødkilen under høsttrekket.

Siden de store artene normalt må rekolonisere flata etter hver vinter, vil de også være i stand til å reetablere seg etter andre forstyrrelser så lenge de utenforliggende (sublittorale) populasjonene de rekrutterer fra, er inntakte. Derimot viste et reetableringseksperiment at de mest betydningsfulle av de små artene har langsom spredningsevne og dermed stor sårbarhet ved forstyrrelser. Spesielt viste *Manayujunkia* at den vil bruke flere år på å spre seg over avstander på kun få meter. Siden denne arten må betegnes som en nøkkelart i samfunnet, vil hele samfunnet måtte betegnes som sårbart.

En oljeforurensning vil virke negativt på de fleste artene i samfunnet og dermed redusere produksjon og biomasse. De mest følsomme artene har relativt mindre betydning som byttedyr og for dynamikken i samfunnet, men allerede ved oljekonsentrasjoner på 500-1000 ppm i sedimentet vil viktige arter bli påvirket. Et mindre oljesøl vil sansynligvis få kortvarige effekter, mens større oljesøl vil medføre langvarige skader med store forandringer i artssammensetning og redusert næringstilbud for fugl og fisk som ernærer seg på flata. Oljens persistens i sedimentet, langsom spredning og reetablering av viktige arter (særlig *Manayujunkia*), og en mulig påvirkning av den sublittorale *Nereis*-populasjonen er tre faktorer som hver for seg gjør at skadene på samfunnet etter et stort oljesøl kan bli omfattende og langvarige.

Resultater og konklusjoner fra disse undersøkelsene har en betydelig overføringsverdi for forståelse av økologiske effekter av olje og andre forstyrrelser på bløtbunn i tidevannssonen langs andre deler av norskekysten. I den forbindelse er det imidlertid behov

for supplerende undersøkelser av bløtbunnsamfunn i de aktuelle områdene og interaksjoner mellom samfunn i tidevannssonen og sublittoralen.

3.7 Summary - The effect of oil on the structuring processes in intertidal mudflats

Intertidal mudflats are highly productive areas, but also vulnerable to disturbances from e.g. oil pollution. However, knowledge about structuring processes and effects of oil has been lacking for intertidal soft bottom communities from Norwegian waters, and as a result Norwegian authorities initiated this project. Regular sampling, field experiments and different oil exposure experiments were carried out in a mudflat community at Presterødkiolen, southern Norway.

The mudflat community consists of few species at high individual densities. Species composition and seasonal variations are mainly influenced by physical (climatic) factors, of which the winter frost with freezing of the sediment is the most important. The two faunal components, meiofauna and macrofauna, respond differently to freezing. Meiofaunal species tolerate the winter conditions, and can therefore be permanently present in high densities on the mudflat. The macrofauna do not survive in the frozen sediment, and have to recolonize the mudflat each summer from adjacent sublittoral areas. The cold winters result in a predictable seasonal structure where meiofauna (mainly the small polychaete *Manayujunkia aestuarina*, the oligochaete *Tubifex costatus*, and the ostracod *Cyprideis littoralis*) dominate in spring and early summer, while macrofauna (mainly the large infauna predator *Nereis diversicolor*) enter the mudflat in July and is a dominating factor from then and throughout autumn. This general pattern can be modified by unpredictable climatic factors that affected the species differently and create fluctuations from year to year.

Cage experiments showed predation to be of moderate importance for community organization. Predation by *Nereis* affected most species, and preference of prey species changed with availability. However, other macrofauna species, oligochaetes and green macroalgae seemed to be most preferred by *Nereis* and were thus most affected. The results from these cage experiments were confirmed in the natural community after a mild winter with high *Nereis* survival throughout the year. The structuring effect of *Nereis* could potentially be of great importance, but this effect is normally reduced because *Nereis* is not able to

reestablish a population density at the size of the carrying capacity of the area after the winter mortality. The reduced influence of *Nereis* predation is thus a secondary effect of winter freezing.

Shorebird enclosure experiments showed how sheldducks affect meiofaunal species living in the top sediment layer, especially *Manayujunkia*. Waders and seagulls reduced *Nereis* density by about 50% during autumn. The high number of birds seems to be dependent of the high production and biomass of the prey species, and the presence of bird species varies with the seasonal variation of their prey species.

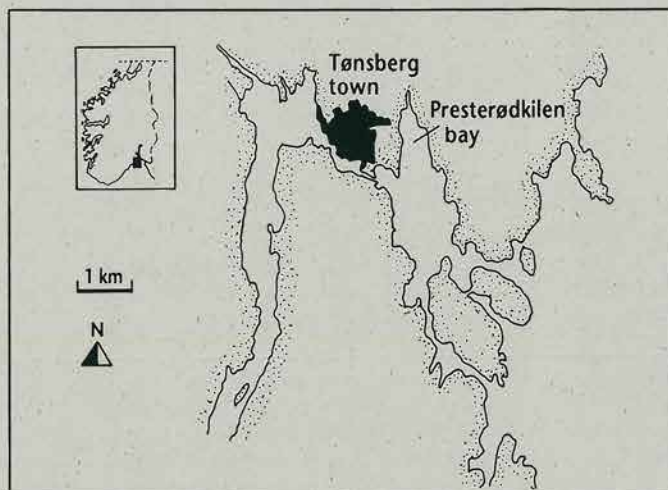
The macrofauna species are adapted to an annual recolonization from adjacent areas after each winter mortality, and should then be able to recolonize the mudflat after other types of disturbance. Experiments testing recolonization to small squares from which all fauna were removed, showed most meiofauna species spread and recolonized slowly. *Manayujunkia* was exceptional, it will need several years to reestablish a normal population density only a few metres away. Because *Manayujunkia* is an important species in the community, the community must be considered vulnerable to disturbances.

Oil pollution seems to affect all sediment living fauna negatively, but different species are affected at different pollution levels. A few meiofauna species of less importance were found most sensitive. At increasing concentrations from 500-1000 ppm oil in sediment, most of the important species were affected. A smaller oil spill, where penetration of oil in sediment is minor, will result in minor effects of short duration. Larger oil spills will result in considerable effects of long duration due to the persistence of oil in the sediment, very slow reestablishment of *Manayujunkia*, and possible effects on sublittoral populations of *Nereis*. Reduction of biomass and changes in species composition will negatively affect the top predators in the system (birds and fish).

The results and conclusions provided during this project can be used in a general evaluation of ecological effects of oil or other kind of disturbances in mudflat communities in Norwegian waters. For the complete understanding, one have to do supplementary studies like ecological recordings of the actual community and study the interaction between intertidal and the shallow subtidal populations.

3.8 Litteratur

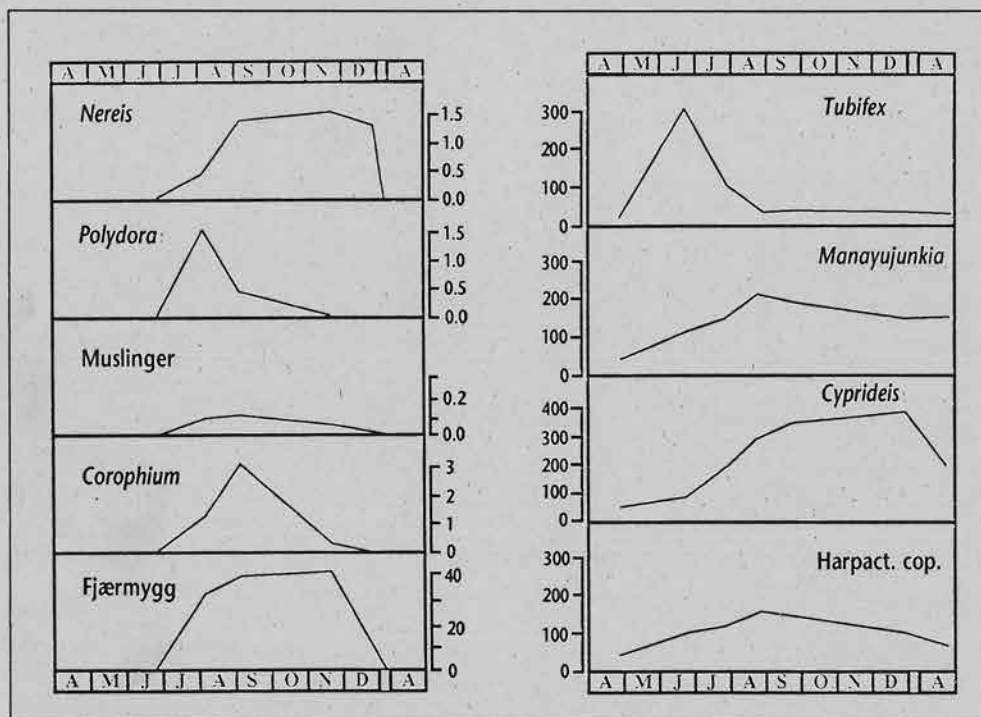
- Coull, B.C. & Palmer, M.A. 1984. Field experimentation in meiofaunal ecology. - *Hydrobiologia* 118: 1-19.
- Decker, C.J. & Fleeger, J.W. 1984. The effect of crude oil on the colonization of meiofauna into salt marsh sediments. - *Hydrobiologia* 118: 49-58.
- Gee, J.M., Warwick, R.M., Davey, J.T. & George, C.L. 1985. Field experiments on the role of epibenthic predators in determining prey densities in an estuarine mudflat. - *Estuarine Coastal and Shelf Science* 21: 429-448.
- Moore, C.G., Murison, D.J., Mohd Long, S. & Mills, D.J.L. 1987. The impact of oily discharges on meiobenthos of the North Sea. - *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 316: 525-544.
- Qammen, M.L. 1984. Predation by shorebirds, fish and crabs in intertidal mudflats: an experimental test. - *Ecology* 65: 529-537.
- Schneider, D. 1978. Equalisation of prey numbers by migratory shorebirds. - *Nature* 271: 353-354.
- Schneider, D.C. & Harrington, B.A. 1981. Timing of shorebird migration in relation to prey depletion. - *Auk* 98: 801-811.
- Southward, A.J. 1982. An ecologist's view of the implications of the observed physiological and biochemical effects of petroleum compounds on marine organisms and ecosystems. - *Phil. Trans. R. Soc. B* 297: 241-255.
- Teal, J.M. & Howarth, R.W. 1984. Oil spill studies: A review of ecological effects. - *Environmental Management* 8, 1: 27-44.
- Vandermeulen, J.H. 1982. Some conclusions regarding long-term biological effects of some major oil spills. - *Phil. Trans. R. Soc. B* 297: 335-351.



Figur 1
Kart over Presterød-kilen. - Map showing the Presterød-kilen mudflat.

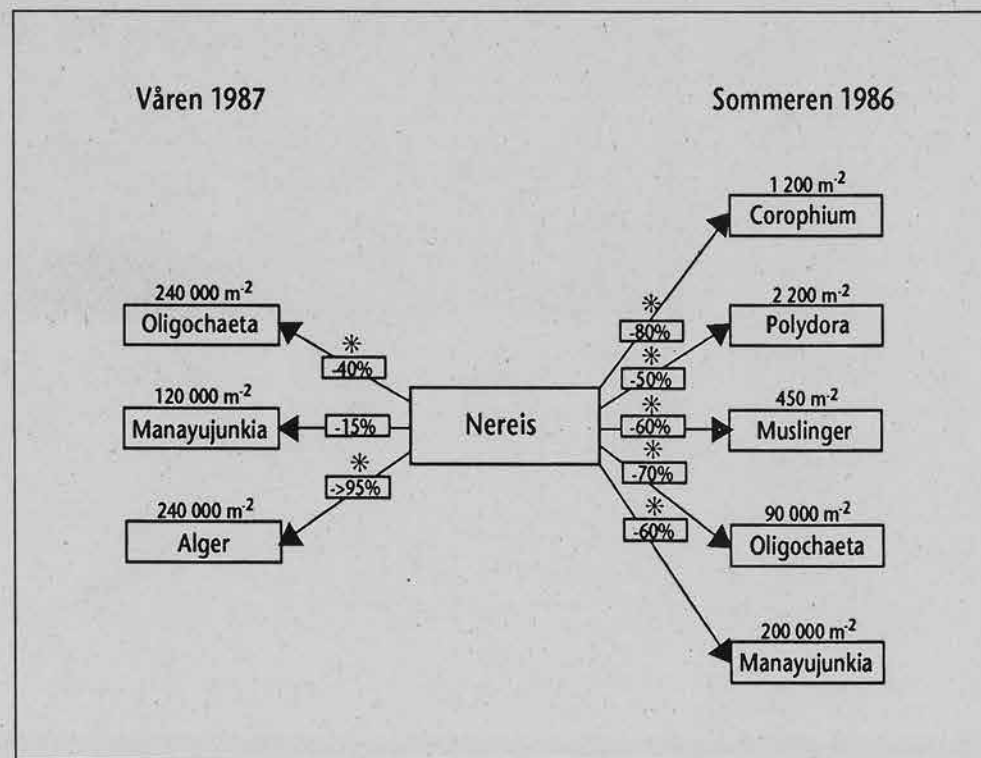


Figur 2
Bilde utover Presterød-kilen ved lavvann som viser den tette algevegetasjonen midtsommers. - Picture of the mudflat at low tide showing the dense occurrence of green macroalgae in summer.



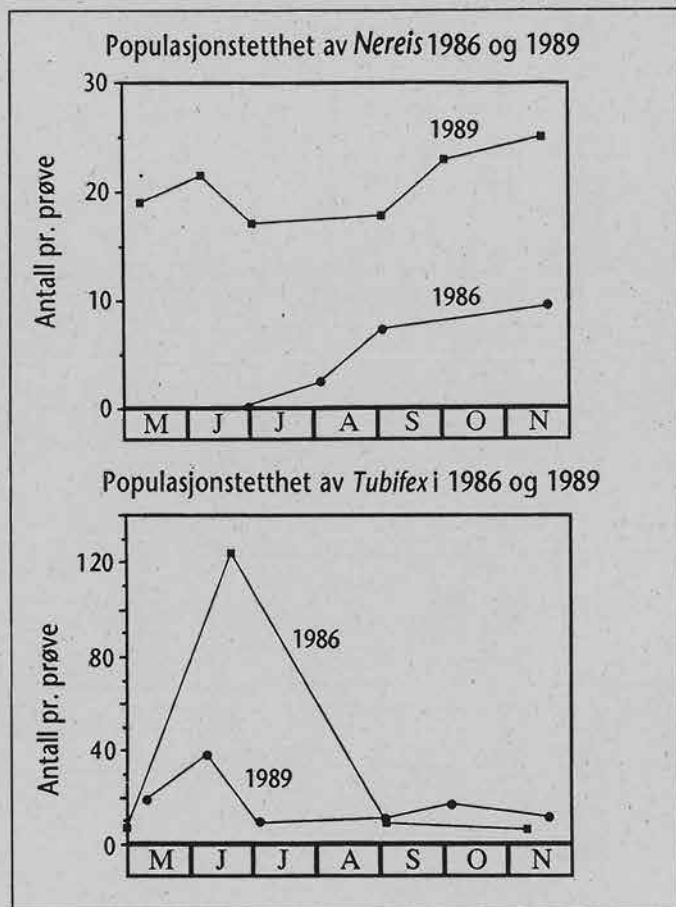
Figur 3

Tallmessig forekomst av de mest betydningsfulle bløtbunnsartene på tidevannsfata i perioden april 1986 - april 1987 uttrykt som antall (i tusener) pr m². Store arter til venstre og små arter til høyre; merk forskjell i skala og bruddet i tidsaksen mellom desember 1986 og april 1987. - Variation of the most important infauna species on the mudflat throughout one season (april 1986 - april 1987) in thousands pr m², macrofauna to the left and meiofauna species to the right.



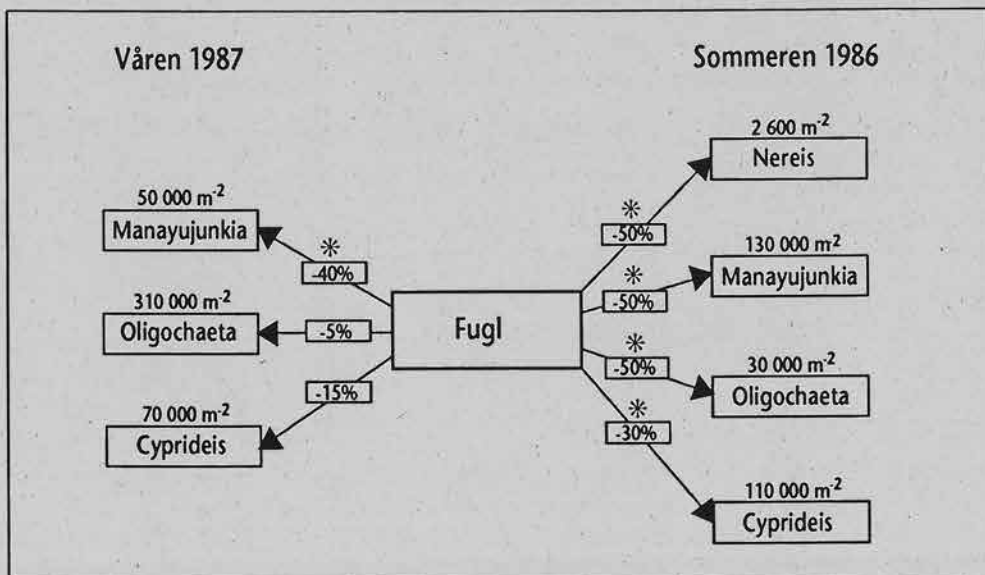
Figur 4

Skjematisk framstilling av resultater fra burforsøk med og uten *Nereis* i 1986 og 1987. Effekten av *Nereis* er uttrykt som prosentvis reduksjon i tetthetsestimater av byttedyr (dekningsgrad for alger). Byttedyrenes tetthet i kontrollfeltene er angitt over de enkelte boksene. * - statistisk signifikante effekter. For å antyde sesongmessig utvikling er våren 1987 plassert til venstre for høsten 1986. - Results of cage experiments (exclosure and inclosure) with *Nereis diversicolor* showing the percental reduction of the most important prey organisms by predation of a normal density of *Nereis*. Densities of prey species in control areas are shown above each box. * - significant effects.



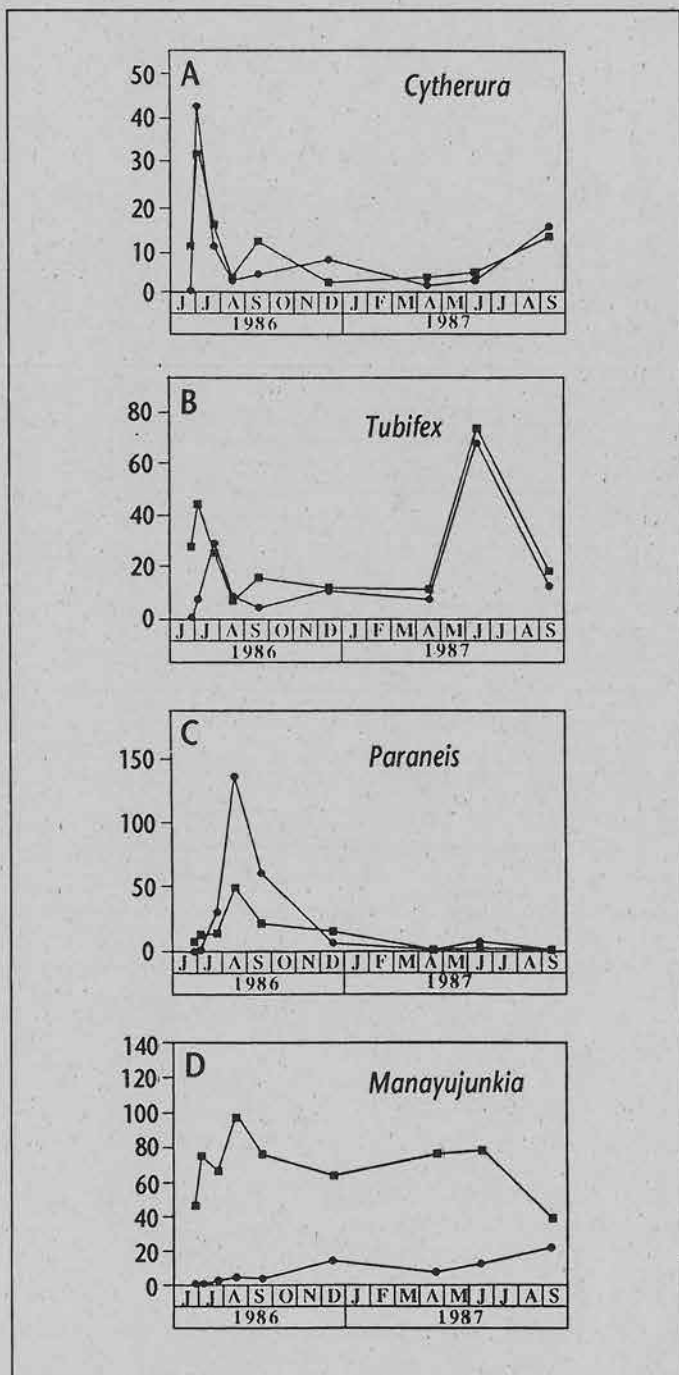
Figur 5

Forskjeller i tetthet av *Nereis* og oligochaeten *Tubifex costatus* etter en mild vinter (1989) sammenlignet med sesongen etter en normal vinter med frost i sedimentet (1986). Tallene refererer til antall pr. prøve (69,4 cm² for *Nereis*, og 4,2 cm² for *Tubifex*). - Primary and secondary effects of winter freezing shown as population densities of the infauna predator *Nereis* and its prey *Tubifex* after a cold winter (1986) and a mild winter (1989). The numbers are referring to mean number of individuals pr sample (69.4 cm² for *Nereis*, og 4.2 cm² for *Tubifex*).



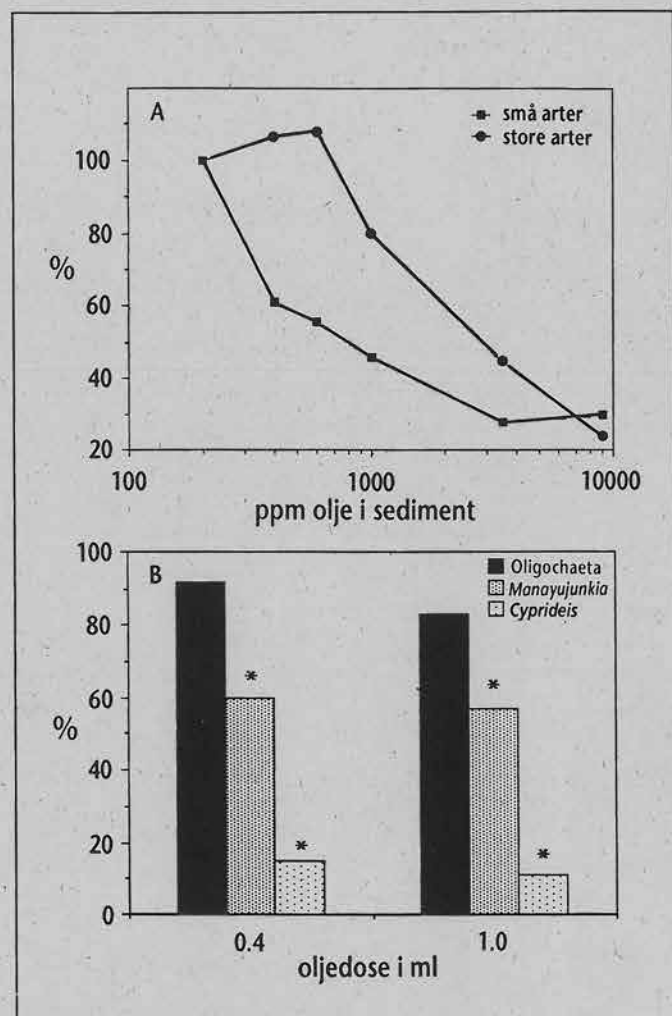
Figur 6

Effekter av fuglebeiting på bløtbunnsfaunaen ved fugleutstengingsforsøk i 1986, uttrykt som prosentvis reduksjon i tetthetsestimater av byttedyrene. Byttedyrenes tetthet i kontrollfeltene er angitt over de enkelte boksene. * - statistisk signifikante effekter. - Results of shorebird enclosure experiments showing the species density and percentage reduction by bird predation. Densities of prey species in control areas are shown above each box. * - significant effects.



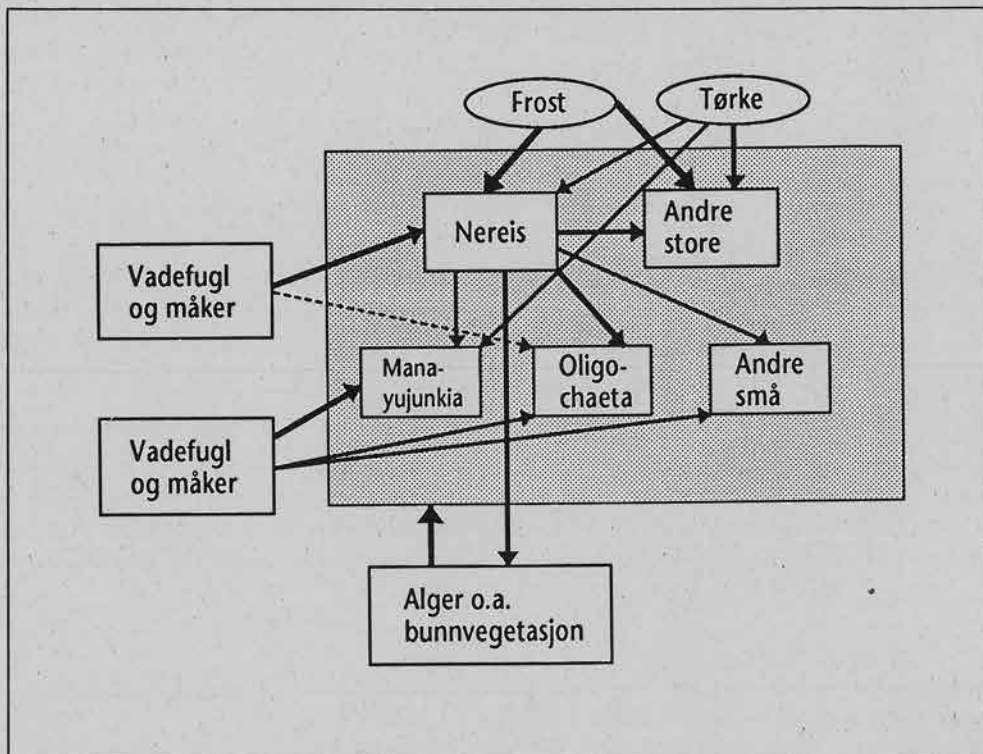
Figur 7

Rekoloniseringshastighet hos små arter til defauniserte flater på 2 x 3 m (○), sammenliknet med populasjonstettheten på urorte kontrollfelt (■) - Recolonization of meiofauna species to sterile areas of 2x3 m (○) compared to the densities on a control area (■).



Figur 8

Bløtbunnsfaunaens respons på olje i sediment. A - Reetablering av store og små dyr i økende grad av oljeforurensset sediment, uttrykt som prosent i forhold til reetablering i kontroll-sediment (kontroll-sediment fra Presterødikilen inneholdt 200 ppm olje). B - Prosentvis overlevelse av de tre viktigste små artene ved tilsetning av ulike oljedoser til sedimentoverflaten i sylindere med 20 cm³ sediment i akvarie-eksperimenter. * - signifikant forskjell fra kontroll (uten oljetilsetning). - The response of infauna to oil in sediment. A - total recolonization of macro and of meiofauna to sediment mixed with oil as % of recolonization to control sediment (200 ppm oil was found in this sediment from the mudflat). B - % survival of the three most important meiofauna species after two different doses of oil to the sediment surface of small experimental tubes (20 cm³ of sediment). * - significant difference from control (unooiled) sediment.



Figur 9

Skjematisk oversikt over strukturerende faktors virkning på viktige komponenter i bløtbunnssamfunnet. Pilenes retning viser hvilke faktorer som er påvist å virke på de enkelte samfunnskomponenter i denne undersøkelsen. Tykkelsen på pilen antyder viktigheten av de enkelte prosesser. - Schematic outline of the most important community compounds and their structuring factors. Arrow direction show the factors affecting the different components, and arrow thickness indicate importance of the process.

4 Pelagisk utbredelse av sjøfugl og byttedyr i Barentshavet utenom hekkesesongen

Kjell Einar Erikstad, NINA, c/o Tromsø Museum, Universitetet i Tromsø, 9000 Tromsø

4.1 Innledning

Sjøfuglene tilbringer mesteparten av sitt liv langt til havs. Likevel er det først i løpet av de siste årene at det har blitt gjennomført studier hvor en har prøvd å forstå mekanismer og prosesser som bestemmer utbredelse av forskjellige arter på havet (Brown 1985, Hunt & Schneider 1987, Hunt 1990 og Schneider 1990).

I Norge har mesteparten av sjøfuglforskningen vært utført i koloniene, så for å få mer kunnskaper om sjøfuglene til havs ble et av delprosjektene i FOBO lagt til åpent hav. Den opprinnelige arbeidstitelen var "Utbredelse av sjøfugl i åpent hav i relasjon til marinbiologiske og oseanografiske parametre." Dette var et alt for omfattende forskningsområde innenfor de rammene som ble gitt i FOBO-programmet, og en valgte å konsentrere seg om å se på utbredelsen av sjøfugl i forhold til mengde byttedyr. Et hovedpoeng var å finne faktorer (marinbiologiske og/eller oseanografiske parametre) som kunne brukes for å forutsi utbredelse av sjøfugl på havet, og som dermed kunne brukes i en videre overvåking og forvaltning av sjøfuglene i Barentshavområdet.

I deler av Barentshavet har lodde *Mallotus villosus* vært antatt å være en nøkkelart som næring for de fleste sjøfuglartene i hekketida (Belopol'skii 1957, Furness & Barrett 1985). Utenom hekkesesongen fantes det ingen undersøkelser, men en antar at også på denne tiden av året er lodde viktig. Lodda gyter langs kysten av Finnmark og Murmansk og har om vinteren sine beiteområder nordøst i Barentshavet. En sentral oppgave i dette prosjektet var å se på hvor stor del av utbredelsesmønsteret hos alkefugl, spesielt lomvi *Uria aalge* og polarlomvi *Uria lomvia*, en kunne forklare ved hjelp av variasjon i utbredelsesmønsteret hos lodde.

Ettersom næringsstudier fra vinterperioden manglet, ble dette nødvendigvis også en viktig del av prosjektet for å kunne gjøre fornuftige analyser mellom utbredelse av fugl og fisk. Ved inn-

samling av fugl for næringsanalyser ble det i en undersøkelse også lagt vekt på å beskrive forskjeller i næringsvalg og adferd hos lomvi og polarlomvi som beitet i loddestimer.

Barentshavet er mesteparten av året sterkt beskattet av fiskerierne. En slik sterk beskatning kan i første omgang ha en negativ effekt på næringsgrunnlaget til sjøfuglene, men avfall fra fiskerierne frigjør næring som ellers ikke er tilgjengelig for dem, og kan derfor også tenkes å ha en positiv effekt på enkelte arter. Det ble derfor også i løpet av prosjektperioden gjort et eksperiment med krykkje *Rissa tridactyla* for å se i hvilken grad de følger fiskebåter i området.

Denne rapporten er i hovedsak et sammendrag av 5 internasjonale publikasjoner som er trykt eller er under trykking (Erikstad et al. 1988, Erikstad & Vader 1989, Erikstad 1990, Erikstad et al. 1990, Erikstad et al. i trykk). For nærmere detaljer om metoder, resultater, diskusjon og referanser henvises det til disse publikasjonene.

4.2 Metoder

Fugl ble innsamlet for næringsanalyser i to områder. 15 og 26 april 1986 ble lomvi og polarlomvi som beitet på lodde, innsamlet i to fjorder i Øst-Finnmark, Bøkfjord og Persfjord i nærheten av Hornøya (**figur 1**). Fugl ble skutt i en blandet flokk og i en flokk hvor polarlomvi beitet alene. I begge tilfellene ble det også gjort tråltrekk for å se på alder/kjønn/gytestadium og størrelse på lodde i de forskjellige stime.

I periodene 2 til 19 mars 1987 ble det samlet inn næringsprøver av fire arter på Sentralbanken (74° 24'N, 29° 58'Ø), et område nordøst i Barentshavet, ca. 70 km syd for iskanten (**figur 1**). De fire artene var polarlomvi, krykkje, havhest *Fulmarus glacialis* og polarmåse *Larus hyperboreus*.

For å undersøke hvilken betydning fiskebåter har for utbredelsesmønsteret hos sjøfugl, ble krykkje fanget og merket med pikrinsyre på tre steder i Barentshavet (**figur 2**) høsten 1986. Feltarbeidet ble gjort ombord på MS "G.O. Sars" i perioden 24-31 august 1986.

Sammenhengen mellom utbredelsesmønster hos fugl og fisk ble studert på en rekke tokter ombord på havforskningsfartøyene, MS "Eldjarn" og MS "G.O. Sars" vinter og vår i perioden 1986 til 1989. Fugl ble talt på en utkikkspost oppe på taket på broen, ca. 10 m over havflaten. Tellingene ble utført etter en internasjon-

nal standard, hvor en teller fugl i 300 m transekt på den ene siden av båten og hvor antall fugl blir summert i 10 min.-perioder. Noen av disse resultatene er fremdeles under bearbeidelse. Undersøkelsen som presenteres her, er et tokt med MS "Eldjarn" i området mellom Bjørnøya, norskekysten og øst til Novaya Zemlya. Et transekt med en total lengde på 5667 km (figur 7).

Fiskedata ble registrert samtidig av havforskere etter standard metoder. Et ekkolodd-intergratorsystem som er koplet til et dataanlegg, registrerer kontinuerlig akustisk signalstyrke. Ved regelmessige trålinger (hver 20-30 nautiske mil) bestemmer en mengde av ulike fiskearter og plankton og fordeler disse verdiene på forskjellige arter ut fra de totale akustiske data. Datasystemet aggregerer verdiene for hver 5 nautiske mil og fiskedata grupperes i fem kategorier: 1) lodde, 2) sild *Clupea harengus*, 3) polartorsk *Boreogadus saida*, 4) plankton og 5) blanding av øvrige fiskeslag. Disse fem kategoriene er også fordelt på dyp: 10-100 m og 100-200 m.

4.3 Resultater

4.3.1 Vinter/vår-næring

Alle de fire artene som ble innsamlet beitet på kommersielle fiskeslag som torsk *Gadus morhua*, polartorsk og uer *Sebastes marinus/S. mentella* (tabell 1). Krepssdyr var også viktig næring for polarlomvi. Nesten alle havhestene hadde også spist blekksprut *Gonatus* spp., og alle polarmåsene hadde også rester av kjøtt og fjær i magen som viser at i tillegg til fisk utgjør andre fugl i området en viktig del av næringen.

Den gjennomsnittlige størrelsen på fisk som ble spist varierte fra 51 mm hos havhest til 88 mm hos polarlomvi (tabell 2). Selv om størrelsen varierte, var alderen på fisk stort sett den samme. Torsk og uer var hovedsaklig 1 år gammel. Unntak var havhesten som også har beitet på 2, 3 og 4 års gammel uer (figur 4).

Forskjeller i gapstørrelse hos de fire fugleartene forklarer mesteparten av forskjellene i størrelse på fisken de hadde spist. Havhest og krykkje, de to artene med den minste gapstørrelsen, spiste mindre fisk enn polarmåse og polarlomvi som hadde større gap (tabell 2).

Lomvi og polarlomvi som ble skutt i loddestimer utenfor kysten av øst-Finnmark i april, hadde uten unntak spist lodde. I Persfjord, hvor lomvi og polarlomvi beitet sammen, hadde polarlomvi

spist større lodde enn lomvi (figur 4). Ut fra størrelsen på lodde i tråltrekk i samme området er det tydelig at polarlomvi inkluderer en større andel av hann-lodde (som er større enn hunn-lodde) i dietten enn lomvi. I Bøkfjord, hvor polarlomvi beitet alene, beitet de sannsynligvis både på hunn og hann-lodde.

4.3.2 "Ship followers"

Krykkje viste en karakteristisk adferd i forhold til fiskeaktiviteten ombord. Når trålen ble satt, begynte de å sirkle rundt båten og samlet seg i store flokker på vannet bak. Når trålen ble dratt, fulgte de etter og spiste på småfisk som falt ut av trålposen. Mellom trålstasjonene satt de og kvilte på livbåtene eller på rekka. I perioder var det flere hundre krykkjer som fulgte med, og i enkelte perioder var det tydeligvis ikke plass til alle. Fugler som hadde hvileplass viste aggresjon mot naboer og også mot inntrengere. De brukte samme oppførsel og signaler som de bruker i hekkesesongen når de forsvareir reirplassen sin.

Tida som krykkjene fulgte med båten, var bemerkelsesverdig lik i alle tre eksperimentene (figur 5) og varierte fra 6-10 timer, og tida det tok før alle var borte, varierte fra ca. 20 til 24 timer.

4.3.3 Sammenhengen mellom utbredelse av fugl og forskjellige byttedyr

Vi observerte tilsammen 8726 alkefugl i de 1143 10 min. transektene som ble talt, som gir et gjennomsnitt på 7,6 fugl per km². Polarlomvi og lomvi var de to artene som var vanligst og utgjorde tilsammen 90,8 % av antall fugl som ble sett. Det var mulig å artsbestemme bare 38,4 % av alle lomvi/polarlomviene, men forholdet av bestemte fugl viser at polarlomvi er langt vanligere enn lomvi (henholdsvis 88,3 og 11,7 %). Av andre alkefugl ble følgende arter observert: alkekonge *Alca alle* (5,6 %), lunde *Fratercula arctica* (3,1 %), alke *Alca torda* (0,1 %) og teist *Cepphus grylle* (0,06 %). På grunn av lite materiale er disse fire siste artene utelatt i analysene nedenfor.

Både fugl og de forskjellige byttedyrkategorier viste en klumpvis fordeling langs transektet (figur 6 og 7). Det går også klart fram fra figur 6 og 7 at det er ingen byttedyrkategorier alene som kan forklare utbredelsesmønsteret til fugl. Lomvi og polarlomvi fantes i "patcher" langs hele transektet, mens forskjellige byttedyr var utbredt i mer begrensede områder og tildels i områder med liten overlapp. Spesielt tydelig er dette for de tre stimfiske lodde, sild og polartorsk som viste liten overlapp i utbredel-

Tabell 1. Frekvens forekomst av forskjellige byttedyr (%) og antall (%-verdier i parentes) otolitter og blekksprut i magene til fire sjøfuglarter i Barentshavet i mars 1987. n = antall mager. - The frequency of occurrence (%) and numerical abundance (percentage values in paranthesis) of hard parts of food items in stomachs of 4 seabird species in the Barents Sea, March 1987. n = number of stomachs.

	Havhest <i>Fulmaris glacialis</i> (n = 30)	Krykkje <i>Rissa tridactyla</i> (n = 26)	Polarmåse <i>Larus hyperboreus</i> (n = 11)	Polarlomvi <i>Uria lomvia</i> (n = 24)
A Frekvens antall mager - (Frequency of occurrence)				
Torsk - Cod ¹ (<i>Gadus morhua</i>)	16,7	57,7	18,2	58,3
Polartorsk - Polar cod ¹ (<i>Boreogadus saida</i>)	13,3	53,8	36,4	12,5
Torsk/polartorsk ¹	83,3	77,5	45,5	94,2
Uer - Redfish (<i>Sebastes marinus</i> , <i>S. mentella</i>)	63,3	21,3	18,2	8,3
Blekksprut - Squid	56,7	3,8	-	-
Krepsdyr - Crustacea	-	-	-	95,8
Rester av fugl - Bird remains	-	-	72,7	-
A Antall (%) harde deler - Number (%) of hard parts				
Torsk - Cod	31 (7,5)	53 (29,3)	3 (15)	42 (80,8)
Polartorsk - Polar cod	32 (7,7)	44 (24,3)	13 (65)	8 (15,4)
Torsk/polartorsk	279 (67,6)	144 (79,6)	16 (80)	50 (96,2)
Uer - Redfish	90 (21,8)	37 (20,4)	4 (20)	2 (3,8)
Blekksprut - Squid	44 (10,7)	-	-	-
Total	413	181	20	52

¹ Bare en del av otolittene i magen til havhest og krykkje kunne bestemmes til torsk og polartorsk. Torsk/polartorsk-gruppen inkluderer både bestemte og ubestemte otolitter. - Only some of the otoliths could be identified as Cod or Polar cod in the stomachs of Fullmars and Kittiwakes. The Cod/Polar cod group includes both identified and unidentified otoliths.

Tabell 2. Totallengde (mm) på forskjellige fiskearter som ble spist og gapstørrelse (mm) til forskjellige fuglearter i Barentshavet i mars 1987. - Total length (mm) of different fish species eaten by, and the relaxed gape size (mm) of four seabird species in the Barents Sea, March 1987.

	Uer - Redfish				N	Torsk - Cod				Polartorsk - Polar cod			
	N	Median	Max.	Min.		N	Median	Max.	Min.	N	Median	Max.	Min
Havhest	90	48,5	118,9	26,7	31	58,2	135,9	18,7	32	95,0	131,6	39,5	
Krykkje	37	56,1	62,1	47,5	53	48,0	134,0	36,1	44	118,4	137,0	66,5	
Polarmåse	4	55,3	57,2	53,5	3	48,0	53,4	44,1	13	82,5	135,3	76,1	
Polarlomvi	2	56,5	58,4	54,7	42	85,5	120,6	31,7	8	127,5	143,3	110,7	
Total	133	51,6	118,9	26,7	129	55,3	135,9	18,7	97	112,0	143,3	35,9	

	Total				N	Gapstørrelse - Gape size	
	N	Median	Max.	Min.		N	Median \pm 1 SD
Havhest	155	51,0	135,9	18,7	25	20,8 \pm 1,2	
Krykkje	134	58,4	137,0	36,1	25	20,0 \pm 1,1	
Polarmåse	20	78,6	135,3	41,1	25	25,6 \pm 2,1	
Polarlomvi	52	88,4	143,2	31,7	25	24,1 \pm 0,7	
Total	361	58,2	143,2	18,7			

sesmønster og hvor lodde ble funnet nordvest og sild og polartorsk henholdsvis syd og øst i studieområdet (**figur 7**).

I de 388 5 nautiske mil-periodene hvor vi hadde data på både fisk og fugl, ble det sett fugl i 275 (71 %), og vi registrerte byttedyr i 243 (62 %) og både fugl og byttedyr i 173 av 275 (62 %) av periodene. Lodde var det fiskeslag som oftest forekom i de 5 n.m.-periodene hvor en så fugl (34 %, **tabell 3**). Det var en tydelig døgnvariasjon i forekomst av byttedyr i de områdene vi så fugl. Det var oftest fisk tilstede om dagen (kl 1000-1400) (**tabell 4**), noe som også stemmer overens med det tidspunktet på dagen da fugl som oftest ble sett på sjøen (sannsynligvis beiten-de fugl) (**tabell 4**).

Det var en signifikant positiv sammenheng mellom antall fugl og total tetthet av byttedyr når en brukte alle 5 n.m.-periodene ($r = 0,18$). Ved å summere dataene over 10 n.m.-perioder økte r-verdien til 0,23. Over lengre distanser fant vi imidlertid ingen høyere signifikante verdier (**figur 8**).

Ved å fjerne sild fra analysene økte r-verdien ved 5 n.m. til 0,32, og den økte opp til 0,54 når dataene ble aggregert over en distanse på 90 n.m. Selv om de høyeste verdiene ble funnet ved 90 n.m., ser det ut fra **figur 8** ut som at der er en øvre grense på r-verdier som nås etter en distanse på ca. 40 n.m. Ved hvilket dyp byttedyrene ble registrert ser ut til å ha liten innvirkning på korrelasjonskoeffisienten ettersom det faktisk var gjennomgående høyere r-verdier i dyp 100-200 m sammenlignet med 10-100 m.

Den høyeste korrelasjonskoeffisienten ($r = 0,64$) fikk vi over en distanse på 90 n.m. ved å bruke tre byttedyr-kategorier; lodde 10-100 m, plankton 10-100 m og blanding 10-200 m. Det er vanskelig å gi noen biologisk forklaring på hvorfor akkurat disse kategoriene skulle være viktigst. Resultatet kan bare være tilfeldig, og/eller det skyldes interkorrelasjoner mellom ulike byttedyr.

Tabell 3. Forekomsten av forskjellige byttedyrkatogrier (%) i 5 nautiske mil. - perioder hvor fugl ble observert i forhold til forskjellige tidspunkt på døgnet. N = antall 5 n.m.-perioder. - The presence of different prey categories (%) in 5 nautical miles periods where birds were present according to different times of the day. N = number of 5 n.m. periods.

		Lodde Capelin	Sild Herring	Polartorsk Polar cod	Plankton	Blanding Mixture	Totalt
Hele døgnet (All times of the day)	(N = 275)	33,8	8,0	15,6	12,4	17,4	62,9
Dagtid (Daytime) 1001-1400)	(N = 56)	58,9	7,0	17,9	21,4	28,6	75,0

Tabell 4. Andelen (%) av lomvi og polarlomvi som ble sett på sjøen (sannsynligvis beitende fugl) til forskjellige tider på døgnet (4 timers intervall) og andelen av 5 n.m.-perioder hvor det ble sett fugl og hvor det også var byttedyr tilstede. - The proportion (%) of Common and Brünnich's Guillemots seen on water (presumably feeding birds) at different times of the day (4 h blocks local time) and the proportion of 5 n.m. periods with birds that also had prey present.

Tid på dagen Time of day	0001	0401	0801	1201	1601
	-	-	-	-	-
	0400	0800	1200	1600	2000
Fugl på sjøen (%) Birds on water (%)	(N = 748)a 15,6	(N = 1081) 54,0	(N = 3082) 85,9	(N = 1305) 49,8	(N = 1501) 46,3
5 mil-perioder med fugl og byttedyr 5 mile periods with birds and prey (%)	(N = 19)b 21,1	(N = 72) 37,5	(N = 55) 70,5	(N = 64) 65,7	(N = 64) 60,9

a Totalt antall fugl sett. - Total number of birds seen.

b Antall 5 n.mil perioder hvor fugl ble sett. - Total no. of 5 n. miles blocks with birds within this time period.

4.4 Diskusjon

4.4.1 Næringsvalg

Loddeseleksjon

Lomvi og polarlomvi som beitet sammen spiste lodde av forskjellig størrelse. Størrelsesforskjellene antyder at lomvi spiser mer hunn-lodde enn polarlomvi (hunn-lodda er minst). Hvordan denne segregeringen foregår er vanskelig å si, men den kan skyldes forskjell i dykkeadferd hos de to lomvi-artene og forskjell i adferd hos hunn- og hann-lodde i gytesesongen.

Det er også en mulighet for at de to lomvi-artene konkurrerer om føden og at lomvi ekskluderer polarlomvi fra å beite i de øvre vannmasser. Konkurransen mellom disse to artene er også beskrevet i undersøkelser fra hekkeperioden, hvor lomvi er den dominerende og ekskluderer polarlomvi fra reirhyller (Birkhead & Nettleship 1987).

Vinternæring

Næringen til sjøfuglene i dette området er svært variert. Lodde er viktig næring for både lomvi og polarlomvi, men polarlomvi kan også utnytte både krepsdyr, torsk og polartorsk. Når det gjelder lomvi, kan det se ut som at den er mer avhengig av lodde enn noen av de andre artene. Siden loddebestanden kollapset i 1986 (Hamre 1988), har også hekkebestanden i området gått dramatisk tilbake mens polarlomvi ser ut til å ha klart seg bedre (Vader et al. 1990). Hvorfor lomvi ikke i samme grad er i stand til å skifte fra lodde til andre byttedyr, er vanskelig å forklare ettersom i andre havområder så er både krepsdyr og torsk fisk en viktig del av næringen.

Størrelsen på fisk som de forskjellige fugleartene hadde spist, varierte og ser ut til å være begrenset av gapstørrelsen. Alderen var imidlertid stort sett den samme og begrenset seg til 1 og 2 år gammel torsk og uer og 1-3 år gammel polartorsk.

Næringen som er beskrevet her er svært forskjellig fra det som er beskrevet for disse artene i hekkesesongen i dette området. Furness & Barrett (1985) fant at alle artene som hekket på Hornøya i Øst-Finnmark, spiste kun lodde og tobis *Tobianus marinus*. (Havhest og polarmåse ble ikke studert her.) Lengre øst i kolonier langs kysten av Murmansk fant Belopol'skii (1957) at både krykkje og polarlomvi spiste hovedsaklig tobis og sild. I isfylte farvann rundt Svalbard spiste alle artene blekksprut og krepsdyr og

polartorsk, mens i en annen undersøkelse fra Svalbard beitet alle artene (lomvi ikke inkludert) på krepsdyr ved kanten av en isbre (Hartley & Fisher 1936).

Disse forskjellene mellom ulike undersøkelser er sannsynligvis et resultat av store forskjeller i tilgjengeligheten av ulike byttedyr, og viser hvor lite spesialiserte sjøfuglene er i sitt næringsvalg. Torsk og uer, som var en viktig del av næringen i denne undersøkelsen, er ikke blitt funnet tidligere i magen til sjøfugl i dette området. Sannsynligvis utgjør disse artene kun en alternativ føde i fravær av lodde, og det er også mulig at en del av både torsk og uer som fuglene spiser, er biprodukter fra fiskeindustrien i området.

Resultatene fra merkeforsøket på krykkje viser tydelig at de kan hente en betydelig del av maten sin rundt fiskebåter. Også andre pelagisk beitende sjøfugl som havhest og polarmåse gjør nok det samme, men sannsynligvis ikke i samme omfang som krykkje ettersom disse artene ikke i samme grad kan bruke båtene som hvileplass.

Det er rimelig å anta at den betydelige fiskeaktiviteten i Barentshavet året rundt har stor innvirkning både på næringsvalg og også kanskje på sammensetningen av hele sjøfuglsamfunnet. Krykkje har f.eks. mer enn fordoblet hekkebestanden sin i løpet av de siste 20 årene i dette området (Barrett & Vader 1984).

4.4.2 Sammenheng mellom pelagisk utbredelse av fugl og fisk

Det var en tydelig døgnvariasjon i hvor god koplingen mellom fugl og fisk var. Koplingen var best om dagen, som også falt sammen med tidspunktet når flest fugl ble sett på sjøen (sannsynligvis beitende fugl). Lodde var det fiskeslaget som oftest var i områder hvor en så fugl, men det er tydelig at ingen byttedyr-kategori alene kan forklare utbredelsesmønsteret hos fugl. Dette resultatet er også i overensstemmelse med næringsanalysene som viser at de fleste sjøfuglartene i området har en svært variert diett.

Det var mulig å artsbestemme bare en liten del av det totale antallet lomvi og polarlomvi som vi så. Likevel er det en del indiksjoner på at lodde er mer viktig for lomvi enn for polarlomvi. Utbredelsesområdet for lomvi faller bedre sammen med utbredelsesområdet til lodda enn det utbredelsen til polarlomvi gjør (figur 7). Dette stemmer også med populasjonsutviklingen til disse to artene i området. Det har vært en dramatisk nedgang i

lomvibestanden i takt med nedgangen i loddebestanden, mens polarlomvi ser ut til å ha klart seg noe bedre (Vader et al. 1990).

Ved minste skala på 5 nautiske mil var det en signifikant positiv sammenheng mellom antall fugl og den totale tettheten av byttedyr. Korrelasjonskoeffisienten ble høyere når vi fjernet sild fra analysene. Dette kan synes noe overraskende ettersom sild tidligere er beskrevet som viktig næring for både lomvi og polarlomvi i hekkesesongen i østlige kolonier i området (Belopol'skii 1957). Mesteparten av silda som ble lokalisert i denne undersøkelsen var imidlertid over 20 cm, noe som sikkert gjør den uegnet som mat for fuglene. Som beskrevet her så foretrekker de mye mindre fisk enn dette (ca. 8-15 cm).

Denne undersøkelsen er én av fire hvor en har funnet en positiv sammenheng mellom tetthet av fugl og byttedyr (Schneider & Piatt 1986, Piatt 1987, Heinemann et al. 1989). Resultatene i denne undersøkelsen er også i overensstemmelse med de andre i at sammenhengen blir bedre når en øker arealet en aggregerer dataene over. Schneider & Piatt (1986) nevner tre faktorer som kan forklare at sammenhengen er dårligere ved liten skala. 1) Fuglene vil unngå de tetteste "næringspatchene". 2) Hurtige vandringer hos byttedyr gjør det vanskelig for fugl å lokalisere dem. 3) Fuglene bruker "sit and wait predation" innenfor områder hvor de kan forvente å finne næring. At fuglene unngår de tetteste næringsområdene er lite sannsynlig ut fra denne undersøkelsen ettersom vi fant en nær sammenheng mellom tetthet på fugl og tetthet av byttedyr. De tetteste næringsområdene synes heller å være spesielt viktige ettersom nesten 60 % av alle fuglene ble observert innenfor et areal som utgjorde bare ca. 5 % av totalarealet. Hurtige forflytninger av viktige næringsarter kan være viktig. Lodde, som er viktig for både lomvi og polarlomvi, foretar gytevandring på denne tida av året og hurtige forflytninger kan gjøre det vanskelig for fuglene å lokalisere fiskestimer, spesielt om natta når de ikke beiter.

Heinemann et al. (1989) mener at årsaken til en dårlig sammenheng mellom tetthet av fugl og tetthet av byttedyr over små områder er at det er et overskudd av næringsområder, noe som gjør at mange ikke er i bruk til enhver tid. Dette synes heller ikke å være tilfelle i denne undersøkelsen (se **figur 7**). At det er et lite antall "byttedyrpatcher" i forhold til antall "fuglepatcher", kan ha sammenheng med den sterke nedgangen i viktige byttedyrbestander som lodde, sild og torsk i dette området (Hamre 1988). Nedgangen i viktige byttedyrbestander har også resultert i dramatisk nedgang i hekkebestandene til både lomvi og polarlomvi (Vader et al. 1990).

Ettersom vi fant en nær sammenheng mellom mengde av byttedyr og mengde av fugl (i områder hvor begge var tilstede), ser det ut som fugl er effektive i å lokalisere de beste "næringspatchene". I denne sammenheng er resultatet til Piatt (1987), i en undersøkelse fra Witless Bay i Newfoundland, interessant ettersom han fant den beste sammenhengen mellom lomvi og lodde ved en tetthet av lodde langt under det maksimale. Piatt (1987) mente at det hadde ingen hensikt for lomvi å oppsøke de tetteste næringsområdene ettersom de kunne opprettholde et maksimalt næringsopptak/tidsenhet ved en lavere byttedyrtetthet. Det kan være at den sterke reduksjonen i tetthet av byttedyr i Barentshavet gjør at denne øvre grense ikke nås.

4.5 Konklusjon og videre perspektiver

Det er gjort relativt få økologiske studier av sjøfugl utenom hekkesesongen, og denne er det første i Norge og fra Barentshavområdet. Det er derfor behov for flere undersøkelser for å kunne forstå mekanismer og faktorer som begrenser utbredelse og antall av forskjellige arter på havet.

Som vist i denne undersøkelsen, er sjøfuglene lite spesialiserte med hensyn til føde, og deres trofiske relasjoner er veldig komplekse. Forskjellige arter, og også en og samme art i forskjellige områder, kan spise både zooplankton, planktonspisende fisk og unge årsklasser av bentisk fisk. Lodde er nok en nøkkelart, med det ser ut som at de fleste sjøfuglene (unntak synes å være lomvi) kan utnytte en rekke næringsgrupper utenom hekkesesongen.

Det betydelige omfanget av kommersielt fiske i området kan være en trussel for næringsgrunnlaget til mange arter (spesielt alkefuglene), men pelagisk beitende arter som krykkje, havhest og måser kan nok også profitere på fiskeriene og utnytte en del av avfallet som utgjør energi som ellers ikke er tilgjengelig for dem. Dette viser også bestandsutviklingen til disse artene som er økende, mens de fleste alkefuglene har gått sterkt tilbake (Barrett & Vader 1984, Vader et al. 1990).

Korrelasjonsanalyser mellom utbredelsen av lomvi/polarlomvi og mengde byttedyr støtter også et slikt resonnement om at næringsgrunnlaget er på et minimum for alkefuglene. Det ble funnet en relativt god sammenheng, noe som er i kontrast til tilsvarende studier fra andre havområder. Dette kan skyldes at antall "næringspatcher" i forhold til antall "fuglepatcher" er mindre enn normalt ettersom en generell lav næringsstetthet gjør

at de fleste "næringspatcher" er i bruk til enhver tid. Å kunne forutsi utbredelse av pelagisk sjøfugl ved hjelp av standard akustiske fiskedata har stor forvaltningsmessig betydning, spesielt i et område som Barentshavet hvor det foregår en kontinuerlig grundig kartlegging av både utbredelse og bestandsstørrelse av forskjellige fiskebestander.

Med bakgrunn i denne undersøkelsen bør videre forskning prioriteres innenfor følgende to hovedområder:

1) En deltaljert innsamling av næringsanalyser året rundt for å kvantifisere variabiliteten i næringsvalg hos forskjellige arter. Dette er nødvendig både for å kunne beregne betydningen sjøfugl har for rekrutteringen av viktige kommersielle fiskeslag, og også for å kunne fastslå om fiskeslag som torsk, uer og polartorsk kun er en alternativ føde i mangel på lodde.

2) Videreføring av kartlegging av utbredelse av fugl og fisk parallelt med at loddebestanden tar seg opp igjen. En slik undersøkelse vil gjøre det mulig å finne ut om den nære sammenhengen mellom tetthet av næring og tetthet av fugl er et resultat av den ekstremt lave næringstilgangen da denne undersøkelsen ble gjennomført. I videre undersøkelser bør en også prøve å beregne forutsigbarheten både i tid og rom av de relativt begrensede arealene hvor en finner størst tetthet både av fugl og byttedyr.

4.6 Sammendrag

Næringsvalg og pelagisk utbredelse av sjøfugl og deres byttedyr er beskrevet fra Barentshavet utenom hekkesesongen. I nærheten av hekkekoloniene i Øst-Finnmark beitet lomvi *Uria aalge* og polarlomvi *Uria lomvia* uten unntak på lodde. Fire arter (krykkje *Rissa tridactyla*, havhest *Fulmaris glacialis*, polarmåse *Larus hyperboreus* og polarlomvi *Uria aalge*) som ble innsamlet på Sentralbanken (74° 24'N, 29° 58'Ø) ca 70 km sør for iskanten i mars 1987, hadde ikke spist lodde i det hele tatt. Alle artene hadde beitet på kommersielle fiskeslag som torsk *Gadus morhua*, polartorsk *Boreogadus saida*, og uer *Sebastes marinus/S. mentella*. Gjennomsnittslengden på fisken de hadde spist, varierte fra 51 mm hos havhest til 88 mm hos polarlomvi. Selv om lengden varierte, hadde imidlertid alle fugleartene spist stort sett de samme aldersklassene av fisk. Torsk og uer bestod av 1 og 2 år gammel fisk, mens polartorsk var 1-4 år gammel. Andre viktige byttedyr var krepsdyr (polarlomvi) og blekksprut (havhest). Polarmåse hadde også beitet på andre fugl. Det er også tydelig at spesielt havhesten henter en stor del av føden sin som avfall fra fiskebåter i området. At lodde mangler i dietten, antar en har sammenheng med

den ekstremt lave loddebestanden i området da denne undersøkelsen ble gjennomført. Kroppsvekt og lagret fett hos fuglene viser imidlertid at alle artene unntatt lomvi og polarlomvi synes å klare seg bra vinterstid uten lodde. Korrelasjonsanalyser mellom pelagisk utbredelse av lomvi/polarlomvi og mengde byttedyr viser at det er en god sammenheng. Lodde var det fiskeslaget som var vanligst i områder hvor en så fugl. Det var imidlertid ingen fiskeslag som alene kunne forklare utbredelsesmønsteret hos fugl. Korrelasjonskoeffisienten var avhengig av hvilket areal en aggregerte dataene over. Den økte fra 5 nautiske mil og nådde en øvre grense ved ca. 40 n.m. En slik nær sammenheng mellom tetthet av fugl og tetthet av byttedyr er i kontrast til resultater fra de få tilsvarende undersøkelser som er gjort i andre havområder. En antar at dette resultatet skyldes den lave tettheten av både lodde, sild og torsk da denne undersøkelsen ble gjennomført.

4.7 Summary - The pelagic distribution of seabirds and their prey in the Barents Sea outside the breeding season

Food selection and pelagic distributions of seabirds and their prey in the Barents Sea in winter are described. Close to the breeding colonies, prelaying Common and Brünnich's Guillemots fed exclusively on capelin *Mallotus villosus*. Four species (Kittiwakes *Rissa tridactyla*, Fulmars *Fulmaris glacialis*, Glaucous Gull *Larus hyperboreus*, and Brünnich's Guillemots *Uria lomvia*) collected in the open sea approximately 70 km south of the ice edge in March 1987, had preyed heavily on commercial fish species such as cod *Gadus morhua*, polar cod *Boreogadus saida*, and redfish *Sebastes marinus/S. mentella*. The median total length of fish eaten ranged from 51 mm in Fulmars to 88 mm in Brünnich's Guillemots. Although the size of fish eaten differed among the four bird species they all fed on much the same age categories of fish. Cod and redfish were almost exclusively one year old, whereas polar cod were one to four years old. Other important food items were crustacea (Brünnich's Guillemots), and squid (Fulmars); the Glaucous Gull also preyed on other birds. These prey are suggested to be alternative prey species in the absence of capelin. Body weight and amount of stored fat suggest that individuals of all species except Brünnich's Guillemots were in good physical condition. Overall correlations between the pelagic distribution of Common and Brünnich's Guillemots and prey were significant at the smallest scale of 5 nautical miles and increased and reached an upper threshold at ca. 40 n.m. Capelin was the single prey category which was most often associated

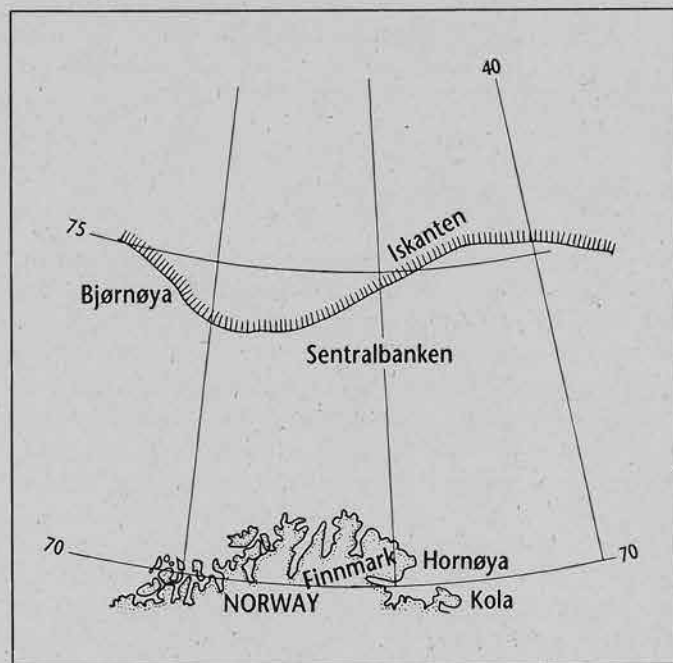
with birds but no single prey category could alone explain the distribution of birds. The overall high correlation between the density of birds and their prey is suggested to be influenced by the generally low densities of capelin, herring *Clupea harengus* and cod when this study was conducted.

4.8 Litteratur

- Barrett, R.T. & Vader, W. 1984. The status and conservation of breeding seabirds in Norway. - I Croxall, J.P., Evans, P.G.H. & Schreiber, R.W., red. Status and conservation of the world's seabirds. ICBP Tech. Publ. 2: 323-333.
- Belopolsk'ij, L.O. 1957. Ecology of sea colony birds of the Barents Sea. Transl. from Russian 1961. - Israel Prog. Sci Transl. Jerusalem. 344 s.
- Birkhead, T.R. & Nettleship, D.N. 1987. Ecological relationships between Common Murres, *Uria aalge*, and Thick-billed Murres, *Uria lomvia*, at the Gannet Island. 2. Breeding success and site characteristics. - Can. J. Zool. 65: 1638-1649.
- Brown, R.G.B. 1985. The Atlantic Alcidae at sea. - I Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R., red. The Atlantic Alcidae. Academic Press, London. s. 384-427.
- Erikstad, K.E. 1990. Winter diets of four seabird species in the Barents Sea after a crash in the capelin stock. - Polar Biol. 10. I trykk.
- Erikstad, K.E., Barrett, R. & Mehlum, F. red., 1990. What determines the distribution of seabirds at sea? - Polar Res. 8: 1-97.
- Erikstad, K.E., Moum, T. & Vader, W. i trykk. Correlation between pelagic distribution of guillemots and their prey in the Barents Sea. - Polar Res. 8.
- Erikstad, K.E., Bustness, J.O. & Jacobsen, O. 1988. Duration of ship following by Kittiwakes *Rissa tridactyla* in the Barents Sea. - Polar Res. 6: 191-194.
- Erikstad, K.E. & Vader, W. 1989. Capelin selection by Common and Brünnich's Guillemots during the prelaying season. - Ornis Scand. 20: 151-155.
- Furness, R.W. & Barrett, R.T. 1985. The food requirements and ecological relationships of a seabird community in North Norway. - Ornis Scand. 16: 305-313.
- Hamre, J. 1988. The aspects of the intercorrelation between the Herring in the Norwegian Sea and the stocks of Capelin and Cod in the Barents Sea. - Count. Meet. int. Comm. Explor. Sea 1988.
- Hartley, C.H. & Fisher, J. 1936. The marine food in birds in an island fjord region in west Spitsbergen. - J. Anim. Ecol. 5: 370-384.
- Heinemann, D., Hunt, G. & Everson, I. 1989. The distributions of marine avian predators and their prey *Euphausia superba*, in

the Branfield Strait and southern Drake Passage, Antarctica. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 58: 3-16.

- Hunt, G.L. 1990. The pelagic distribution of marine birds in a heterogeneous environment. - Polar Res. 8: 43-54.
- Hunt, G.L. & Schneider, D.C. 1987. Scale dependent processes in physical and biological environment of marine birds. - I Croxall, J.P., red. Seabirds feeding biology and role in marine ecosystems. Cambridge Univ. Press, Cambridge. s. 7-41.
- Piatt, J.F. 1987. Behavioural ecology of Common Murre and Atlantic Puffin predation on capelin; implications for population ecology. - Ph.D. Thesis, Dep. Biology, Memorial Univ. Newfoundland, St. John's.
- Schneider, D. 1990. Seabirds and fronts: A brief overview. - Polar Res. 8: 17-23.
- Schneider, D. & Piatt, D. 1986. Scale-dependent correlation of seabirds with schooling fish in a coastal ecosystem. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 32: 237-246.
- Vader, W., Barrett, R., Erikstad, K.E. & Strann, K.-B. 1990. Differential responses of Common and Thick-billed Murres *Uria* spp. to a crash in the capelin stock in the southern Barents Sea. - Studies in Avian Biol. I trykk.

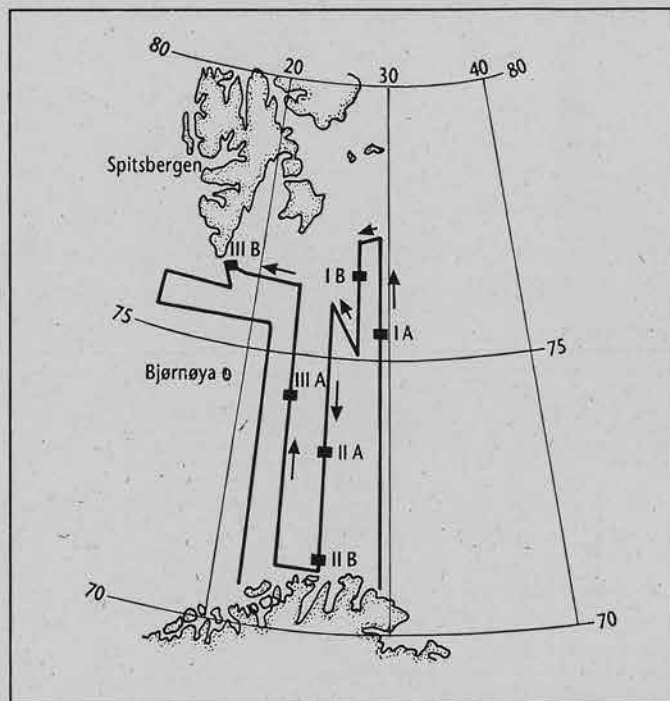


Figur 1

Kart over Barentshavet som viser lokalitetsnavn som er nevnt i teksten og posisjon til iskanten i mars 1987. - Map of the Barents Sea showing some of the localities mentioned in the text and also the approximate position of the ice edge in March 1987.

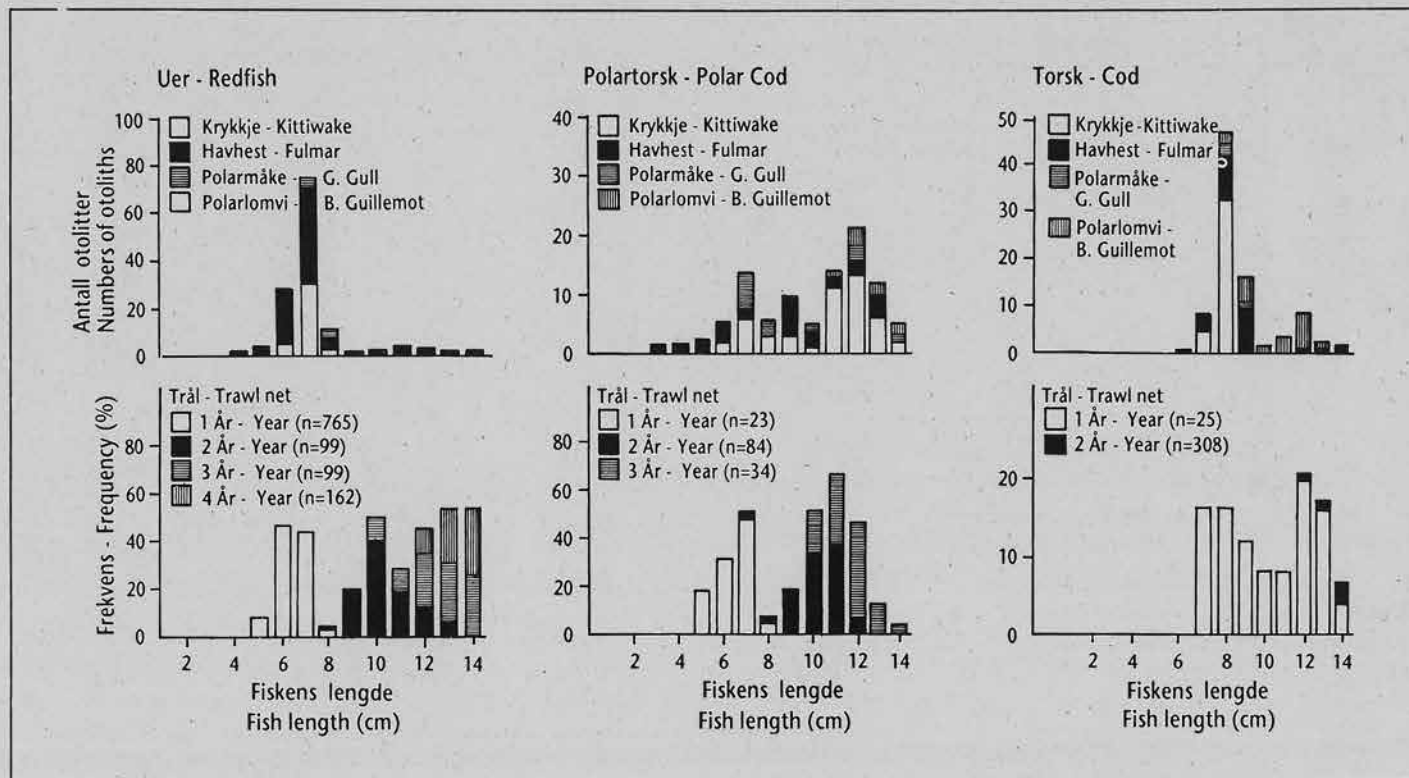
Figur 2

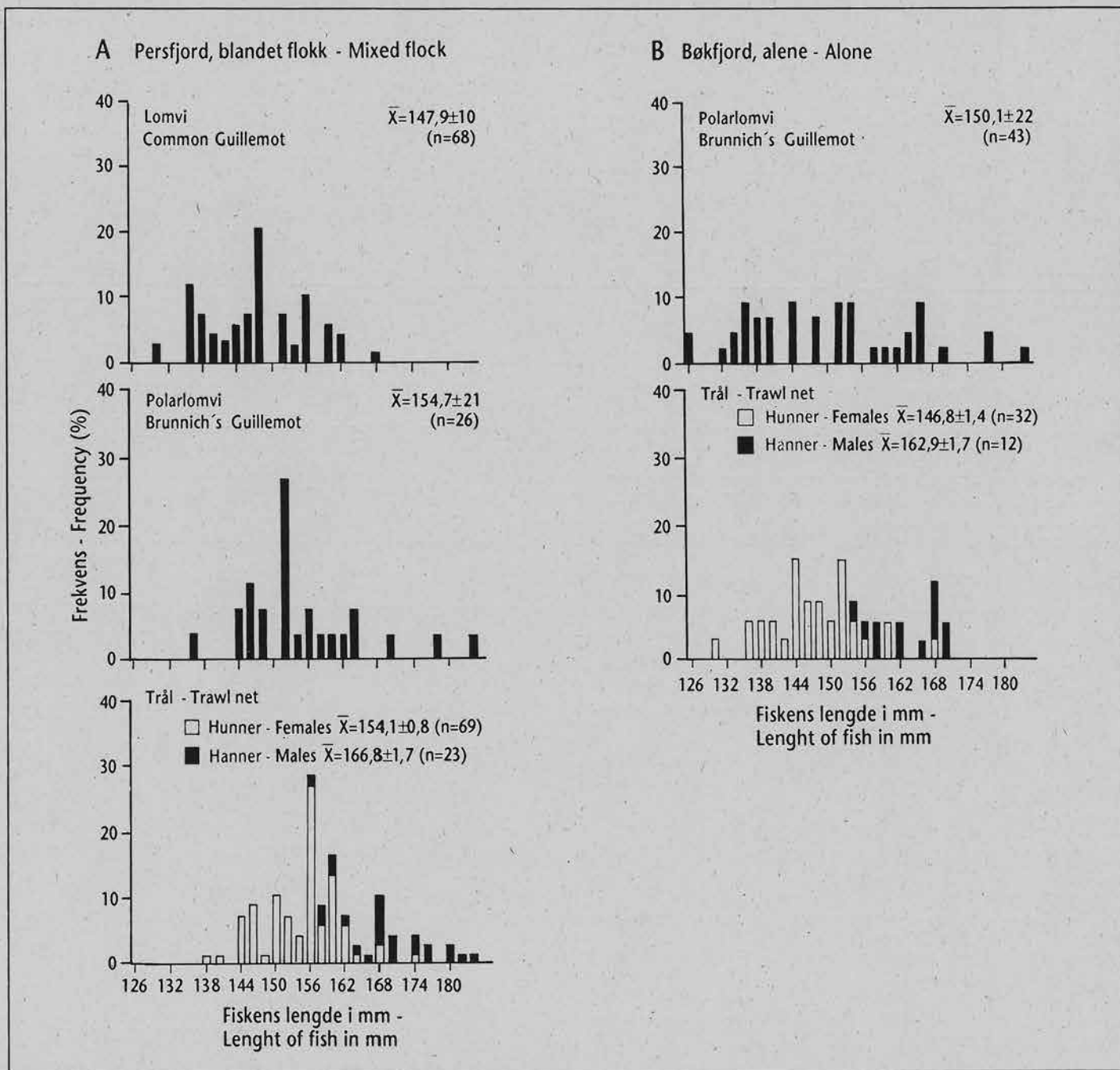
Kart over Barentshavet som viser ruten til MS "G.O. Sars" og posisjonene der krykkje ble fanget, pikrinsyremerket og sluppet (IA, IIA, IIIA), og når den siste merkede fuglen ble sett (IB, IIB, IIIB) i hvert av de tre eksperimentene. - Map of the Barents Sea showing the route of RV "G.O. Sars" and the position where Kittiwakes were caught, dye-marked and released (IA, IIA, IIIA), and when the last dye-marked bird was seen (IB, IIB, IIIB) in each experiment.



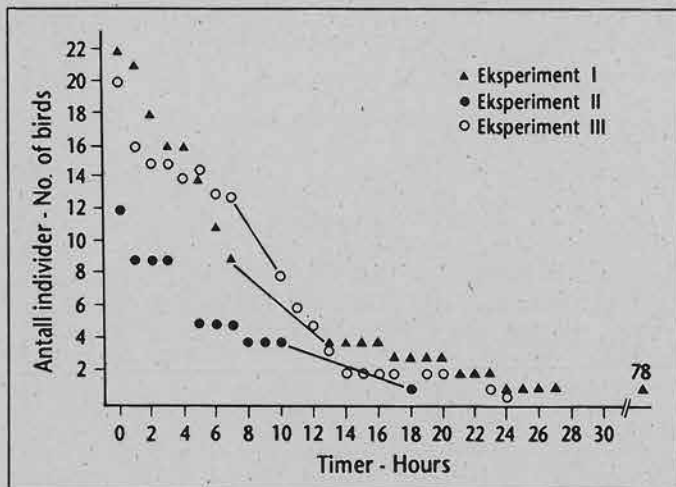
Figur 3

Størrelsen på fisk som ble spist av fire sjøfuglarter i sørlige Barentshavet i mars 1987, sammenlignet med lengdeløstfordelingen av fisk fra samme området og på samme tid av året. - The size distribution of fish eaten by four seabird species from the southern Barents Sea in early March 1987 and the length/age relationships of fish from the same area at the same time of the year.



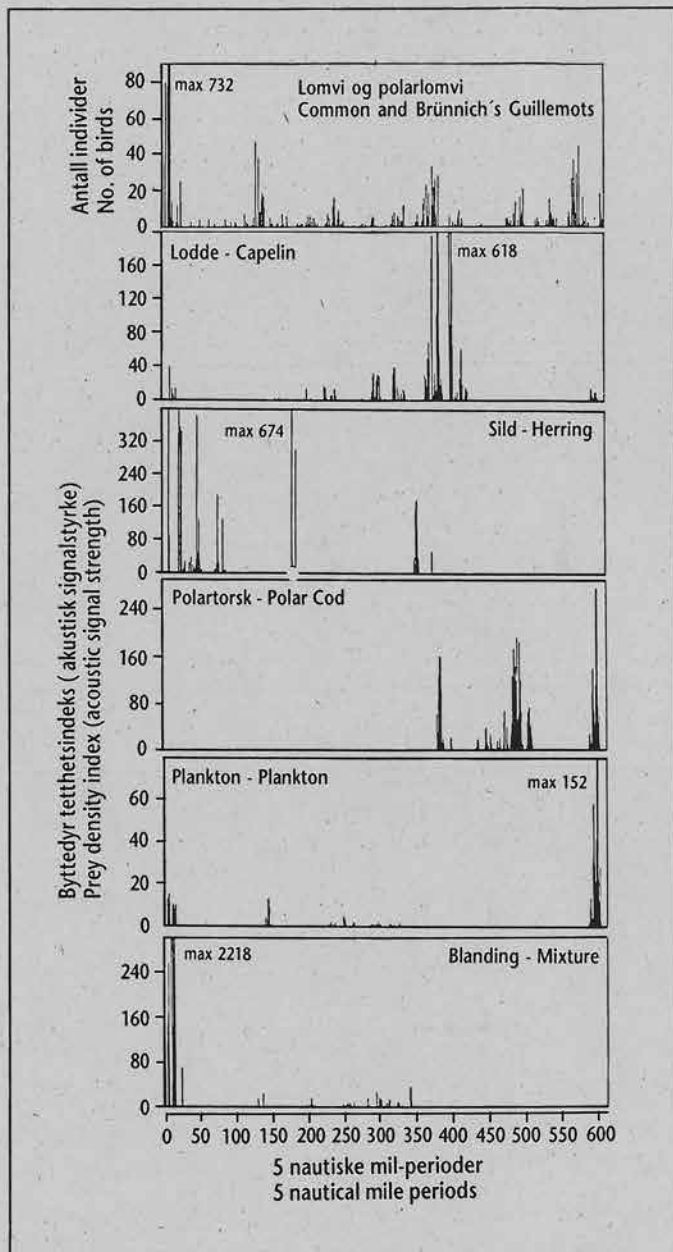


Figur 4
 Størrelsen av lodde som ble spist av lomvi og polarlomvi når de beitet i en blandet flokk i Persfjord (A), og når polarlomvi beitet alene i Bøkfjord (B), sammenlignet med størrelsen av lodde i tråltrekk i disse to fjordene. Materiale fra Finnmark i Nord-Norge i april 1986. - The size distribution of capelin caught by Common and Brünnich's Guillemots when feeding in mixed species feeding flocks at Persfjord (A) and by Brünnich's Guillemots feeding alone at Bøkfjord (B), and the size distribution of capelin in trawl net samples in these two fjords. Data from Finnmark, northern Norway, April 1986.



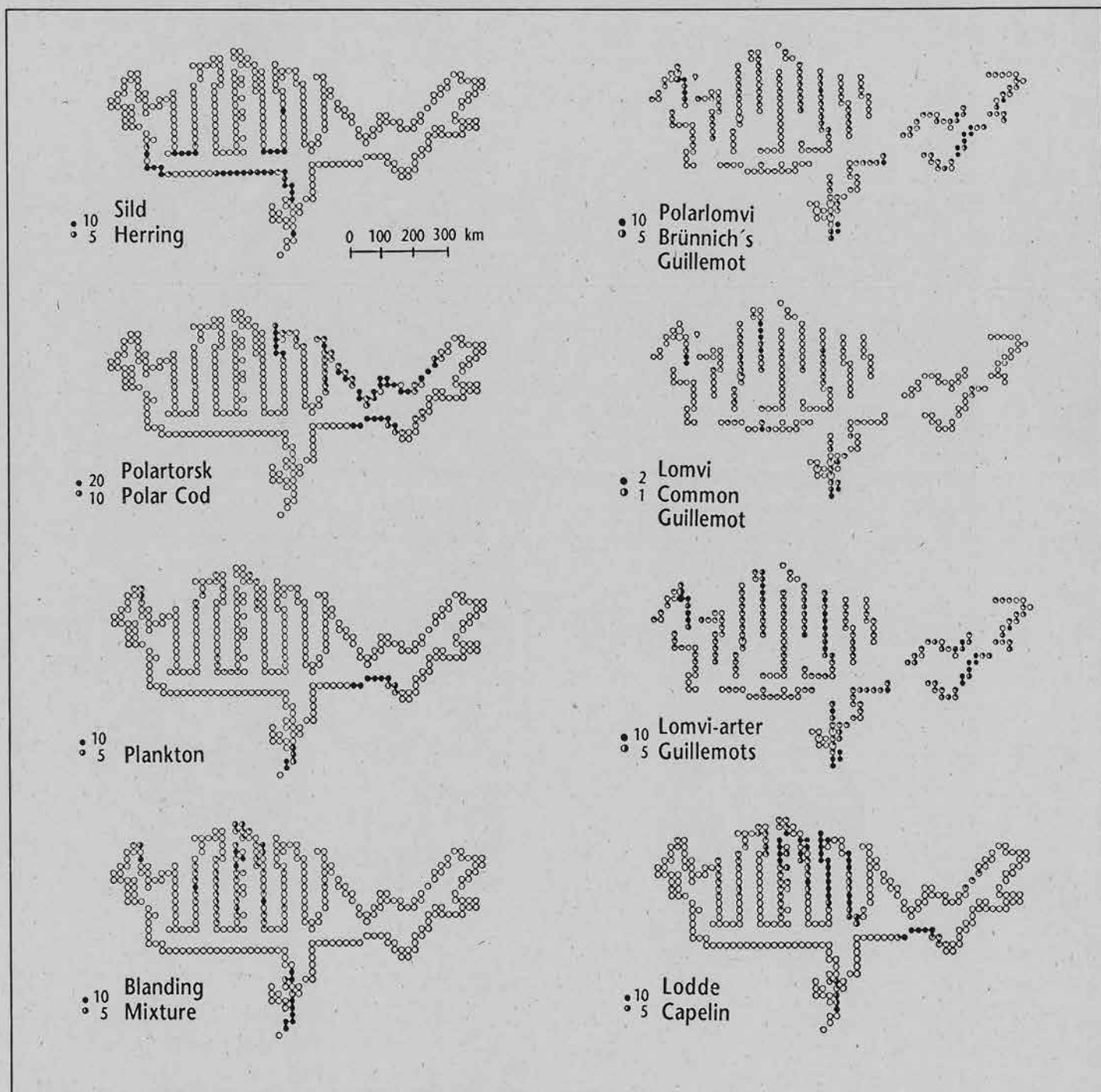
Figur 5

"Forsvinnelsesraten" til pikrinsyre-merkede krykkjer i tre eksperimenter. Heltrukne linjer angir perioder når det er mørkt (2200-0300). - Departure rate of dye-marked Kittiwakes in the three experiments. Solid lines indicate periods of darkness (2200-0300).



Figur 6

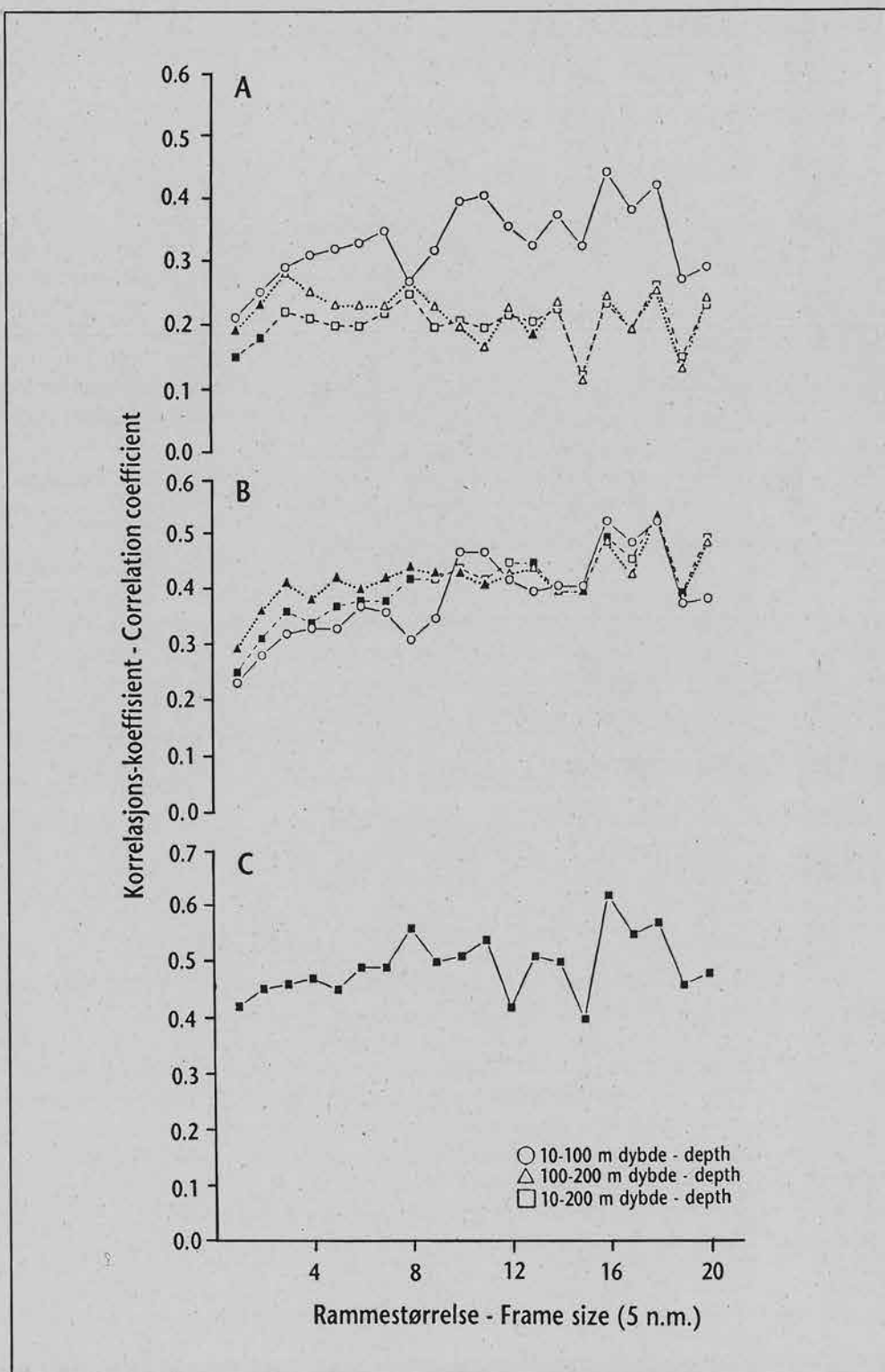
Antall lomvi og polarlomvi og tetthet av forskjellige byttedyrkategorier langs transektet. Byttedyr ble registrert kontinuerlig, men det var opphold i registreringene av fugl under tråling og i perioder når det var mørkt (2200-0200). - Number of Common and Brünnich's Guillemots and density of different prey categories along the transect. Prey densities were continuously monitored whereas bird counts were halted due to trawling activities and for some hours (approx. 2200-0200) at night.



Figur 7
 Utbredelse av lomvi og polarlomvi og forskjellige byttedyrkategorier. Fylte sirkler angir antall fugl/km² eller gjennomsnittlig akustisk signalstyrke/km² (for forskjellige byttedyrkategorier). - Spatial distribution of Common and Brünnich's Guillemots and different prey categories. Filled circles indicate number of birds/km² or mean acoustic signal strength/km² (for different prey categories).

Figur 8

Sammenhengen mellom tetthet av lomvi/polarlomvi og tetthet av byttedyr ved forskjellige dyp ved forskjellig skala (5 nautiske mil-perioder). A. Lomvi/polarlomvi og total byttedyrtetthet. B. Lomvi/polarlomvi og tetthet av byttedyr når sild blir fjernet fra analysene. C. Lomvi/polarlomvi og de byttedyrkategoriene som ga den høyeste korrelasjonskoeffisienten (lodde ved dyp 10-100 m, plankton i begge dyp og blanding ved dyp 10-100 m). Statistisk signifikante verdier er angitt ved fylte symbol ($P < 0,05$). - Correlations between guillemots and prey at different depths as a function of measurement distance (5 nautical mile periods). A. Guillemots and total prey density. B. Guillemots and prey when herring is removed from the calculations. C. Guillemots and the prey categories which gave the highest correlation coefficients (capelin at depth 10-100 m, plankton at both depths, and mixture at depth 10-100 m). Statistical significance is indicated by solid symbols ($P < 0.05$).



5 Hvordan utnytter sjøfugl områdene rundt hekkolonien som næringsområde?

Robert Barrett, NINA, c/o Tromsø Museum, Universitetet i Tromsø, 9000 Tromsø

5.1 Innledning

I sitt forslag til sjøfuglforskningsprogrammet foreslo programkomiteen to hovedprosjekter, ett i hekkesesongen og ett utenfor hekkesesongen. I oljevernssammenheng viser modellstudier at en rekke demografiske og hekkebiologiske parametre er kritiske for sårbarheten av individer og bestander av sjøfugl. Delprosjektet "Hvordan utnytter sjøfugl områdene rundt hekkolonien som næringsområde?" tok for seg to av disse parametrene: Hvor henter hekkende sjøfugl næringen sin fra, og er det tegn på at næringen er en begrenset faktor for hekkesuksess? Det ble også satt igang en pilotstudie av demografien hos sjøfugl gjennom fargemerking av voksne og unge krykkje og toppskarv.

5.1.1 Lokalisering og artsvalg

Undersøkelsen ble gjennomført på Bleiksøya, utenfor Andøya i Vesterålen fra 1985-88 (se figur 1 i kap. 4). Sjøfuglfaunaen her er variert og oversiktlig, med flere tusen hekkende par lunde og

krykkje, mens bestandene av måser, lomvi, alke og toppskarv var mye mindre (tabell 1). Bleiksøy ble valgt fordi tidligere undersøkelser (Barrett et al. 1987, Rikardsen 1989) hadde vist at øya lå på grensen mellom "sildeområdet" i sør og "loddeområdet" i nord. I enkelte år da alle lundeungene på Røst døde av sult og nesten alle i Finnmark overlevde, var ungevekst og overlevelse på Bleiksøy midt i mellom. Området pekte seg ut som velegnet for å studere effektene av en begrenset næringstilgang på ungevekst og hekkesuksess. Bleiksøy ligger dessuten forholdsvis isolert fra andre kolonier slik at det var håp om at fuglene funnet på havet utenfor øya stammet kun fra Bleiksøy. I FOBO-sammenheng var det naturlig å begrense undersøkelsen til alkefugl og toppskarv som er mest sårbare for oljesøl. Krykkje ble også tatt med for å sammenligne en art som henter sin næring fra havets overflate, med de dykkende artene.

5.2 Utbredelsen av fugl på sjøen utenfor Bleiksøy

Utbredelsen av fugl på sjøen utenfor Bleiksøy ble studert ved tellinger fra båt (FF "Johan Ruud", 112 ft) langs faste transektruter i april og juli 1986 og mai, juni, og juli 1987. Transektene ble lagt slik at de skulle dekke næringsområdene for de fleste arter som hekker på Bleiksøy, og rutene ble forhåndsbestemt på basis av sjøkart og tilgjengelig båtting. Tellemetodikken fulgte den internasjonale standarden utarbeidet av britiske sjøfuglforskere (Tasker et al. 1984), og toktene ble gjennomført av Kjell Einar Erikstad med timelønnet assistanse. Toktet i juni 1987 måtte avbrytes pga. dårlig vær slik at det foreligger komplette datasett for fugl for april og juli 1986, og mai og juli 1987.

Tabell 1. Antall par hekkende sjøfugl på Bleiksøy 1985-88. - Number of breeding pairs of seabirds on Bleiksøy 1985-88.

Havsvale	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Ukjent/Unknown
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	ca. 10
Toppskarv	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	ca. 200
Gråmåse	<i>Larus argentatus</i>	ca. 200
Svartbak	<i>L. marinus</i>	ca. 5
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	4100
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	ca. 200
Alke	<i>Alca torda</i>	ca. 100
Teist	<i>Cepphus grylle</i>	ca. 10
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	70 000-80 000

I tillegg til området utenfor Bleiksøy, dekket de to innkjøringstoktene i 1986 et grunnvannsområde utenfor Senja (Grimsbanken og Sveinsgrunnen), men fordi lengden på transektene utenfor Bleiksøy måtte fordobles, måtte disse kuttes ut i 1987. Årsaken til utvidelsen av transektene var at en i juli 1986 fant lunde under aktivt fiske mye lenger ut enn de opprinnelige transektene.

Over 20 arter ble notert tilsammen på alle toktene, men de vanligste var lunde, krykkje, havhest og gråmåse. Bleiksøy er den største lundekoloni i Vesterålen, men det er sannsynlig at fugl fra kolonier lenger sør (Anda, Fuglenyken, Frugga, **figur 1**) også utnytter samme området. Det ble f.eks. stadig observert store antall lunde som fløy sørover og forbi Bleiksøy.

Selv om havhest var den vanligste arten utenfor Vesterålen, hekker det imidlertid mindre enn 50 par havhest i Norge nord for Røst (og < 20 par på Bleiksøy), slik at de aller fleste fugl som ble observert sannsynligvis var ikke-hekkende. Som karakteristisk er for havhest, holdt de seg et stykke utenfor kysten (sjelden observert nærmere enn 10 n.m. fra land). Gråmåse hekker spredt i hele Vesterålen og Sør-Troms, men den og havhest er ikke blant de artene som er særlig utsatt for oljesøl og blir derfor ikke videre diskutert her.

Detaljene av åpent-hav-dataene fra Bleiksøy er fremdeles under bearbeidelse, men kart over utbredelsen av lunde i juli 1986 og

1987 (**figur 1**) viser at arten samlet seg i flere områder, f.eks. rundt koloniene (inkl. Anda), i ytre delen av Andfjorden og langs kysten av Andøya og i et område ca. 50 n.m. nord for Bleiksøy. Tidligere i sesongen (april 1986, mai 1987) var lunde også vanlig på Sveinsgrunnen lenger nordøst, men det synes som om dette området var mindre attraktivt senere på sommeren, sannsynligvis pga. endringer i næringsforholdene.

I motsetning til lunde var krykkje (**figur 2**) mer spredt over havområdet utenfor Bleiksøy, muligens fordi næringen deres ikke er konsentrert i bestemte områder i samme grad som for lunde.

Tettheten av fugl (**tabell 2**) varierte gjennom sesongen og var størst hos både krykkje og havhest i april/mai begge årene. Hos lunde var den størst i april 1986, men viste ikke samme sesongvariasjon som hos krykkje og havhest (**tabell 2**).

På grunn av stort arbeidspress på Norges fiskerihøgskoles data-tjeneste har det ikke vært mulig å få utarbeidet kart og snitt av de hydrografiske forholdene rundt Bleiksøy. Dermed kan vi ikke relatere forekomstene av de forskjellige artene med oseanografien i området. Utbredelseskartene viser imidlertid en ujevn fordeling langs transektene (f.eks. **figur 1** og **2**), noe som kan skyldes en tilsvarende variasjon i hydrografiske forhold og/eller mengde byttedyr.

Tabell 2. Antall individer (A) og tetthet (T/km²) av de vanligste sjøfugl observert utenfor Bleiksøy (i områdene i figur 1 og 2) og arealet dekket av toktene i april og juli 1986 og mai, juni og juli 1987. - Number (A) and density (T/km²) of birds off Bleiksøy and the area covered by the transects in April and July 1986, and May, June and July 1987.

Art-Species	1986				1987					
	april		juli		mai		juni		juli	
	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T
Krykkje	374	3,1	450	1,9	1645	7,5	248	2,4	288	1,4
Lunde	985	8,2	834	3,5	496	2,3	282	2,7	1020	4,9
Lomvi/Alke	115	0,9	74	0,3	62	0,3	21	0,2	43	0,2
Havhest	1175	9,8	540	2,2	982	4,5	282	2,7	588	2,8
Havsule	8	0,1	31	0,1	20	0,1	6	0,1	57	0,3
Areal km ² Area	120,4		239,7		218,3		103,4		209,9	

5.2.1 Næringsøk

I tillegg til kartlegging av fugl på sjøen undersøkte vi flyveretningen til lunde som kom inn til øya med mat fra land. Fra et utkikspunkt høyt oppe på øya delte vi opp horisonten i sektorer (ved å bruke faste punkter i sjøen - staker, bøyer, skjær o.l.), og talte antall fugl som ble observert flygende inn mot øya pr. tidsenhet i hver sektor. Metoden er grov, men det kunne likevel konstateres at hovednæringsområdet var i sektorene nordvest for øya. Fordelen med metoden er at den er billig og lite ressurskrevende i forhold til bruk av båt. At lunde brukte denne delen av havet til matleting ble bekreftet ved senere båtobservasjoner av flokker av beitende lundefugl ca. 50 n.m. nordvest av Bleiksøy.

5.3 Næringsvalg og hekkesuksess

Hoveddelen av prosjektet var imidlertid undersøkelsen av hekkesuksess og næringsvalg hos de enkelte artene. I 1986 varte felt-sesongen hele hekkeperioden, men på grunn av begrensede driftsmidler ble øya kun besøkt i korte perioder i 1985, 1987 og 1988, slik at det ikke var mulig å undersøke vekst og overlevelse av ungene like grundig som i 1986.

Veksten hos krykkje- og toppskarvunger var god i 1986 (**figur 3**), og det var ingen tegn til dårlig vekst i noen av de øvrige årene. Hekkesuksess hos krykkje (målt i 100 kontrollreir) var i gjennomsnitt 1,2 unger/reir i 1986, noe som er svært høyt (Barrett 1989). Det generelle inntrykket var at krykkje hadde god ungeproduksjon gjennom hele prosjektperioden.

Hekkesuksessen hos toppskarv er vanskeligere å dokumentere på grunn av en spredt og lang hekkesesong. I 1987 ble 126 unger telt i 103 reir, og i 1988 61 unger i 82 reir, som gir et gjennomsnitt på hhv. 1,2 og 0,7 unger/reir. Dette er lavt i forhold til resultater fra f.eks. Hornøya (ca. 2 unger/reir i 1983, Barrett et al. 1986).

Hos lunde derimot varierte veksten mye fra år til år (**figur 4**). I 1986 var vektutvikling av unger av kjent alder svært dårlig og dette førte til 100 % dødelighet. I 1987 var veksten også dårlig, men en kontroll i august viste at nærmere 60 % av ungene hadde overlevd. Noen var fremdeles i live i september og ble fanget da de forlot reiret etter en uvanlig lang vekstperiode (> 60 d mot normalt 40-45 d). Vekten var imidlertid langt lavere enn normalt (**figur 4**), og ungene hadde fremdeles rester av dundrakt. Sjansen for at de har overlevd må derfor regnes som svært liten. Resultate-

ne fra 1985 og 1988 er mer usikre, fordi det foreligger ingen mål av unger av kjent alder. Forholdet mellom vekt og vinglengde for 1985-1988 viser imidlertid at veksten i 1985 og 1988 var betydelig bedre enn i 1986 og 1987 (**figur 5**), og vi antar derfor at hekkesuksessen var tilsvarende god.

5.3.1 Næring og næringsøk

Krykkje hadde en variert diett, men spiste i alle tre årene hovedsakelig nordlig lysprikkfisk *Benthosema glacialis*, men også krepsdyr, særlig amfipoden *Parathemisto* og krill var vanlig i 1987 (**figur 6**).

Hos toppskarv ble rester av torskefisk (sannsynligvis sei *Pollachius virens*) og børstemark *Nereis virens* funnet i de fleste gulpebolle- ne. Tobis *Ammodytes* sp. og ulke *Myoxocephalus scorpius* var også hyppige blant byttedyrene (Barrett et al. 1990) (**figur 7**). Det var liten variasjon i diett-sammensetning gjennom sesongen. Ved bruk av enkle dybdemålere (Burger & Wilson 1988) var det mulig å dokumentere at toppskarvene hentet mat fra 30-60 meters dyp. For å finne tilsvarende dybder utenfor Bleiksøy må de ha fløyet minst 2-4 km.

Det var ingen tegn til næringsbegrenset vekst og overlevelse hos krykkje- og toppskarvunger, men lundeunger hadde tydelige problemer både i 1986 og 1987 (Barrett & Rikardsen in prep.). I 1985 og 1988 var sild *Clupea harengus* og sei de vanligste byttedyrene som ble brakt inn til lundeungene, mens variasjonen i dietten var betydelig større i 1986 og 1987, med innblanding av en rekke arter, som f.eks. tobis, reker *Pandalus* sp., blekksprut *Gonatus fabricii*, og yngel av hyse *Melanogrammus aeglefinus* og uer *Sebastes* sp. (**figur 8**). Størrelsen på byttedyr og vekt av næringsporsjonene varierte også både fra sesong til sesong, og innen sesongene (**figur 9, tabell 3**).

Hvor ofte de voksne kom inn med mat til ungene, varierte fra år til år og også innen sesongen. Dette medførte at mengde mat som ble brakt inn til lundeungene i løpet av ett døgn, varierte sterkt. Laveste verdiene var for juli 1986 og 1987, med en betydelig økning i august 1987. Samme mønsteret ble også observert i 1982 (**tabell 4**).

Nedgangen i antall matinger pr. døgn i løpet av juli 1986 og 1987 antyder at lundene trengte lengre tid å finne mat, muligens fordi de måtte lete over større havområder. Økningen i august 1987, da det var et større innslag av hyse i næringsprøvene, kan skyldes at de fant hyse nærmere land.

Tabell 3. Næringsporsjonenes størrelse (V = gjns. porsjonsvekt, A = gjns. antall byttedyr/porsjon) hos lunde på Bleiksøy, 1985-88 (N = antall prøver). - The size of Puffin food loads (V = mean wt, A = mean no. of prey items/load, N = sample size) on Bleiksøy, 1985-88.

Dato - Date	1985			1986			1987			1988		
	V	A	N	V	A	N	V	A	N	V	A	N
30/6-4/7				4,2	8,6	14						
5-9/7	8,9	8,5	8	6,7	6,1	13	5,9	22,0	20	8,6	20,2	20
10-14/7				3,8	7,6	5						
15-19/7	9,8	13,2	17	4,9	13,9	25						
20-24/7	14,6	9,2	7	5,6	8,3	19						
25-29/7				5,3	9,6	21	6,5	21,3	21			
30/7-3/8							7,2	15,4	24			
4-8/8							8,4	7,0	8			

Tabell 4. Matingsfrekvens og beregnet mengde mat (g) pr. lundeunge pr. døgn tatt inn til Bleiksøy i 1982, 1986 og 1987. - The feeding frequency and daily food consumption of Puffin chicks on Bleiksøy in 1982, 1986, and 1987. (1982 data fra/from Rikardsen 1989).

Dato - Date	Antall matinger pr. døgn No. feeds/day	Gjns. porsj. vekt Mean load wt g	Mengde mat/d Food cons./d g
1982			
3- 4/7	4,2	6	26
9/7	3,3	7	23
15/7	4,0	8	32
30/7	8,2	9	74
1986			
8- 9/7	5,0	6,7	33,5
26-27/7	3,1	5,3	16,4
1987			
6- 7/7	5,3	5,9	31,3
25-26/7	3,8	6,5	24,7
11-12/8	7,4	7,3	54,0

5.3.2 Aktivitetsrytmer

Lunde hadde en tydelig døgnrytme i aktivitet når de matet ungene. Det var en forholdsvis jevn matingsaktivitet fra tidlig om morgenen til utover kvelden, og et markert minimum omkring midnatt. Til sammenligning var aktivitetsrytmen hos lunde på Hornøya, i Øst-Finnmark i 1982 den samme, men seks timer forskjøvet, dvs. med et minimum tidlig på morgenen (**figur 10**).

5.4 Diskusjon

Alkefugl og skarv tilbringer mye tid på sjøen og dykker etter mat, noe som gjør dem svært sårbare for oljesøl (Anker-Nilssen et al. 1988). Denne undersøkelsen har vist at hekkesuksessen hos lundefuglene på Bleiksøy enkelte år er begrenset av næringstilgang og at de bruker et stort havområde rundt hekkeplassen både før og i hekkesesongen (tilsammen ca. 5-6 måneder). Dette betyr at faren for at en del av bestanden kommer i kontakt med et ev. oljeflak er meget stor. I år med begrenset næring kan hekkesesongen bli 3-4 uker lenger enn normalt på grunn av sen vekst hos ungene, noe som vil øke sjansen for ytterligere oljeskade. Dette til forskjell fra f.eks. Hornøya i Øst Finnmark hvor sjøfuglene henter maten sin mye nærmere kolonien, og hvor hekkesesongen er kortere (Furness & Barrett 1985).

Dietten til lunde på Bleiksøy varierte både innen og mellom år. Sjøfugl er som regel opportunist, men foretrekker byttedyr av

en bestemt størrelse og gjerne også med høyt energi-innhold. De er imidlertid ikke avhengige av spesielle arter og spiser det som måtte være tilgjengelig. Vellykket hekking hos lunde på Bleiksøy synes imidlertid å være avhengig av tilstrekkelige forekomster av enten sild eller sei. I 1986 og 1987 var disse artene mindre vanlig og ble forsøkt erstattet av blekksprut, tobis, uer, hyse, men forekomstene var sannsynligvis for små til å gi en normal ungevækst. Dette ligner mye på forholdene rundt koloniene på Røst hvor lunde er avhengig av sild og sei (delvis også tobis) for å få god ungevækst (Røstad 1988, Anker-Nilssen 1989). Undersøkelsene fra Bleiksøy viser imidlertid at lunde, i hvert fall i enkelte år, kan erstatte sild/sei med andre byttedyrarter som kan gi en brukbar hekkesuksess.

Både på Røst og Bleiksøy flyr lunde langt til havs for å finne mat (65 n.m. fra Røst (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990), 50 n.m. fra Bleiksøy). Dette kan tyde på at disse avstandene er omtrent de maksimale lunde er i stand til å fly før de gir opp å mate ungene. Under slike ekstreme forhold vil en ev. miljøforstyrrelse, f.eks. et oljesøl i beiteområdet være avgjørende for årets hekkesuksess. Lunde vil måtte utvide matletingsområdet ytterligere, noe som vil føre til større energiforbruk og mindre næring til ungene, og dermed også økt ungedødelighet. Disse resultatene er i skarp kontrast til resultatene fra Øst-Finnmark gjennom 1980-årene og på Røst i 1989 hvor maten (lodde/tobis i Øst-Finnmark, sild på Røst) var tilgjengelig nær koloniene, og hvor det var både god ungevækst og overlevelse. Også i Storbritannia har flere undersøkelser vist at lunde ofte beiter innen 5-10 n.m. fra koloniene.

Disse resultatene tyder på at når næringstilgangen er dårlig, vil beiteområdet utvides, og dermed også sårbarheten for bestanden økes. Sårbarheten ved oljesøl vil ytterligere økes ved desimering av én eller flere byttedyrarter. Resultatene fra Bleiksøy og fra Røst (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990), viser at lunder, og sannsynligvis også byttedyrene, ofte er konsentrert i begrensede områder, f.eks. langs en front eller langs eggakanten. Det er også rimelig å anta at de samme hydrografiske faktorene som aggregerer føden til sjøfugl også konsentrerer olje i de samme områdene, og dermed også øker faren for at fuglene kommer i kontakt med olje ytterligere.

5.5 Demografisk studie av krykkje og toppskarv (et pilotprosjekt)

Krykkje. To aspekter av krykkjedemografien ble undersøkt: Ved hvilken alder krykkje begynner å hekke, og hvor stor dødeligheten er hos hekkende fugl. I begge undersøkelser ble fargeringer benyttet. I 1985 og 1986 ble hhv. 400 og 600+ krykkjeunger merket med en årsklasse-fargering, og observasjoner av disse i kolonien ble notert påfølgende år. I tillegg ble 21 hekkfugl individmerket med fargeringer i 1986. 18 (86 %) av disse ble sett i 1987 og 13 (72 % av 18) i 1988/89. Disse tallene er lavere enn i tilsvarende undersøkelser fra England og Alaska (75-93 % overlevelse, Coulson & Thomas 1985, Hatch 1987), men dette kan skyldes at for få fugl ble merket i denne undersøkelsen.

Allerede som 2-åringer forsvarte enkelte krykkjer reir-territorier i utkanten av kolonien, og i 1988 ble ca. 10 1985-fugl observert på ferdigbygde reir, men uten at man kunne konstatere egg eller unger. Dette er i samsvar med engelske undersøkelser som viser at krykkjer etablerer seg i kolonien som 2-4 åringer, men at de ikke begynner å hekke før de er 4-5 år gamle (Wooller & Coulson 1977).

Prosjektet viste at den beste tida for å oppdage fargemerkede krykkje er tidlig i sesongen, gjerne før fuglene har lagt egg. Aktiviteten i kolonien er da størst, og fuglene står ofte på reiret. Når de begynner å ruge, er sjansene for å se fargeringer betydelig mindre.

Toppskarv. Dødelighet hos voksne toppskarv ble undersøkt ved individmerking av 19 hekkfugl i 1986. 11 (58 %) ble sett i 1987, og 6 (55 % av 11) i 1988. Toppskarvunger var også merket med årsfarger i 1985, 1986 og 1987, men ingen ble observert senere på reir. En årlig overlevelse av 55-60 % som antyd det her er betydelig lavere enn f.eks. Aebischer's (1986) 75-80 % fra et lengere studie i Storbritannia, men dette kan igjen skyldes at for få fugl ble merket på Bleiksøy. Som hos krykkje var det også lettere å finne fargemerkede voksne toppskarv tidlig i sesongen, før de hadde lagt egg.

Det ble fargemerket få krykkjer og toppskarv i denne undersøkelsen, og mye mindre enn det som er anbefalt i demografiske studier av sjøfugl, og resultatene er følgelig usikre. Men pilotprosjektet viste at metodikken lett kan anvendes, og et større tilsvarende prosjekt er allerede i gang på Hornøya på bakgrunn av disse erfaringene.

5.6 Konklusjon og erfaringer

Dette er første gang at noen har prøvd å kartlegge sjøfugl på sjøen til bestemte tider av året rundt et fuglefjell i Norge. Utviklingen av metodene som ble benyttet, både på sjøen og på EDB-siden, har gitt et meget verdifullt grunnlag for videre studier av sjøfugl på åpent hav. De erfaringer og den ekspertise som man i dag sitter inn med, vil også lett kunne anvendes i fremtidige prosjekter i andre områder langs kysten.

Hvorvidt resultatene fra undersøkelsene rundt Bleiksøy er representative kun for øya eller andre kolonier kan en si lite om. Datagrunnlaget er for dårlig for en slik vurdering. For eksempel antyder døgnvariasjonene i næringsvalg og matingsaktivitet at muligheten for at forskjellige sjøarealer brukes til forskjellige tider på døgnet er tilstede. Dette er også blitt dokumentert hos lomvi, alke og lunde utenfor en engelsk koloni (Webb et al. 1985).

Undersøkelsene på land viste at det var flere faktorer som kunne påvirke utbredelsen av fugl på sjøen. Det var, særlig tidlig i sesongen, store døgnvariasjoner i antall fugl i kolonien, og det var også store forskjeller fra år til år i næringstilgang hos f.eks. lunde, noe som en antar vil påvirke både hekkesuksess og størrelsen på havområdet arten må bruke til næringsøk.

Det var ikke mulig, fra de få tellingene fra båt, å kartfeste en reell utvidelse av lundenes næringsområde under nedgangen i matingsfrekvensen i juli 1986 og 1987. Å avsløre slike detaljer ville ha krevd mye mer toktid enn den vi hadde til rådighet.

5.7 Sammendrag

Modellstudier viser at hvor sjøfugl henter næringen sin, og hvorvidt næringstilgangen begrenser hekkesuksess, er to viktige faktorer i oljevernssammenheng. Disse ble studert i Vesterålen i 1985-88. Serier med tellinger fra båt langs faste transekter utenfor Bleiksøy avdekket at lundefugl måtte fly langt (> 50 n.m.) for å finne mat og at områdene hvor de fant mat var forholdsvis begrenset i omfang i forhold til f.eks. krykkjer som hentet mat over mer spredte områder. Ungevekst og hekkesuksess hos lunde, toppskarv og krykkje ble undersøkt på Bleiksøy. Hos lunde var det klare tegn på at hekkesuksessen var begrenset av næringstilgangen i to av undersøkelsesårene. Ungedødeligheten var 100 % i 1986. I 1987 var den ca. 40 %, men ungene forlot øya etter en usedvanlig lang vekstperiode (> 60 døgn, mot normalt 40-45 døgn). Da var de fremdeles langt under normalvekt, slik at sann-

synligheten for at de overlevde er liten. Hos toppskarv og krykkje var ungevekst og hekkesuksess normale for artene og det var ingen tegn til næringsbegrensninger. Det så ut som at lunde var avhengig av tilstrekkelige forekomster av yngel av sild og sei for en vellykket hekking, noe som uteble i 1986 og 1987. Krykkjas hovednæring var nordlig lysprykkfisk og amfipoder, mens toppskarv spiste torskefisk, tobis og ulke.

Resultatene av undersøkelsen tyder på at når næringstilgangen er dårlig, blir beiteområdene utvidet slik at fuglene må yte det maksimale for å finne nok mat til ungene. Under slike forhold vil sårbarheten for bestanden være stor. En ev. miljøforstyrrelse, som f.eks. ved et oljesøl, vil da kunne være avgjørende for årets hekkesuksess.

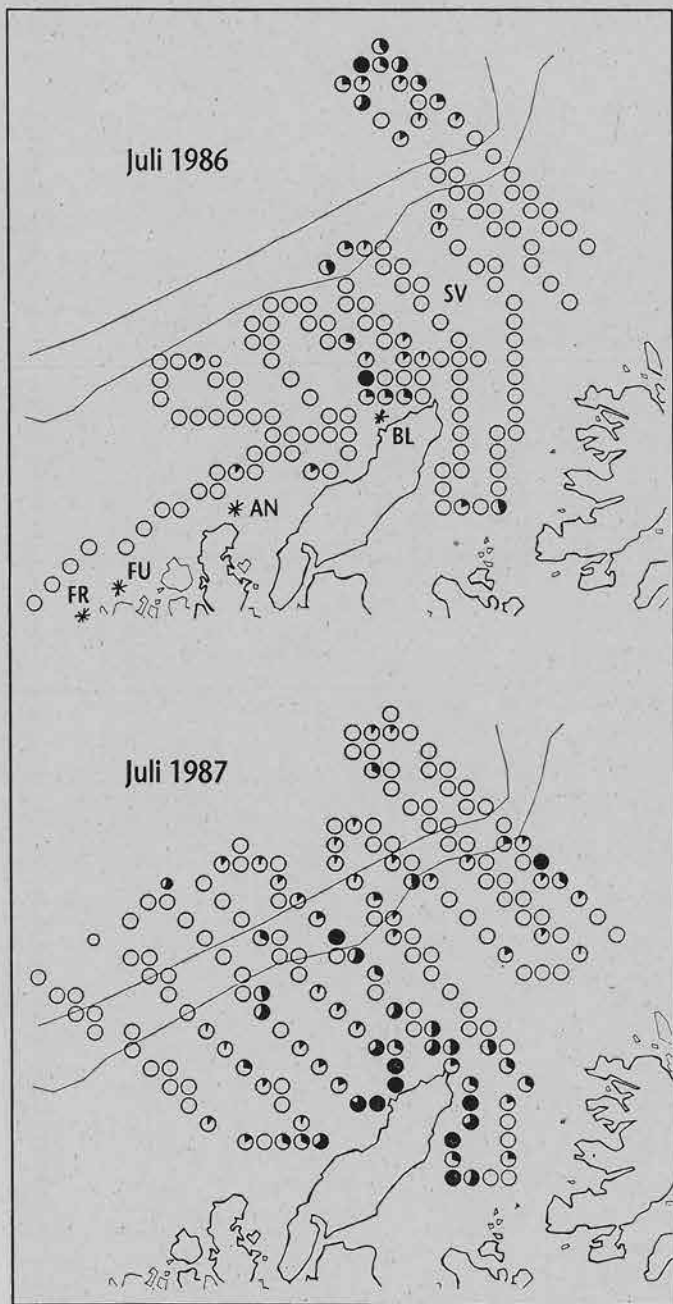
En innledende demografisk studie av krykkje og toppskarv ved bruk av fargeringer viste at metodikken lett kunne anvendes, og et større prosjekt er allerede i gang i Øst-Finnmark på bakgrunn av erfaringer på Bleiksøy.

5.8 Summary - The distribution of seabirds at sea outside a breeding colony, their food and breeding success

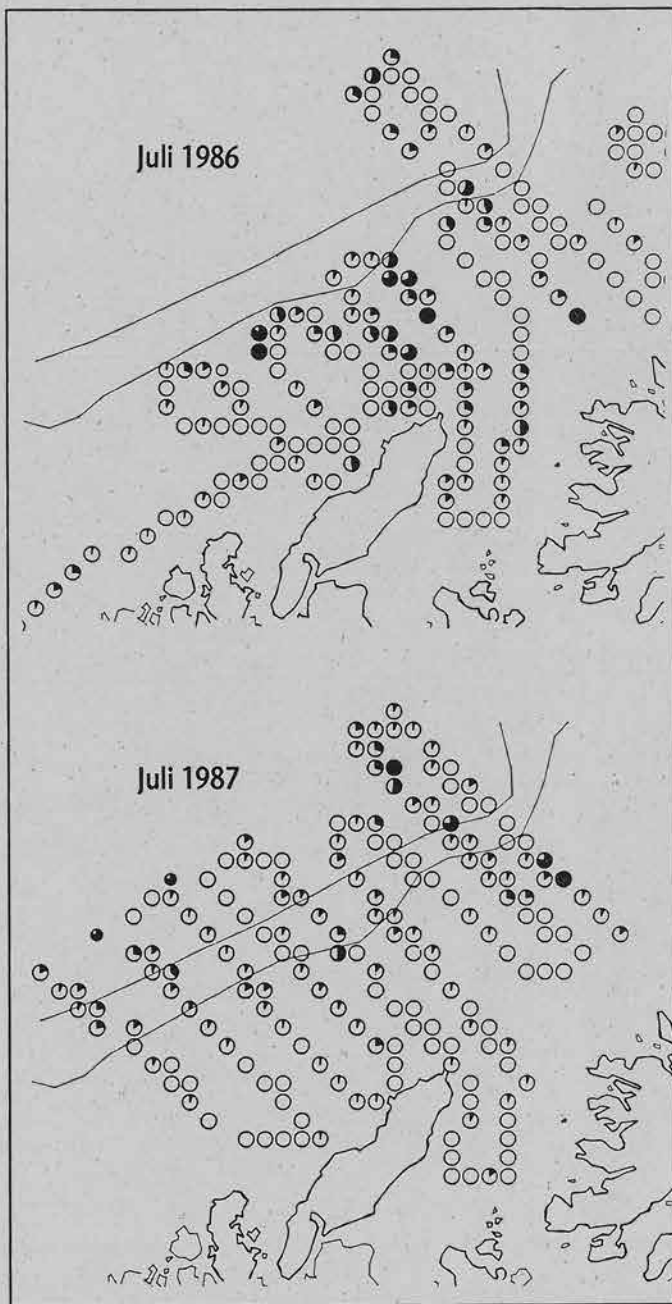
A study of the distribution of seabirds at sea and of the food and breeding success of seabirds was carried out on and around Bleiksøy in Vesterålen in 1985-88. While the growth of chicks and breeding success of Kittiwakes and Shags was average to high, those of the Puffin were severely limited by food availability in 1986 and 1987. All Puffin chicks died of starvation in 1986, and although 60% survived to fledging in 1987, their fledging period was much longer than normal (>60 d vs. 40-45 d) and their fledging weight was very low. Successful breeding of Puffins seemed to depend on the presence of small herring and saithe near the island. In 1986 and 1987, when food was limited for Puffins, their main feeding area was restricted to an area over 50 n.m. NW of the colony and near the maximum limit of their normal feeding range. Shags fed on fry of gadoids, sand eels and cottids while Kittiwakes, which were widely distributed at sea, fed mainly on *Benthosema glacialis* and amphipods.

5.9 Litteratur

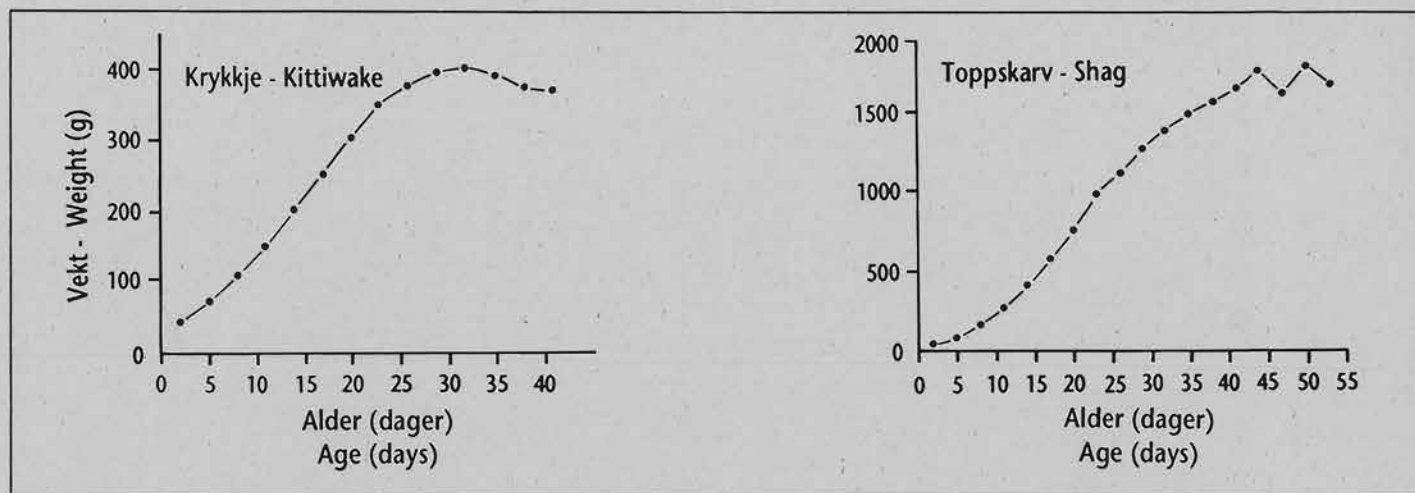
- Aebischer, N.J. 1986. Retrospective investigation of an ecological disaster in the Shag, *Phalacrocorax aristotelis*: a general method based on long-term marking. - J. Anim. Ecol. 55: 613-629.
- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. - Fauna norv. Ser. C., Cinclus 10: 21-38.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway during the breeding season in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. - I Erikstad, K.E., Barrett, R.T. & Mehlum, F., red. What determines the distribution of seabirds at sea? Polar Res. 8: 67-76.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Strann, K.-B. 1988. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl ved petroleumsvirksomhet i Barentshavet sør for 74°30' N. - Viltrapp. 46: 1-98 + vedlegg.
- Barrett, R.T. 1989. The effect of egg harvesting on the growth of chicks and breeding success of the Shag *Phalacrocorax aristotelis* and the Kittiwake *Rissa tridactyla* on Bleiksøy, North Norway. - Ornis Fenn. 66: 117-122.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Rikardsen, F., Valde, K., Røv, N., & Vader, W. 1987. The food, growth and fledging success of Norwegian Puffin chicks *Fratercula arctica* in 1980-1983. - Ornis. Scand. 18: 73-83.
- Barrett, R.T. & Rikardsen, F., under utarb. Chick growth, fledging success and the reproductive effort of Atlantic Puffins *Fratercula arctica* during years of prolonged food stress.
- Barrett, R.T., Røv, N., Loen, J., & Montevecchi, W.A. 1990. Diets of Shags *Phalacrocorax aristotelis* and Cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. - Mar. Ecol. Prog. Ser.
- Barrett, R.T., Strann, K.-B. & Vader, W. 1986. Notes on the eggs and chicks of North Norwegian Shags *Phalacrocorax aristotelis* - Seabird 9: 3-10.
- Burger, A.E. & Wilson, R.P. 1988. Capillary-tube depth gauges for diving animals: an assessment of their accuracy and applicability. - J. Field Ornithol. 59: 345-354.
- Coulson, J.C. & Thomas, C.S. 1985. Changes in the biology of the Kittiwake *Rissa tridactyla*: a 31-year study of a breeding colony. - J. Anim. Ecol. 54: 9-26.
- Furness, R.W. & Barrett, R.T. 1985. The food requirements and ecological relationships of a seabird community in North Norway. - Ornis Scand. 16: 305-313.
- Hatch, S.A. 1987. Productivity and survival of the Black-legged Kittiwake in Alaska. - Pacific Seabird Group Bull. 14: 29.
- Rikardsen, F. 1989. Ernæring og overleving hos lundeunger *Fratercula arctica* på Bleiksøy, Nordland. - Cand. scient. oppgave. Universitetet i Tromsø.
- Røstad, O.W. 1988. Rapport fra Røstprosjektet 1986-1987. - NINA. Upubl. rapp. 22 s.
- Tasker, M.L., Jones, P.H., Dixon, T. & Blake, B.F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. - Auk 101: 567-577.
- Webb, A., Tasker, M.L. & Greenstreet, S.P.R. 1985. The distribution of guillemots (*Uria aalge*), razorbills (*Alca torda*) and puffins (*Fratercula arctica*) at sea around Flamborough Head, June 1984. - Seabirds at Sea Int. Rep., Aberdeen. 19 s. + vedlegg.
- Wooller, R.D. & Coulson, J.C. 1977. Factors affecting the age of first breeding of the Kittiwake *Rissa tridactyla*. - Ibis 119: 339-349.



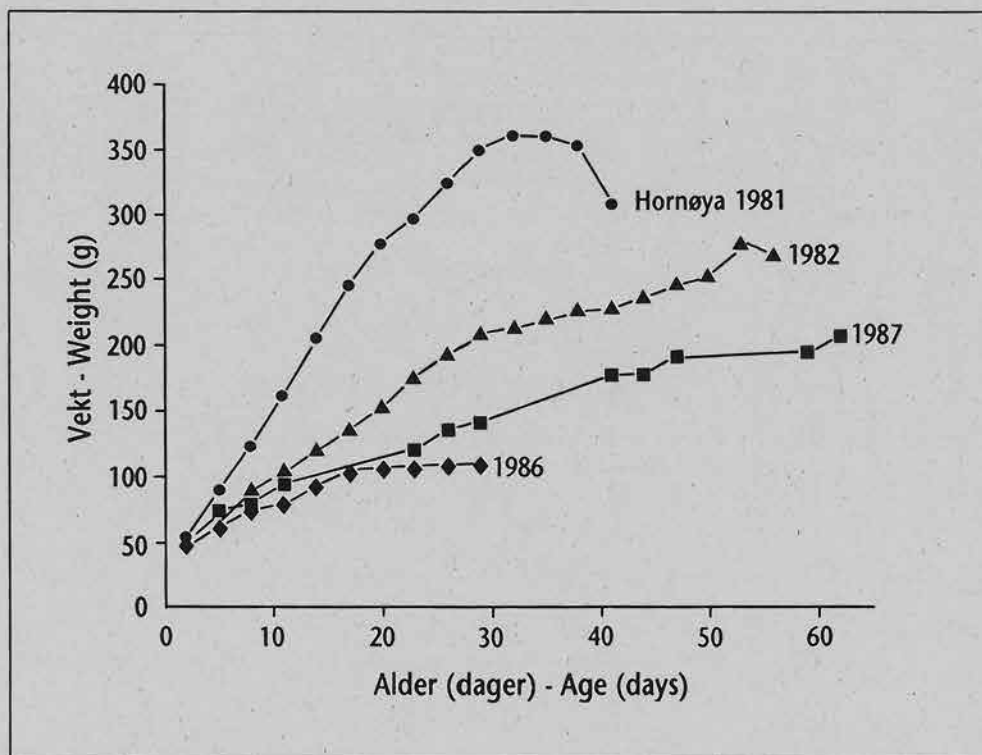
Figur 1
 Utbredelse av beitende lundefugl på sjøen utenfor Bleiksøy i juli 1986 og juli 1987. - Distribution of Puffins on the water (i.e. feeding) off Bleiksøy in July 1986 and July 1987. (Fylte sirkler/ Filled circles = 5 fugler-birds/km², BL = Bleiksøy, AN = Anda, FU = Fugløyen, FR = Frugga, SV = Sveinsgrunnen).



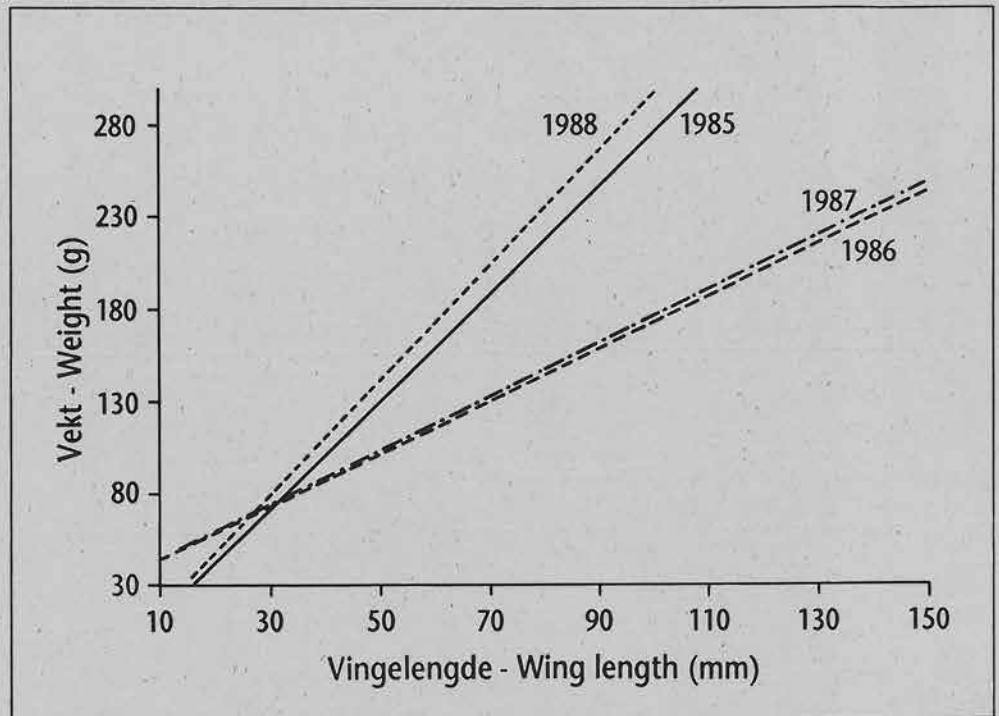
Figur 2
 Utbredelse av krykkje utenfor Bleiksøy i juli 1986 og juli 1987. - Distribution of Kittiwakes off Bleiksøy in July 1986 and July 1987. (Fylte sirkler/ Filled circles = 15 fugler-birds/km²).



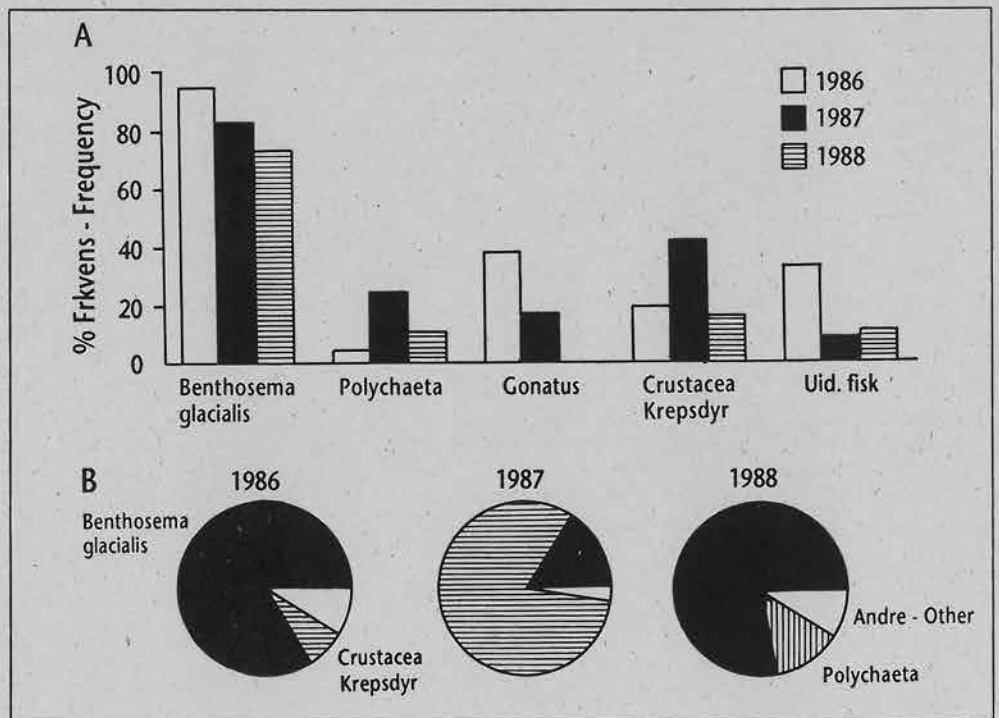
Figur 3
Vekt av krykkje- og toppskarvunger i forhold til alder på Bleiksøy i 1986. - Growth curves of Kittiwake and Shag chicks on Bleiksøy in 1986.



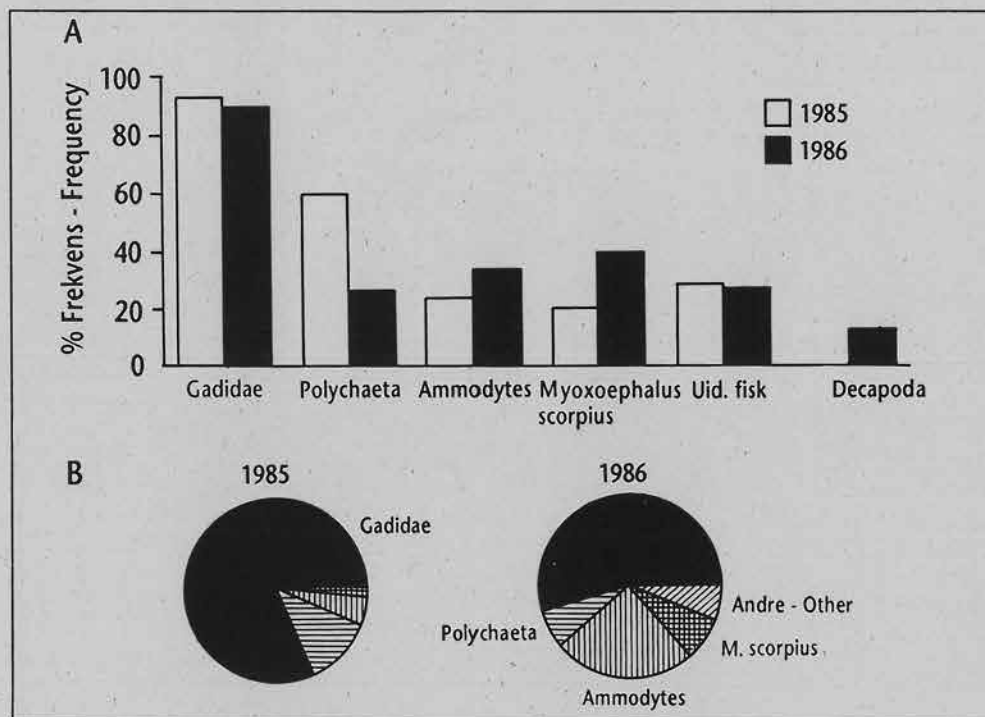
Figur 4
Vekt av lundeunger i forhold til alder på Bleiksøy i 1982 (fra Rikardsen 1988), 1986 og 1987 sammenlignet med Hornøya 1981. - Growth curves of Puffin chicks on Bleiksøy in 1982 (from Rikardsen 1988), 1986 and 1987 compared to Hornøya 1981.



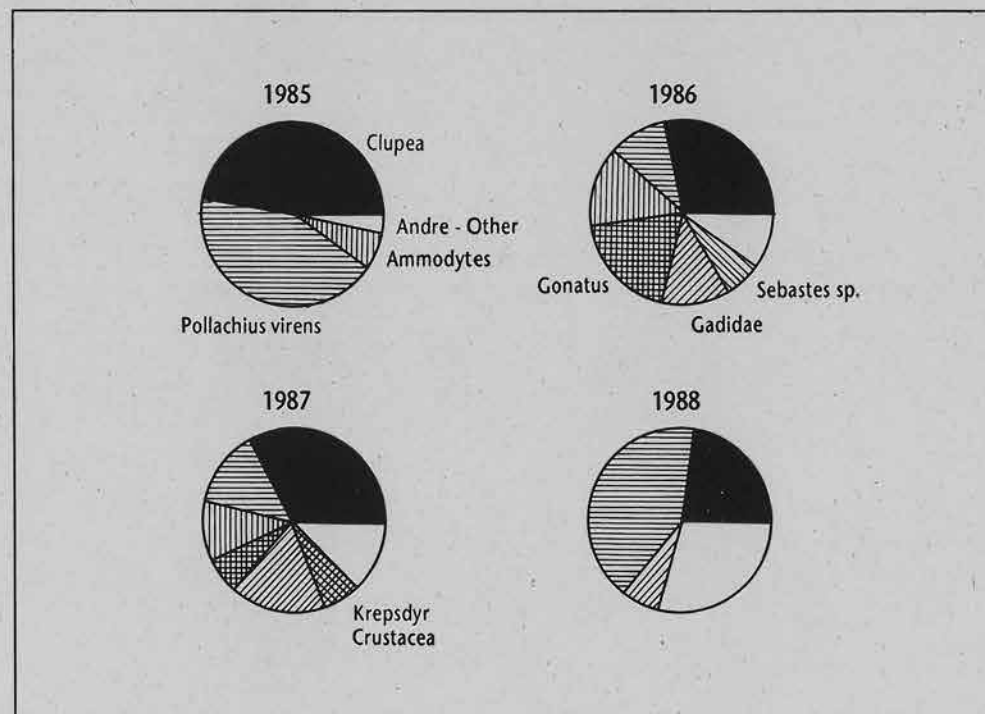
Figur 5
Forholdet mellom vekt og vingelengde hos lundeunger på Bleiksøy i 1985-88 ($r^2=79.9-92.6$). - The relationship between weight and wing length of Puffin chicks on Bleiksøy 1985-88.



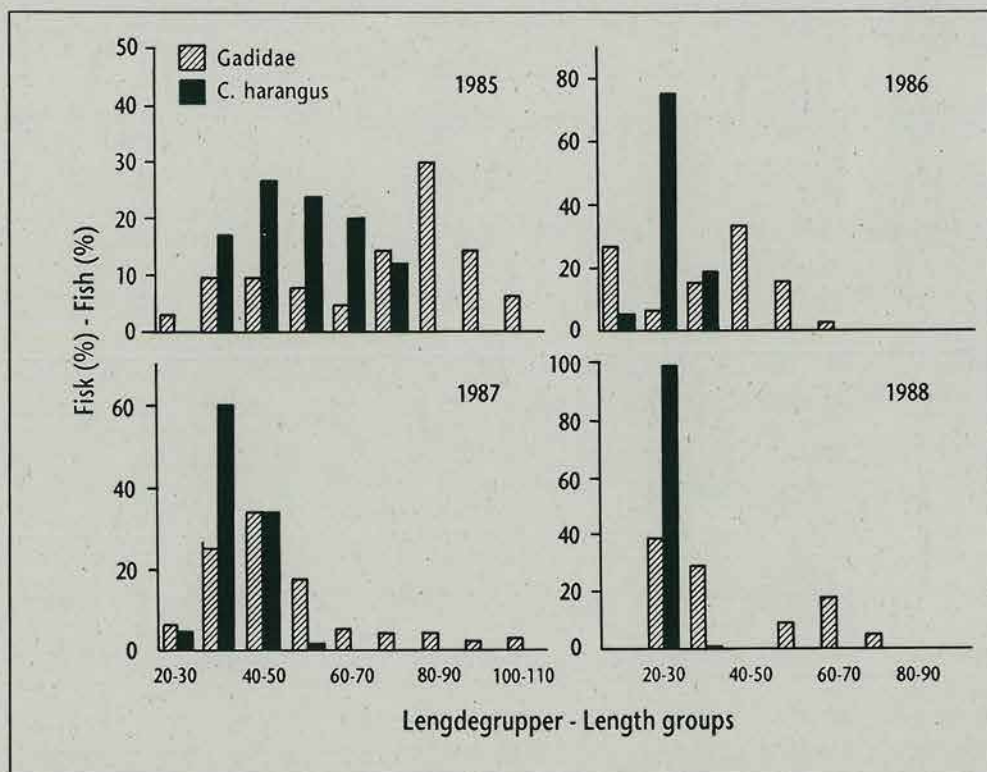
Figur 6
Fordelingen av de viktigste byttedyrartene for krykkje på Bleiksøy i 1986-88. A = % av prøvene med hver art, B = % fordeling av antall i alle prøvene. - The % frequency of occurrence and % numerical frequency of the most important food items regurgitated by Kittiwake adults and chicks on Bleiksøy in 1986-88.

**Figur 7**

Fordelingen av de viktigste byttedyrartene funnet i gulpeboller hos toppskarv på Bleiksøy i 1985-86. A = % av prøvene med hver art, B = % fordeling av antall i alle prøvene. - The % frequency of occurrence and % numerical frequency of the most important food items found in pellets regurgitated by Shags on Bleiksøy in 1985-86.

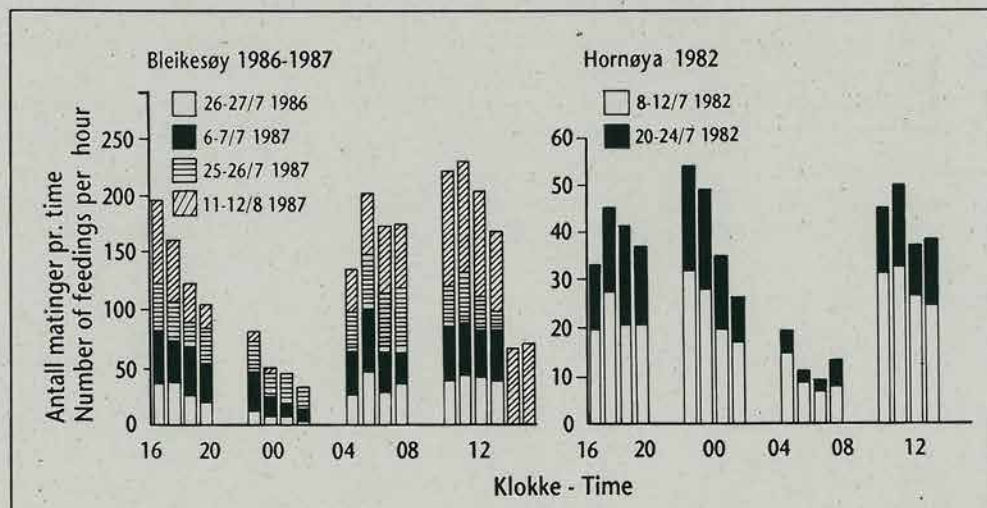
**Figur 8**

Fordelingen av de viktigste byttedyrartene for lunde på Bleiksøy i 1985-88, som % fordeling av vekt i alle prøvene. - The % frequency by weight of the most important food items collected from adult Puffins on Bleiksøy in 1985-88.



Figur 9

Størrelsesfordeling av torskfisk og sild fanget av lunde på Bleiksøy i 1985-88. - Size frequency distribution of Gadidae and herring caught by Puffins on Bleiksøy in 1985-88.



Figur 10

Aktivitetsrytme hos lunde som mater unger på Bleiksøy i 1987 og 1988 sammenlignet med Hornøya 1982. - Diurnal rhythm of feeding activity of adult Puffins on Bleiksøy in 1987-88 and Hornøya in 1982.

6 Effekter av dieselolje- forurensning på naturlig strandengvegetasjon og på spiring og vekst hos *Plantago maritima* (strandkjempe)

Hanne Edvardsen, Institutt for biologi og geologi,
Universitetet i Tromsø, 9000 Tromsø

6.1 Bakgrunn og innledning

Havstrendene ligger i møtesonen mellom de to hoved-økosystemene på jorda, det marine og det terrestre. Både landskaps- og livsformene i denne møtesonen er spesiell. Utforming- en av strendene er ofte resultat av særegne erosjons- og sedi- mentasjonsforhold. De økologiske forholdene er óg spesielle, og strendene befolkes i stor grad av organismer som må kunne tåle store vekslinger i miljøforholdene som rent marine eller rent terrestre organismer ikke kan leve med. Organismene på stranda må kunne tåle daglige oversvømminger eller oversprøytinger med saltvann, fulgt av uttørking eller overrisling av ferskvann. Om vinteren og sommeren er de utsatt for store temperatur- svingninger med neddykking i saltvann rundt 0 °C og tørre- gging ved langt lavere eller høyere temperaturer. Strendene huser derfor organismer som for en stor del er spesielle og spesifikt til- passet livet på havstrendene.

Langs norskekysten er det mange typer eller utforminger av strender. Avgjørende for utformingen og dermed for biologien på strendene er bl.a. geografisk beliggenhet, topografi, substrat- typer (opprinnelse og sammensetning), substratstabilitet, ero- sjons- og sedimentasjonsforhold og sist, men ikke minst salini- tetsforholdene. Disse faktorene er i stor grad bestemmende for den vegetasjonen som forekommer på strendene.

Nord-Norge omfatter vel 45 % av Norges kystlinje. SINTEF har kartlagt kysten av Nord-Norge med tanke på oljevern etter et system basert på Klemsdal (1979, jf. Klokk et al. 1982, 1984). Systemet omfatter sju strandtyper inndelt etter substrat. Denne rent geologiske inndelingen har flere store svakheter når den skal brukes biologisk. Det er forholdsvis liten sammenheng mellom rent substratbaserte strandtyper og vegetasjon. Ei stein-

strand i SINTEF-systemet kan være ustabil og omtrent uten vege- tasjon på en eksponert kyst, eller stabil med strandengvegeta- sjon i en skjermet fjordbotn. Sandstrender og spesielt skjellsand- strender, kan ha sanddyne-, strandeng- eller tangvollvegetasjon, alt etter graden av eksposisjon. Systemet mangler óg en egen plass for tangvoller.

Strandtyper og vegetasjon i Nord-Norge er imidlertid også un- dersøkt og kartlagt på grunnlag av et system bygd på en kombi- nasjon av substrat- og vegetasjonskriterier (Elven & Johansen 1983, Fjelland et al. 1983, Elven et al. 1988a-d). Disse undersø- kelsene som bl.a. har kartlagt botaniske verneverdier, gir også et bedre utgangspunkt for undersøkelser av økologiske konsekven- ser av f.eks. forurensninger på strendene, og den strand- botaniske delen av FOBO-prosjektet bygger bl.a. på erfaringer fra disse undersøkelsene.

Basert på en kombinasjon av substrat- og vegetasjonskriterier har en skilt ut fem grunntyper av havstrender:

- 1 **Leirstrand/strandeng**, inklusive grovere strender som er sta- bilisert av finmateriale.
- 2 **Grus/steinstrand** - ustabil grovmaterialstrand (beveges ved bølgeslag, men uten mulighet for vindtransport).
- 3 **Tangstrand/tangvoll**, med drift/tangrester som substrat. Tangstrand kan forekomme innen alle de andre typene, men har så spesielle økologiske forhold at den botanisk sett be- traktes som en egen hovedtype.
- 4 **Sandstrand/sanddyne** - ustabil finmaterialstrand, med mu- lighet for vindtransport av sand.
- 5 **Bergstrender/strandberg** - stabil grovmaterialstrand, med store blokker som ikke beveges av bølgeslag og berg/sva.

På ytterkysten er grus/steinstrand, bergstrand og delvis sand- strand de mest utbredte typene. Alle disse er óg eksponert og vil være utsatt ved oljeutslipp. Botanisk regnes ikke grus/ steinstrand og sandstrand som spesielt sårbare, i og med at den høyere vegetasjonen her først begynner ovenfor bølgeslagsonen. Bergstrendene kan være vesentlig mer sårbare, især den spesielle lavvegetasjonen her. For denne typen strender finnes foreløpig så lite grunnlagskunnskaper at en undersøkelse av foruren- ningseffekter er vanskelig å gjennomføre. Tangstrand finnes som element innen alle disse typene på ytterkysten, og er sannsynlig- vis den mest utsatte og sårbare delen av disse strandtypene.

I mer beskytta farvann er grus/steinstrander, strandberg og spesielt leirstrand de mest utbredte typene. Av disse må leirstrand regnes som sårbar, og denne er også en type med store vegetasjonsdekte areal i strandsonen.

På bergstrand og grus/steinstrand har vegetasjonen liten direkte virkning på substratet, mens den på sand- og leirstrand har en sterkt stabiliserende virkning. På de sistnevnte typene kan en svekkelse av vegetasjonen lett føre til erosjon og irreversible skader. På sandstrand vil et oljesøl bare nå opp til den stabiliserende vegetasjonen (grasdominerte dynefronten) under spesielt uheldige forhold. Typen vurderes derfor ikke som spesielt sårbar i denne sammenheng. Innen tangstrand er selve substratet så ustabil at en svekkelse av vegetasjonen bare har korttidseffekter.

I vernesammenheng vurderes leirstrand og sandstrand som de mest interessante, både fordi de har den største variasjonen i vegetasjon og flora, og fordi de dekker minst arealer langs kysten. Strandengene hører til de mest produktive og viktige deler av et kyst-økosystem. De er viktige for stabiliseringen av strandlinjen, og utgjør ofte viktige hekke- og beiteområder for fugl. Strandengene produserer betydelige mengder organisk materiale. En ødeleggelse av strandengene vil derfor redusere energistrømmen til og fra tilstøtende biologiske systemer.

Vegetasjonen stabiliserer substratet på finmaterialstrander og hindrer erosjon. Skade eller ødeleggelse av vegetasjonen kan føre til erosjon i substratet og irreversible endringer av strendene. En rask regenerering eller reetablering av vegetasjonen er derfor en forutsetning for at alvorlige forurensinger ikke skal ha langsiktige, ødeleggende effekter.

Havtransportert oljesøl kan gjøre stor skade på vegetasjonen på strender, især på strandenger. Effekten av forurensning vil først og fremst avhenge av konsentrasjonen av og typen olje som forurenser, men også typen strandeng og forurensningstidspunktet har betydning (Baker 1971a, Cowell 1971).

Når et område forurenses, og vegetasjonen drepes, vil revegetering eller etablering av ny vegetasjon i prinsippet kunne skje på to forskjellige måter: a) ved vegetativ vekst inn fra sidene (i det videre kalt gjenvekst) og b) ved ny-etablering fra frø på det ødelagte feltet (i det videre kalt reetablering). Revegetering ved vegetativ vekst er en relativt langsom prosess, især om det skadde arealet er stort (Jittler-Strahlendorff & Neugebohrn 1989). Ved flekkvise skader er vegetativ gjenvekst trolig relativt rask. Ved arealmessig større skader antas reetablering ved frø å være ras-

kere og er sannsynligvis den viktigste prosessen forutsatt at frøspiringen ikke hindres av dødt plantemateriale eller langvarige giftvirkninger i substratet. På denne bakgrunn har vi undersøkt effekten av dieseloljeforurensning på spiring og vekst hos en frøformert art, *Plantago maritima* (strandkjempe), som er blant de første ved reetablering etter naturlige skader.

Revegetering av strandengvegetasjon avhenger også av geografisk beliggenhet fordi klimaet virker inn på biologiske prosesser. Gjenvekst og reetablering vil skje langsommere i nord på grunn av mindre gunstige vekstforhold. Reetableringen hindres ytterligere av at antall og mengde av aktuelle kolonisorer er mindre i nord. I sør er strandengvegetasjonen en blanding av flerårige arter med hovedsaklig vegetativ formering, og kortlevde/ettårige, hovedsaklig frøformerte arter. I nord er det ikke så mange kortlevde, frøformerte arter, og de utgjør normalt bare en mindre del av vegetasjonen. Strandkjempe er den eneste raske strandengkolonisatoren som finnes langs hele kysten. Ut fra dette kan man forvente en langsommere reetablering etter skade på større arealer i nord enn i sør. Revegeteringen vil også være mer avhengig av innvekst av arter med vegetativ formering.

Den strand-botaniske delen av FOBO-prosjektet har vært tredelt, og undersøkelsen omfatter:

- a) Effekter av autodieselolje på naturlig strandengvegetasjon i Nord-Norge.
- b) Frøspiring hos utvalgte strandplanter.
- c) Effekter av autodiesel-forurensning på frøspiring og tidlig vekst hos en utvalgt strandplante, strandkjempe.

Denne rapporten oppsummerer de viktigste resultatene av undersøkelsen, i hovedsak del a og c.

6.2 Virkning av autodieselolje på naturlig strandengvegetasjon

De botaniske feltundersøkelsene startet våren 1986, med forundersøkelser, analysearbeid og forurensning. Feltarbeidet ble avsluttet høsten 1988.

De problemstillingene vi har ønsket å belyse ved feltforsøkene er: a) forurensningseffekten av dieselolje og b) naturlig gjenvekst og reetablering etter forurensning.

6.2.1 Materiale og metoder

Virkningen av eksperimentell forurensning med dieselolje er undersøkt i forskjellige typer strandengvegetasjon på to geografisk og klimatisk forskjellige strandlokalteter i Nord-Norge (figur 1).

Leirbogen på Hamarøy (kartref. M711 1231 II, UTM WR 25 63), er ei smal, vest-vendt vik som ligger nokså skjermet ut mot Vestfjorden (figur 2). Langs dreneringsløpet innover i vika ligger en smal strandengkant som vider seg ut innerst. Lokaliteten er nærmere omtalt hos Elven et al. (1988b, lokalitet 26.13a "Vik ved Bjørnerøya"). Vegetasjonen domineres av flerårige arter med overveiende vegetativ formering (mest gras, starr og siv), men frøformerte arter (mest urter) spiller også en viss rolle. Effekten av dieselolje-forurensning er undersøkt i fire forskjellige strandengsamfunn (figur 3).

Caskilnjårga i Porsanger (kartref. M711 2035 III, UTM MT 30 76), er ei lita, men nokså variert og pent utvikla strandeng som ligger beskytta ut mot Porsangen av et par 2-3 m høye bergkoller (figur 4). Strandenga er den best undersøkte i Nord-Norge (Johansen & Elven 1979, Elven & Johansen 1983, Fjelland 1982). Vegetasjonen domineres av langlevde arter med overveiende vegetativ formering (gras, starr og noen urter) og har et sterkt innslag av arktiske-subarktiske havstrandplanter som *Potentilla egedii* (eskimomure), *Stellaria humifusa* (ishavstjerneblom), *Puccinellia phryganodes* (teppesaltgras) og *Salicornia pojarkovae* (kvitsjøsalturt). På Caskilnjårga er effekten av dieseloljeforurensning i tre forskjellige strandengsamfunn undersøkt (figur 3).

Plantegeografisk ligger forsøksfeltet på Hamarøya i den såkalte mellomboreale sone, suboseanisk seksjon, mens feltet i Porsanger ligger i nordboreal sone, subkontinental seksjon.

I hver vegetasjonstype er i prinsippet mest mulig homogene analyseruter på 1 x 1 m undersøkt. Rutene er påsprayet ren autodieselolje med en sprayflaske som ble holdt like over vegetasjonen. Antall tilsølte ruter i hvert strandengsamfunn varierer mellom 7 og 4 og mengden autodiesel som er brukt mellom 1 og 0,25 l pr. m². Tilsølingene er utført våren 1986, høsten 1986 og høsten 1987, med noen variasjoner mellom områdene. For en nærmere beskrivelse av forsøksoppsett og metoder se Edvardsen (1989).

Autodiesel-olje tilhører gruppen av såkalte lette gass-oljer, dvs. raffinerte oljer med relativt lavt kokepunkt og egenvekt. Generelt er raffinerte oljeprodukter giftigere enn tilsvarende kvanta tungoljer/råoljer. Oljens toksisitet avhenger av fysiske og kjemiske

egenskaper som molekylstørrelse, kokepunkt (for autodiesel 190-350 °C) og konsentrasjonen av umetta forbindelser. Av raffinerte oljeprodukter er dieseloljer antatt å være de giftigste for planter, antagelig fordi de ikke er så flyktige som f.eks. bensin og nafta (Baker 1971b). Noen arter, især i skjermplantefamilien (Apiaceae), er mer motstandsdyktige mot oljeforurensning enn andre. Vår undersøkelse er imidlertid ikke lagt opp med det siktemål å teste responsen på oljeforurensning hos ulike arter.

En modifisert utgave av punktfrekvensmetoden (Levy & Madden 1933, Goodall 1952, 1953, se også Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) er benytta ved undersøkelsen av analyserutene. Metoden forutsetter faste analyseflater. En analyseramme med regulerbare ben og inndelt i 100 småruter, plasseres over vegetasjonen. Krysningpunktet mellom smårutene i analyseramma projiseres ned på vegetasjonen, og den plantedel punktet først treffer, bestemmes til art. I tillegg til levende planter er også punkt med døde/visna planter eller naken mark registrert. Forekomsten av arter i 100 punkt pr. analyserute er talt opp. I tillegg til de 81 krysningpunktene mellom smårutene har vi tatt med 19 krysningpunkter mellom selve ramma og trådene.

Registreringene er fortrinnsvis utført to ganger i året, en gang om våren og en om høsten. Med unntak for rutene på Caskilnjårga, våren 1986, ble prøverutene analysert tre ganger i løpet av perioden 1986-87 og to ganger i 1988.

Høsten 1987 ble det ikke foretatt punktfrekvenstillinger. Våren 1987 ble registreringene utført 10 juni, dvs. langt tidligere enn i de andre årene. I 1986 og 1987 ble analyserammen lagt direkte på bakken, oppå vegetasjonen. I 1988 ble en ramme med ben tatt i bruk, slik at rammen kunne heves over vegetasjonen. Det er ikke tatt paralleller av analyserutene, hverken de forurensa eller kontrollene.

Punktfrekvensanalysene gir et godt uttrykk for mengden av de kvantitativt dominerende artene i analyserutene. Arter med mindre enn 10-20 % dekning har imidlertid liten sjanse til å komme med i analysene. For å få et bilde også av de kvantitativt sjeldne artene, og fordelingen av disse i analyserutene, noterte vi derfor forekomsten av arter i samtlige småruter (10 x 10 cm), såkalt smårutefrekvens. Dette ble bare gjort våren og høsten 1988.

Det er tatt jordprøver i de fleste analyserutene. Resultatet av jordanalysene presenteres ikke her, men prøvetakingen har påvirket opptil 16 småruter i enkelte av analyserutene. En oversikt over effekter av olje på strandeng-jord er gitt av Baker (1971d).

6.2.2 Resultater

Resultatet av punktfrekvensmålingene er vist som antall levende planter pr. 100 punkt før og etter forurensning for alle analyserutene i hver vegetasjonstype på begge lokalitetene (**figurene 5 og 6**).

Diselolje virker klart toksisk når den sprayer direkte på plantene. Baker (1971b) har vist at oljen trenger gjennom planenes overflate og kan transporteres både fra rota og opp og fra bladene og ned i rota. Oljen virker generelt nedsettende på plantenes transpirasjon og fotosyntese mens virkningen på respirasjonen varierer med olje- og plantetype. Effekten er tydelig avhengig av mengden, mer olje fører til at en større del av vegetasjonen drepes. En forurensning tilsvarende 1 l autodiesel pr. m² dreper all vegetasjon i de fleste vegetasjonstypene. En forurensning tilsvarende 0,5 l autodiesel pr. m² medfører også store skader, og vegetasjonen i mellom 100 og 80 punkt drepes. Den minste oljemengden, 0,25 l diesel pr. m², dreper mellom 40 og 80 % av skuddene. Den laveste forurensninga gir større variasjon i dødeligheten mellom samfunnstypene.

Mengden dieselolje virker ikke bare inn på dødeligheten, men også på evnen til reetablering og gjenvekst. For revegeteringa er det av stor betydning om vegetasjonen i analyserutene er helt eller bare delvid ødelagt. Gjenveksten går selvsagt raskere i de minst tilsalte rutene, hvor vegetasjonen ikke er helt drept. Nedgangen i antall punkt med levende skudd skyldes hovedsaklig at de dominante artene i de forskjellige vegetasjonstypene er skadd eller drept.

Graden av revegetering i de forurensa rutene varierer både mellom lokalitetene og mellom vegetasjonstypene på lokalitetene. Som vi kunne forvente regenererer vegetasjonen raskere på Hamarøya enn på Caskilnjårga i Porsanger. Dette gjelder for alle sammenlignbare samfunn.

Revegeteringa i de enkelte vegetasjonstypene synes dessuten å avhenge av plasseringa i strandengsoneringa. Vegetasjonen revegeterer raskere i de øvre strandengsamfunnene (øverst i geolitortalen), dvs. i *Festuca rubra*- og *Carex glareosa*-samfunnene, enn i de samfunn som ligger nederst i soneringa. Dette gjelder for begge lokalitetene. De samfunnene som ligger nederst, dvs. *Carex subspathacea*- og *Puccinellia*-samfunnene, synes generelt mer sårbare overfor dieseloljeforurensning. En årsak til dette kan være at vegetasjonen i disse samfunnene ikke er så tett, slik at oljen lettere treffer og dreper de overjordiske skuddene og også lettere trenger ned i jorda og skader røttene. De lavestliggende samfunn er også de mest erosjonsutsatte.

Fra tidligere undersøkelser vet man at vegetasjonen er mer sårbar for oljeforurensning i vekstperioden enn om vinteren (Baker 1971e). Vårt materiale er for sparsomt til at vi kan trekke sikre konklusjoner om at effekten av forurensning varierer i løpet av vekstperioden.

Hvorvidt mengdeforholdet mellom artene forandres eller er det samme under revegeteringa som før forurensning, avhenger bl.a. av om vegetasjonen er helt eller bare delvis drept av forurensningen. Vegetativt formerte arter i rutene vil kunne spre seg raskere enn om de må etablere seg på nytt. En oversikt over registreringene av de ulike artene i samfunnene før og etter forurensning er vist i **figurene 7 og 8**. Figurene omfatter bare de øverste samfunnene, der revegeteringa er kommet lengst. Av kontrollrutene ser vi at artene i samfunnene varierer også under upåvirkede forhold. (Analysemetoden og den praktiske anvendelse av denne, kan også ha påvirket resultatene.) Under normale (upåvirkede) forhold vil nye arter vanligvis ikke etablere seg i rutene. Mengdeforholdene mellom artene i de enkelte rutene kan imidlertid forskyve seg noe. Det er de dominerende artene som gjennomgående går mest tilbake ved forurensning, og det er ikke nødvendigvis de samme artene som raskest reetableres i vegetasjonen. Materialet er imidlertid for spinkelt og metoden antatt for dårlig til at vi kan si noe sikkert om forandringer i det relative mengdeforholdet mellom artene i analyserutene som følge av dieseloljeforurensningen.

Undersøkelsen gir heller ikke grunnlag for å si at noen strandeng-arter er mer sårbare overfor forurensning med dieselolje enn andre. Forurensningen synes mest ødeleggende for de dominante artene som i alle tilfeller er langlevde graminider med overveiende vegetativ formering. Resultatet fra *Carex glareosa*-samfunnet på Hamarøy (**figur 8**), kan tyde på at *Carex glareosa* (grusstarr) er særlig følsom overfor dieselolje-forurensning. *Carex glareosa* har en relativt sterk tilbakegang ved tilsøling, og synes å ha vansker med å reetablere seg. Dette kan være en midlertidig forandring, men vi kan ikke se bort fra en permanent eller i allefall langvarig endring. Tellingene fra Caskilnjårga (**figur 7**) er for få og dårlige, til at vi kan trekke konklusjoner om forandringene i artssammensetninga, men også her synes reetableringa av *Carex glareosa* å gå relativt langsomt.

Smårutefrekvensene fra 1988 gir mer utfyllende informasjon både om antall arter og om fordelingen av artene i analyserutene. I **figurene 9 og 10** er det gjennomsnittlige antall arter i smårutene for hver analyserute vist, fordelt på de enkelte vegetasjonstypene (målinger fra høsten 1988). Ruter med en avvikende sammensetning er markert med en stjerne *. Gjennomsnittlig

antall arter for de 36 smårutene i kanten og for de 16 smårutene i midten av analyserutene er også beregnet og vist på figurene.

Gjennomsnittlig antall arter for hhv. kant- og midtrutene, gir et inntrykk av hvordan rutene er rekolonisert etter forurensninga og fram til høsten 1988. I de forurensa analyserutene er gjennomsnittlig antall arter for kantrutene markert høyere enn i midtrutene. Resultatene viser at revegeteringa i hovedsak skjer ved vegetativ formering/innvekst fra ikke forurensa vegetasjon fra sidene. Revegeteringa i de mest forurensa (1 og 0,5 l diesel pr. m²) analyserutene er svært dårlig i midtrutene, selv etter tre vegetasjonsperioder/år. Den naturlige revegeteringa ved nyinnvandring/etablering av arter går altså svært sakte.

Ved de største forurensningsmengdene, 1 l pr. m², synes også begge artene av saltgress (*Puccinellia*) å være svært sårbare, og ha dårlig evne til revegetering (jf. figurene 9 og 10, som viser at de midterste 16 smårutene ikke er revegetert i det hele tatt etter forurensninger med 1 l diesel pr. m² våren 1986 - markert med 0).

Selv etter to feltesonger lukter det flere steder diesel av jorda når en graver litt i den. Det er usikkert om oljerestene fortsatt er giftige eller hindrer revegetering. Dette kan eventuelt belyses ved reanalysering med noen års mellomrom. Generelt vil nedbrytingen gå langsommere og giftvirkningen forlenges når oljen begravnes i substratet (Baker 1971d).

6.2.3 Oppsummering og diskusjon

- 1) Strandengvegetasjon i Nord-Norge vil påføres meget store og langvarige skader av autodieselolje-forurensninger i størrelsesorden 0,5-1 l pr. m². Forurensninger tilsvarende 0,25 l autodieselolje forårsaker også store skader på strandengvegetasjonen, i form av bortdøen av skudd og planter. Omfanget av skadene er klart avhengig av konsentrasjonene.
- 2) Revegeteringa går raskere på den sørligste lokaliteten, Hamarøya i Nordland, enn på lokaliteten Caskilnjårga i Finnmark. Dette gjelder alle sammenlignbare vegetasjonstyper for de to lokalitetene. Dette indikerer en betydelig klimatisk faktor ved revegetering.
- 3) På begge lokalitetene skjer revegetering raskest i de samfunn som ligger øverst i geolittoralen. Dette er også de samfunn som har flest arter/er mest variert.

4) Revegeteringa går raskest i de minst forurensa analyserutene i alle vegetasjonstyper. Her skjer det også en viss reetablering fra overlevende underjordiske organer.

5) I det lavestliggende *Carex subspathacea*-samfunnet på Hamarøya har vi observert mindre erosjonsskader som følge av oljeforurensningen som ble foretatt høsten 1987. Ellers har vi ikke observert erosjonsskader som følge av at vegetasjonen drepes på slike avgrensa felt i en ellers intakt vegetasjonsmatte som vi har undersøkt.

Resultatet av målingene må vurderes på bakgrunn av begrensningene ved de metodene som er benyttet. Især synes en kritisk vurdering av den modifiserte punktfrekvensmetoden nødvendig for å kunne identifisere begrensningene i materialet. For en nærmere diskusjon av dette se Edvardsen (1989). I tillegg er det også helt klart at forsøket burde vært lagt opp med paralleller og større, homogene analyseflater. Målingene burde vært bedre standardisert, og hver gang med flere analyser pr. rute. I alt tre personer har utført punktfrekvensmålinger i løpet av undersøkelsen. Utført på denne måten må metoden regnes som svært subjektiv.

I utgangspunktet skulle rutene være sammenlignbare, homogene, men for flere samfunn er dette ikke tilfelle. Rutene kan være såvidt forskjellige m.h.p. sammensetning og beliggenhet at en også må ta disse forhold med i betraktningen ved en nærmere analyse. Som en illustrasjon vil vi kort se nærmere på *Carex subspathacea*-samfunnet på Hamarøya.

Samfunnet ligger ytterst i vika, og er det mest eksponerte av samfunnene (figur 3). Vegetasjonen er av såkalt strandkryptype (Elven et al. 1988), en erosjonsutforming av ishavsstarreng som er særlig utbredt i de sørlige deler av Nordland og på ytterkysten. Øverst er *Carex subspathacea*-vegetasjonen slutta, mens de nedre deler av samfunnet ikke har slutta vegetasjon. Samfunnet grenser oppover mot en *Festuca rubra*-*Agrostis stolonifera*-eng, og et par av analyserutene, forurensa med 1 og 0,25 l diesel våren 1986, er plassert helt på grensen mot denne. Resultatet er at gjenvæksten i disse rutene er tydelig begunstiget bl.a. med en kraftig innvekst av *Agrostis stolonifera* (krypkvein). Ser vi på resultatene av oljesølene fra høsten 1987, med hhv. 0,25 og 0,5 l diesel pr. m² (markert med X på figur 11), synes effekten av dette sølet å være større, dvs. med en høyere dødelighet, enn tilsvarende søl ved tidligere forsøk. Begge disse analyserutene ligger imidlertid nederst, helt i kanten mot åpen mark, og markert lavere enn alle de tidligere tilsølte rutene. I disse rutene observert en også begynnende erosjon i substratet i 1988. Resultatet

tatet kan derfor skyldes at den mekaniske påvirkningen her er større enn for rutene som ligger i en ellers intakt vegetasjon lenger opp i soneringen.

Rutene burde også vært analysert med kortere mellomrom, gjennom i allefall en sesong, for å få med variasjonene i artssammensetninga. I tillegg til punktfrekvensanalyser burde en også foreta smårutefrekvensmålinger et par ganger i løpet av sesongen.

6.3 Frøspiring og vekstforsøk hos utvalgte strandplanter

Spireog vekstforsøk ble utført med frø som ble innsamlet på ulike lokaliteter i landsdelen. Forsøk på å få til tilnærmet optimale spirebetingelser og vekst fram til de stadier en ville undersøke, tok lang tid. Forsøkene ble utført fra høsten 1985 til og med våren 1987, på Klimalaboratoriet ved Universitetet i Tromsø. De viktigste resultatene er tidligere oppsummert av Schwenke et al. (1987). Her blir disse kort sammenfattet.

6.3.1 Materiale og metoder

Frø og/eller skudd ble samlet av følgende arter høsten 1985: *Blysmus rufus* (rustsivaks), *Calamagrostis stricta* (småørkvein), *Carex mackenziei* (pølstarr), *C. salina* (fjørestarr), *Eleocharis uniglumis* (fjøresivaks), *Glaux maritima* (strandkryp), *Juncus gerardi* (saltsiv), *Honkenya peploides* (strandarve), *Mertensia maritima* (østersurt), *Plantago maritima* (strandkjempe) og *Puccinellia maritima* (fjøresaltgras). En klarte ikke å få tak i modent frø av dominerende strandengarter såsom *Carex glareosa* (grusstarr) og *C. subspatheacea* (ishavsstarr). Disse ble derfor utelatt fra undersøkelsen.

En rekke metoder ble forsøkt for å finne fram til optimale spirebetingelser for de enkelte artene, under laboratorieforhold:

- Varierende tid med stratifisering fra 0 til 12 uker.
- Stratifisering ved forskjellige temperaturer.
- Nedfrysing ved forskjellige temperaturer før stratifisering.
- Veksling i temperatur gjennom stratifiseringsperioden.
- Forskjellige spiretemperaturer.

Metodene ble anvendt enkeltvis og i flere kombinasjoner.

Virkninger av dieseloljeforurensning på de enkelte fasene i livssyklus ble testet hos noen arter ved å tilsette olje i varierende kon-

sentrasjoner (tilsvarende 0,05, 0,25 og 0,5 l pr. m²) til frø, skudd i vekst og til jorda.

6.3.2 Resultater

De høyeste spireprosentene som ble oppnådd for de enkelte artene, uansett forbehandling, vises i **figur 12**.

Fem arter har såvidt lave spireprosentene (under 20 %) at vi antar at disse hovedsaklig formerer seg vegetativt. Til denne gruppen arter kan vi også føye til *Puccinellia maritima*, som ikke spirte uansett forbehandling, og *Carex glareosa* og *C. subspatheacea*. De fleste artene i denne gruppen er graminider (gras og halvgras) med sterk vegetativ formering med overjordiske (*Puccinellia*) eller underjordiske utløpere (de andre). Fire arter har en såvidt høy spireprosent at vi antar at frø spiller en stor rolle eller er enerådende i formeringen. I tillegg kommer *Mertensia maritima*, med nesten 100 % spiring, men denne er en grusstrand-plante, dvs. den vokser ikke på strandeng. *Plantago maritima* (og *Mertensia*) formerer seg bare med frø, mens de andre også formerer seg med underjordiske utløpere. *Juncus gerardi* er en graminid (siv), de andre er urter. Gruppen representerer de potensielle opportunistene i strandengsystemet, spesielt de med to formeringsstrategier.

6.3.3 Oppsummering

Mulighetene for ny-etablering fra frø varierer sterkt, og synes utifra våre begrensede forsøk gjennomgående meget lav for de dominerende graminidene på strandenger. Reetableringa er antatt større for de underordnede, hovedsaklig frøformerte urtene i samme.

6.4 Effekten av autodieselforurensning på spiring og vegetativ vekst av *Plantago maritima* (strandkjempe)

Plantago maritima (**figur 13**) er en flerårig plante med sukkulente, mer eller mindre opprette blad i rosett ved basis. Utviklingen fra frøspiring fram til reproduksjon tar to eller flere år. Arten er en vidt utbredt havstrandsplante og forekommer på de fleste havstrandtyper, også på strandenger. *Plantago maritima* tolererer saline forhold, men er ikke avhengig av dette for normal utvikling. *Plantago maritima* er antatt en av de viktigste strandengplanter,

med hensyn til rask etablering og vekst på vegetasjonsfrie flater i undersøkelsesområdet (Jerling 1982). I oljeforurensningsammenheng er evnen til frøspiring og vegetativ vekst på et oljeforurensa område av interesse mhp. muligheten av å framskynde re-etableringen. Litteraturen viser imidlertid at relativt få undersøkelser av effekter av olje på spiring og vekst er utført på naturlig forekommende strandengplanter (Kierkegaard & Larsson 1979, McCown & Deneke 1973).

Olje kan ha forskjellig virkning på planters vekst (Baker 1971a). Noen arter dør umiddelbart når de utsettes for oljeforurensning, mens andre kan få økt vekst når de utsettes for relativt små mengder eller spesielle komponenter av olje. Årsaken til dette kan være tilførsel av næringsstoffer fra oljen eller fra oljedrept vegetasjon og/eller mikroorganismer i jorden (Baker 1971c). Olje virker ofte nedsettende på plantenes evne til blomster- og frøsetning. Dette er bl.a. påvist hos *Juncus gerardii*, *Festuca rubra* og *Plantago maritima* (Baker 1971f).

6.4.1 Materiale og metoder

Virkninger av forurensning med autodiesel av jorda på frøspiring og vegetativ vekst på *Plantago maritima* ble foretatt ved klimalaboratoriet ved Universitetet i Tromsø våren og sommeren 1988.

Fra tidligere forsøk vet vi at frø som er i direkte kontakt med dieselolje før såing har en markert lavere spireprosent enn frø som forurenses gjennom at dieselolje påføres jorda (**figur 15**). Målsettingen med dette eksperimentet var derfor å undersøke effekten av ulike mengder autodiesel tilsatt vekstmediet/jorda, under tre forskjellige, tidlige stadier av veksten av *Plantago maritima*. To serier med relativt små mengder autodieselolje (serie 1, tilsvarende 0,05, 0,025, 0,01 og 0,005 og Serie 2, tilsvarende 0,075, 0,05 og 0,035 l pr. m²) ble tilsatt jorden i dyrkingskar på 21 x 21 cm. I hvert kar ble det sådd 100 frø og forurensningen av jorden ble foretatt på tre forskjellige tidspunkt: a) ved såing, b) etter en uke og c) 14 dager etter såing. Plantene ble dyrket ved 15 °C, i tillegg hadde vi en kontrollgruppe på fire kar ved 20 °C.

Vekstmediet var sandblandet torv i forholdet 1:2. Alle karene fikk i prinsippet samme behandling m.h.p. lys, gjødsel og vaning. Daglig stell av plantene ble utført av gartnere på klimalaboratoriet. Imidlertid ble karene i varierende grad utsatt for tørkestress, i en periode ca. 14 dager etter den første såingen. Dette medførte en mortalitet i karene på 1-37 % av de spirte frøene. Gjennomgående var mortaliteten rundt 5 % etter dette tørkestresset.

Etter vel en måned ble karene "luket" slik at bare 15 utvalgte planter stod igjen.

Effekten av forurensning ble målt ved:

- 1) Daglige tellinger av antall spirte frø og døde frøplanter i hvert kar de første 30-40 dagene etter såing.
- 2) Jevnlige høydemålinger av 15 utvalgte planter (om mulig) i hvert kar under hele forsøket.
- 3) Måling av produsert biomasse (målt som g/tørrvekt) av de gjenværende (max. 15) plantene i hvert kar ved avslutningen av vekstforsøket etter vel 3 måneder.

En nærmere beskrivelse av forsøkkoppsettet gies i Edvardsen under utarb.

6.4.2 Resultater

Endel resultater av spirings- og vekstforsøkene er vist i **figurene 14 og 15** og i **tabell 1**.

Resultatene av spiringsforsøkene viser at dieselolje tilsatt jorda ved såingstidspunktet virker negativt på spiringsevnen ved at den a) utsetter og b) hemmer spiringen. Graden av spiringshemmingen er klart avhengig av konsentrasjonen av dieseloljeforurensning (**figur 15**). I kontrollene spirer mellom 95 og 80 % av alle frøene. Ved en forurensning tilsvarende 0,05 l pr. m² spirer bare mellom 10-20 % av frøene. Ved den laveste forurensningen på 0,005 l pr. m² spirer vel 50 % av frøene. Normalt spirer 70-80 % av frøene innen en uke. Ved forurensning etter hhv. én og to uker etter såing påvirkes bare de frøene som ennå ikke har spirt.

Resultatene fra biomassemålingene etter avslutta forsøk viser at planter som er dyrket ved 20 °C, uten forurensninger (kontroller), har den høyeste biomassen med gjennomsnittlig 0,2 g/tørrvekt pr. plante (av 60 planter). Planter dyrket ved 15 °C, uten forurensninger (kontroller), har et gjennomsnitt på 0,056 g/tørrvekt pr. plante (av 60 planter). De plantene som har spirt ved 15 °C etter forurensning hhv. ved såing, én uke etter såing og to uker etter såing, har alle nær dobbelt så høy tørrvekt som kontrollene dyrket ved 15 °C. De bakkene som fikk tilført mest dieselolje har også planter med høyest gjennomsnittlig tørrvekt. Ved forurensning ved såing har imidlertid ikke så mange som 15 planter spirt og overlevd ved de høyeste konsentrasjonene (tilsvarende 0,05 og 0,075 l pr. m²).

Tabell 1. Overjordisk biomasse (g tørrvekt) av *Plantago maritima* i forskjellige kar etter behandling med forskjellige konsentrasjoner av dieselolje ved såing (Frø), eller 7 eller 14 d (hhv Frøpl. I og II) etter såing. Høsting foretatt ca. 90 dager etter såing. Plantene tørka 48 timer i tørkeskap før veiing. - Dry weight of *Plantago maritima* following treatment with dieseloil during germination (Frø) or 7 or 14 d after germination (Frøpl. I og II respectively). Kont. = Control. The figures given are mean dry wt. (g) per plant 90 d after sowing.

Forsøk	Ant. planter	Gj.snittlig g tørrvekt
Treatment l per m ²	Sample size	Mean dry wt g per plant
Serie/ Series 1		
Kont. 1 15 °C	15	0,054
Kont. 2 15 °C	15	0,065
Kont. 3 15 °C	15	0,064
Kont. 4 15 °C	15	0,042
Frø 0,05	12	0,125
Frø 0,025	14	0,102
Frø 0,01	15	0,108
Frø 0,005	15	0,100
Frøpl. I 0,05	15	0,103
Frøpl. I 0,025	15	0,103
Frøpl. I 0,01	15	0,069
Frøpl. I 0,005	ødelagt/destroyed	
Frøpl. II 0,05	15	0,075
Frøpl. II 0,025	15	0,062
Frøpl. II 0,01	ødelagt/destroyed	
Frøpl. II 0,005	15	0,133
Serie/ Series 2		
Kont. 1-4 20 °C	60	0,24
Frø 0,075	2	0,009
Frø 0,05	8	0,058
Frø 0,035	15	0,093
Frøpl. I 0,075	14	0,081
Frøpl. I 0,05	13	0,116
Frøpl. I 0,035	14	0,103
Frøpl. II 0,075	15	0,103
Frøpl. II 0,05	15	0,112
Frøpl. II 0,035	15	0,121

6.4.3 Oppsummering

- 1 Forurensning med dieselolje synes ha størst effekt i frøstadiet, noe mindre på skudd i vekst og enda mindre på skudd som har avslutta veksten.
- 2 Dieselolje-forurensning utsetter og hemmer spiringen av *Plantago maritima* og synes også ha betydelig negativ effekt på overlevelsesevnen til frøplantene ved konsentrasjoner større enn 0,05 l pr.m². Spiringshemmingen avhenger av konsentrasjonen.
- 3 Strandplanten *Plantago maritima* synes å ha bedre vegetativ vekst på dieseloljeforurensa jord enn på ikke-forurensa jord.

6.5 Sammendrag

Den botaniske delen av FOBO-prosjektet omfatter feltundersøkelser av dieselolje-forurensning på naturlig strandengvegetasjon og eksperimentelle laboratorie-forsøk for å undersøke effekten av dieselolje-forurensning på frøspiring og tidlig vekst hos *Plantago maritima* (strandkjempe).

I felt er effekten av autodiesel-forurensning i forskjellige typer strandengvegetasjon (såkalt strandengsamfunn) undersøkt på to geografisk og klimatisk forskjellige strandeng-lokaliteter i Nord-Norge (figur 1). Undersøkelsen omfatter tre feltsesonger (1986-88), og effekten av forurensningene er målt ved hjelp av en noe modifisert punktfrekvensmetode.

Feltundersøkelsene viser at autodieselolje i konsentrasjoner på mellom 0,5-1,0 l pr. m² dreper all vegetasjon eller gjør stor skade på denne uavhengig av geografisk lokalisering eller lokalisering i strandengsoneringa. Både skadeomfanget og tempoet i den påfølgende revegeteringa avhenger av mengden av forurensning. Revegeteringa av de forurensa arealene skjer hovedsaklig i form av vegetativ vekst inn fra sidene fra ikke-skadet vegetasjon. Revegeteringa skjer raskere på den sørligste lokaliteten og i de analyserutene som er minst forurensa og ligger øverst i strandengsoneringa.

Eksperimentelt har vi undersøkt effekten av relativt små mengder autodieselolje tilsatt voksemediet, på frøspiring og vekst hos en utvalgt strandplante, *Plantago maritima* (strandkjempe). Forurensningen er påført jorda under tre forskjellige stadier av frøplanteutviklinga h.h.v. ved såingstidspunktet og én og to uker etter såing. Forsøket viser at spreevnen til *Plantago maritima*

nedsettes med nesten 50 % selv ved meget små forurensningsmengder (0,005 l pr. m²). Ved større konsentrasjoner, 0,05 l pr. m² er spirehemningen opptil 80-90 %. Forurensninger med disse relativt lave konsentrasjonene synes ikke å ha betydning for mortaliteten av frøplantene etter spiring. Forsøket viser også at *Plantago maritima* har bedre vegetativ vekst når forurensning skjer etter spiringa og ved konsentrasjoner mindre enn 0,035-0,05 l dieselolje pr. m².

6.6 Summary - The effects of diesel oil pollution on salt-marsh vegetation and on the germination and early growth of *Plantago maritima*

The effect of diesel oil pollution on natural salt-marsh vegetation was investigated at two localities in North Norway (Figur 1) in 1968-1988, and on *Plantago maritima* in the laboratory.

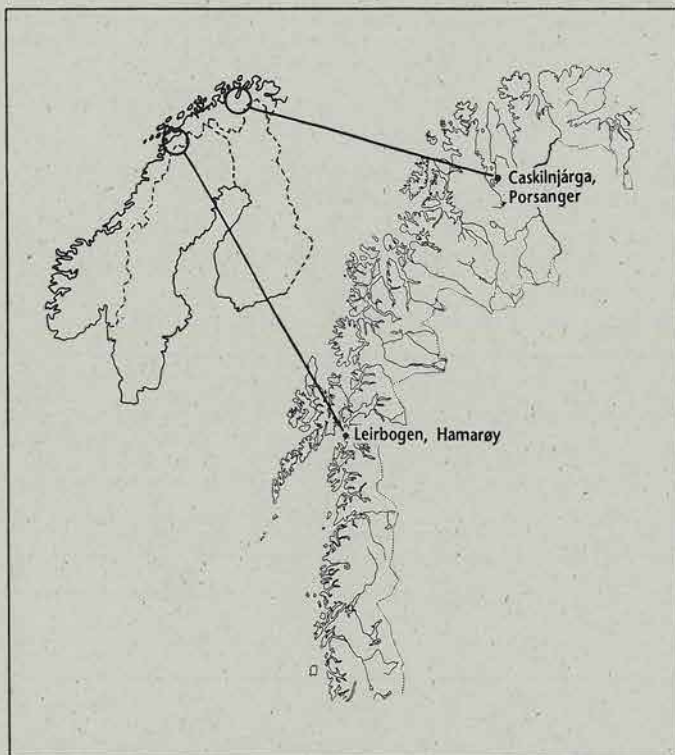
Using a modified point-transect method, the field studies showed that concentrations of diesel oil greater than 0.5-1.0 l m² killed or severely damaged all vegetation at both localities. The degree of damage and the rate of recolonization depended on the level of pollution. The polluted areas were recolonized mainly by vegetative growth in from the edges of undamaged vegetation. Recolonization was fastest at the southernmost locality, in the least polluted areas and in the areas uppermost in the salt-marsh zonation.

The soil in which seeds, and one and two week old seedlings of *Plantago maritima* were planted was polluted with diesel oil of various concentrations (Table 1). The experiments showed that the germination rate of *Plantago maritima* was reduced by nearly 50 % at very small levels of pollution (0,005 l m²), and by 80-90 % at levels of 0,05 l m². These low levels had no apparent effect on the survival of seedlings (Table 1).

6.7 Litteratur

- Baker, J.M. 1971a. Seasonal effects of oil pollution on salt marsh vegetation. - *Oikos* 22: 106-110.
- Baker, J.M. 1971b. The effects of oils on plant physiology. - I Cowell, E.B., red. 1971. Ecological effects of oil pollution. Inst. of Petrol., London.
- Baker, J.M. 1971c. Growth stimulation following oil pollution. - I Cowell, E.B., red. 1971. Ecological effects of oil pollution. Inst. of Petrol., London, s. 72-77.
- Baker, J.M. 1971d. Oil and salt marsh soil. - I Cowell, E.B., red. 1971. Ecological effects of oil pollution. Inst. of Petrol., London, s. 62-71.
- Baker, J.M. 1971e. Seasonal effects. - I Cowell, E.B., red. 1971. I Ecological effects of oil pollution. Inst. of Petrol., London, s. 44-51.
- Baker, J.M. 1971f. The effects of a single oil spillage. - I Cowell, E.B., red. 1971. Ecological effects of oil pollution. Inst. of Petrol., London, s.16-20.
- Cowell, E.B., red. 1971. Ecological effects of oil pollution. - Institute of Petroleum, London.
- Edwardsen, H. 1989. Virkning av dieselolje på strandengvegetasjon i Nord-Norge. - K. norske Videns. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1989,2: 20-34.
- Edwardsen, H., under utarb. Effects of dieseloil-pollution on the germination and vegetative growth of *Plantago maritima*.
- Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. - Miljøverndep. Rapp. T-541: 1-357.
- Elven, R., Alm, T., Edwardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. & Johansen, V. 1988a. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. A Generell innledning. Beskrivelser for region Sør-Helgeland. - Økoforsk Rapp. 1988,2A: 1-334.
- Elven, R., Alm, T., Edwardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. & Johansen, V. 1988b. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B Beskrivelser for regionene Nord-Helgeland og Salten. - Økoforsk Rapp. 1988,2B: 1-420.
- Elven, R., Alm, T., Edwardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. & Johansen, V. 1988c. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. C Beskrivelser for regionene Ofoten og Lofoten-Vesterålen. - Økoforsk Rapp. 1988,2C: 1-386.
- Elven, R., Alm, T., Edwardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K. & Johansen, V. 1988d. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. D Kriterier og sammendrag. - Økoforsk Rapp. 1988,2D: 1-196.
- Fjelland, M. 1982. Subarktiske strandenger i Finnmark. Økologiske variasjoner som følge av tidevannet og salttoleranse hos utvalgte strandengplanter. - Hovedfagsoppgave, Univ. i Tromsø. Upubl. 165 s.
- Fjelland, M., Elven, R. & Johansen, V. 1983. Botaniske verneverdier på havstrand i Troms. - Miljøverndep. Rapp. T-551: 1-291.
- Goodall, D. W. 1952. Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. - Australian J. Sci. Res. Series B 5: 1-41.

- Goodall, D. W. 1953. Point-quadrat methods for the analysis of vegetation. - Australian J. Botany 1: 457-461.
- Gray, J. S. & Brattegard, T. 1979. Effects of oil on coastal ecosystems. - Om virkninger av oljeforurensning i nordlige farvann, FoH Rapp. 1: 175-201.
- Jerling, L. 1982. Population dynamics of a perennial herb *Plantago maritima* L.) along a distributional gradient - a demographical study. - Dr. gradsavh. Stockholms universitet.
- Jittler-Strahlendorff, M. & Neugebohrn, L. 1989. Untersuchungen zum Einfluss schwerer Verölungen des Deichvorlandes auf die Möglichkeit und Durchführbarkeit schneller Rekultivierungen von Pflanzenbeständen mittels unterschiedlicher Verfahren. - Seevögel: 10,3: 33-40.
- Johansen, V. & Elven, R. 1979. Salturt (*Salicornia*) i Finnmark. - Blyttia 37: 57-68.
- Kierkegaard, A. og Larsson, C.-M. 1979. Effekter av olja på landvegetasjon samt nedbrytning av olja i jord. En litteraturoversikt. - Stockholms Universitet, Botaniska institutionen. Meddelande 79/6.
- Klemsdal, T. 1979. Kyst-, strand- og vindgeomorfologi. - Norsk geogr. Tidsskr. 33: 159-171.
- Klokk, T., Sendstad, E. & Sindre, E. 1982. Kystkartlegging og oljevern i Troms og Finnmark. - SINTEF Rapp. SFT 21 A8 1097: 1-143 + kart.
- Klokk, T., Sindre, E., Sendstad, E., Tømmerås, P., Hoddø, T., Østebrot, A. & Danielsen, A. 1984. Kystkartlegging Nordland. - SINTEF Rapp. SFT 21 A8 4004: 1-216 + kart.
- Levy, E. E. & Madden, E. A. 1933. The point method of pasture analysis. New Zealand Agric. J. 46: 267-279.
- McCown, D.D. og Deneke, F.J. 1973. Plant germination and seedling growth as affected by the presence of crude petroleum. - I: Proceedings of the symposium on the impact of oil resource development on northern plant communities. Inst. Arct. Biol. University of Alaska. Fairbanks. s. 44-51.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology, New York, 547 s.
- Schwenke, J.T., Johansen, B.E. & Elven, R. 1987. FOBOs strandeng/oljeprosjekt. Statusrapport og resultater 1987. - Univ. i Tromsø, Institutt for biologi og geologi. Upubl., 13 s.



Figur 1

Havstrandlokaliteter i Nord-Norge med eksperimentelle dieseloiljesøl. Leirbogen, Hamarøy i Nordland fylke og Caskilnjårga, Porsanger i Finnmark fylke. - Seashore localities in Northern Norway used in diesel oil pollution experiments. Leirbogen, Hamarøy rural district, Nordland county and Caskilnjårga, Porsanger rural district, Finnmark county.



Figur 2

Leirbogen. Oversikt over indre del av strandenga med *Puccinellia maritima*-samfunn. Bildet er tatt mot vest. - Leirbogen. Westward view of the inner parts of the salt marsh with *Puccinellia maritima* vegetation. Foto: Hanne Edvardsen.

a Caskilnjårga, Porsanger, Finnmark

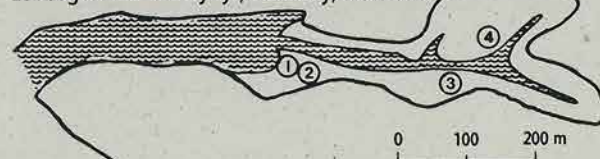


Undersøkte samfunn - Investigated communities

- 1 *Carex subspatacea*-samfunn
- 2 *Festuca-Carex glareosa*-samfunn
- 3 *Puccinellia phryganodes*-samfunn

b

Leirbogen ved Tranøy fyr, Hamarøy, Nordland



Undersøkte samfunn - Investigated communities

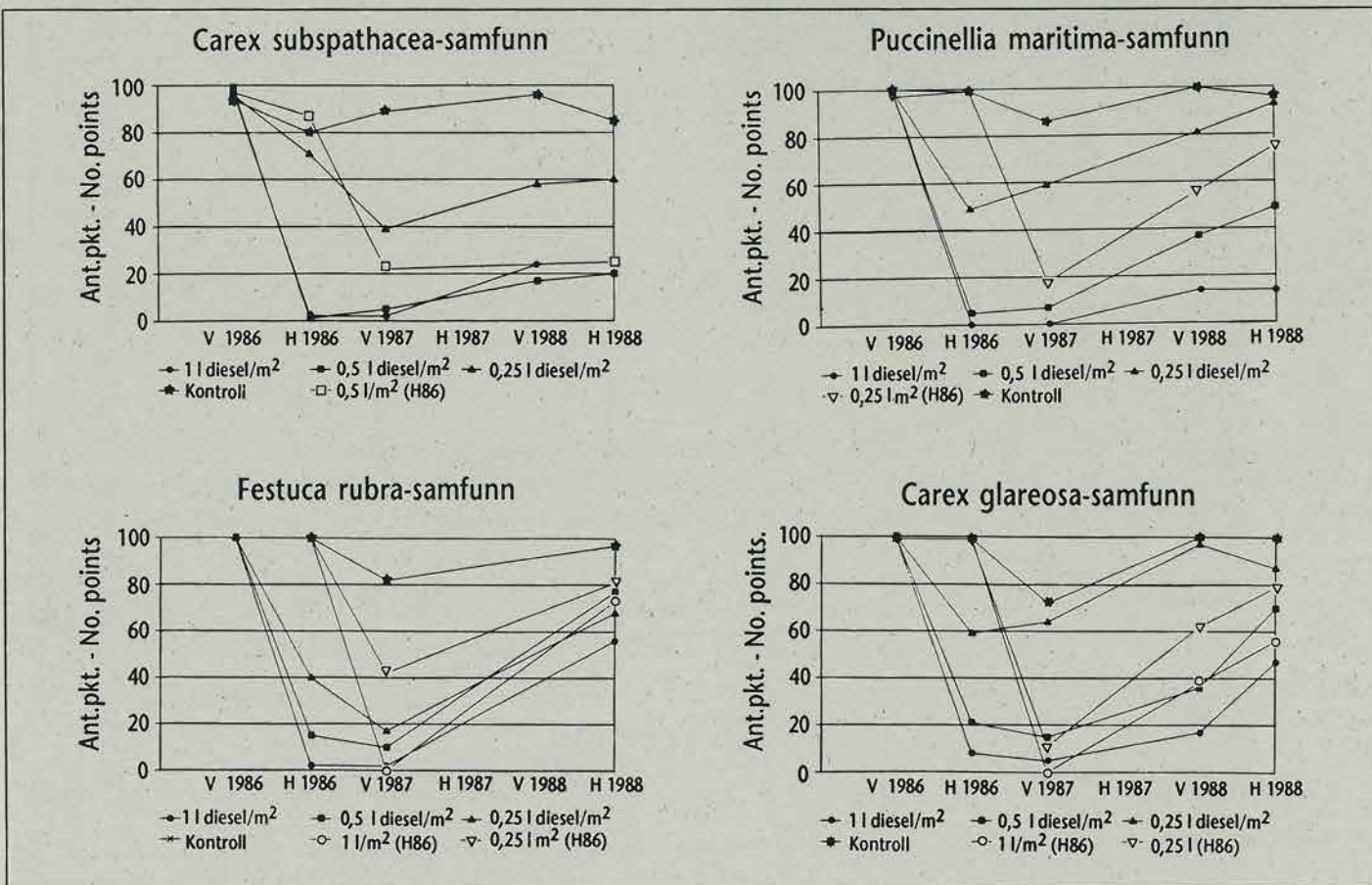
- 1 *Carex subspatacea*-samfunn
- 2 *Carex glareosa*-samfunn
- 3 *Festuca rubra*-samfunn
- 4 *Puccinellia maritima*-samfunn

Figur 3

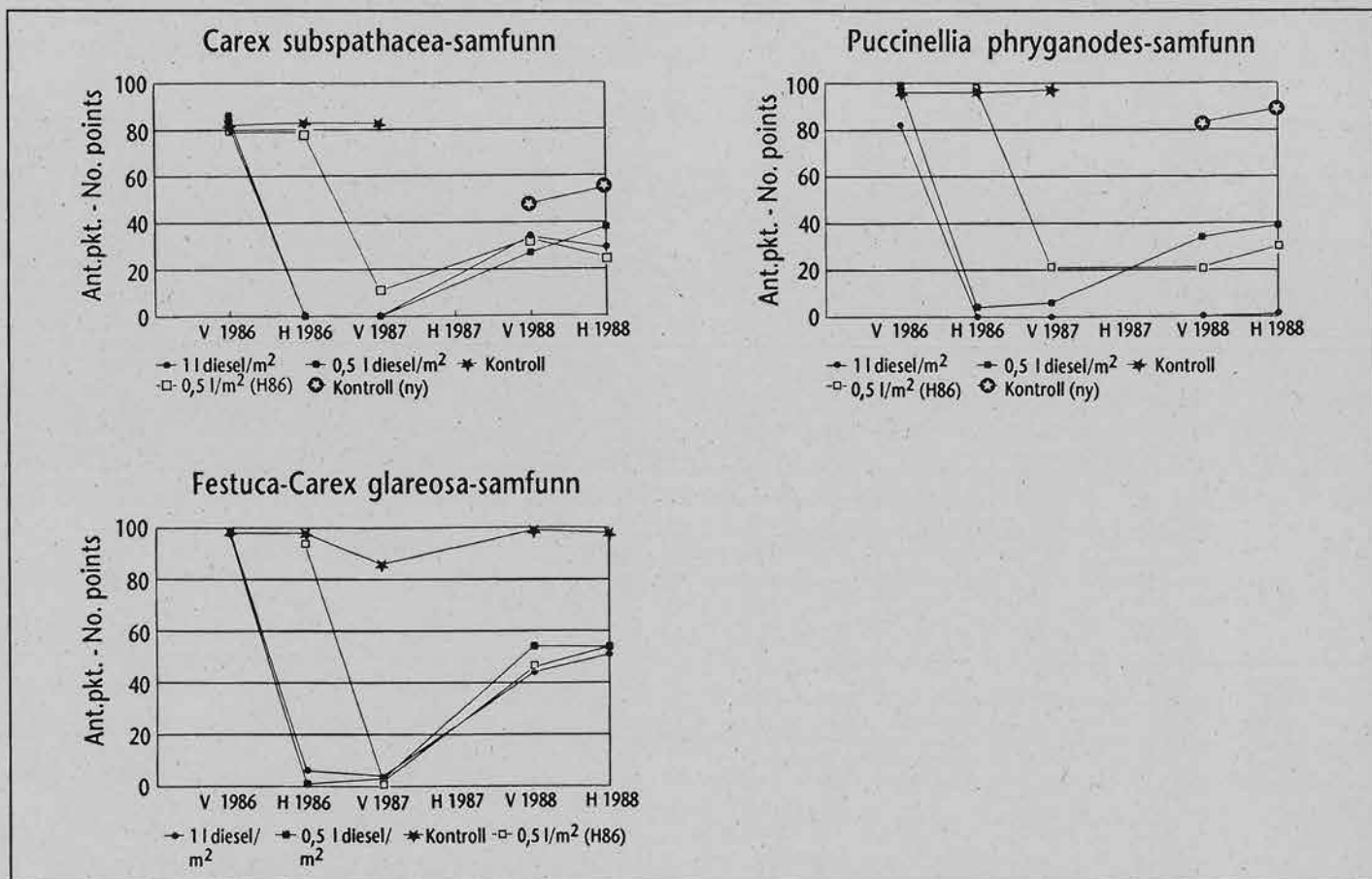
Skisse over lokalitetene med avmerking av undersøkte strandengsamfunn på a) Caskilnjårga og b) Leirbogen. - Sketchmap of the study localities showing the investigated salt marsh communities at a) Caskilnjårga and b) Leirbogen.



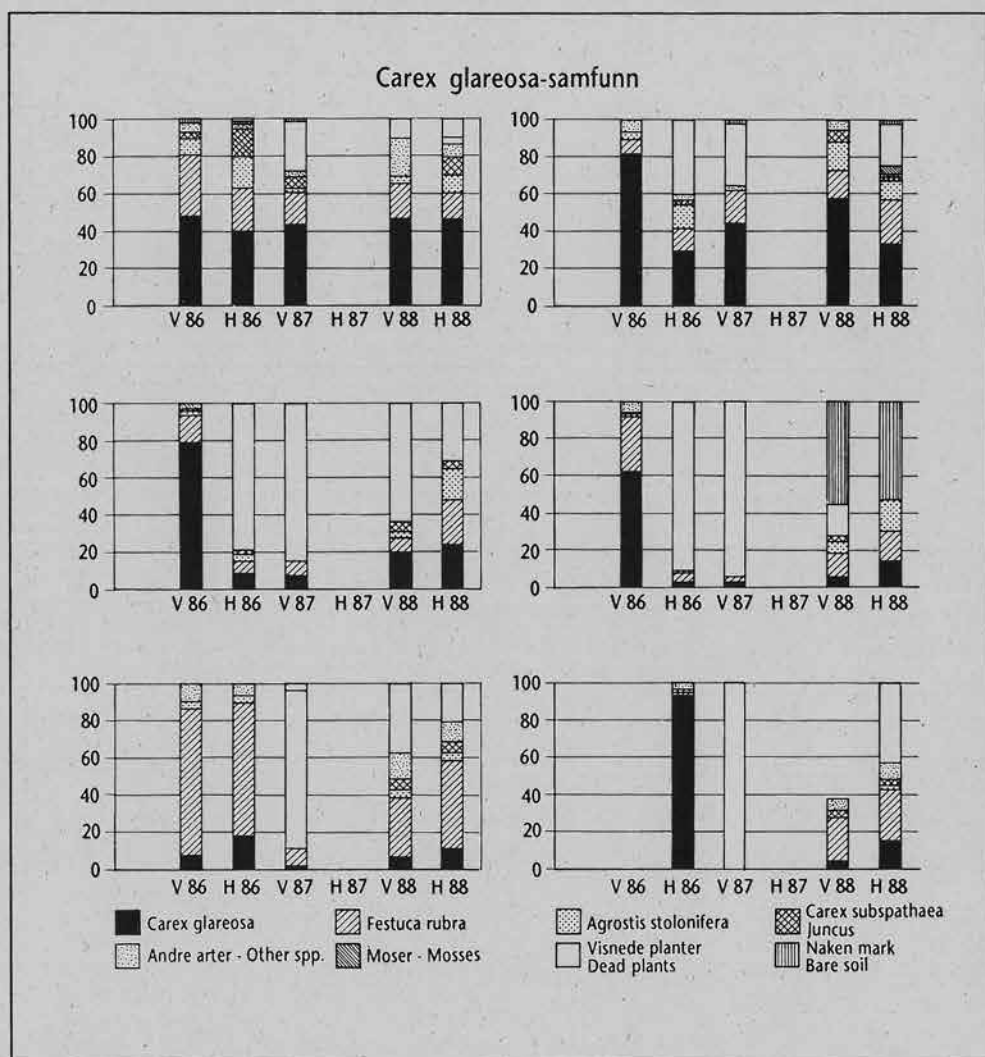
Figur 4
 Cascilnjarga. Oversikt over strandenga mot nord. - Caskilnjarga.
 Northward view of the salt marsh. Foto: Hanne Edvardsen.



Figur 5
 Punktfrekvensanalyser fra fire strandengsamfunn på Leirbogen. Analyseruter forurensa med varierende mengde dieselolje våren og høste, 1986 og reanalysert fram til høsten 1988. - Point-quadrat analyses of four salt marsh communities at Leirbogen polluted with various amounts of diesel oil in spring (V) and autumn (H) 1986 and studied until autumn 1988.



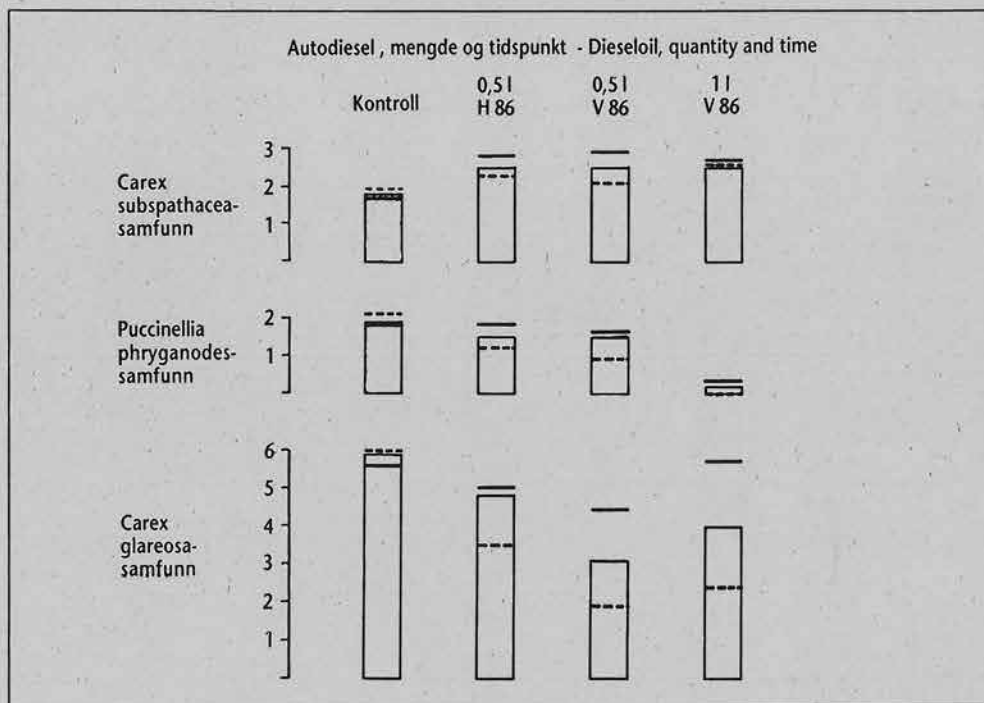
Figur 6
 Punktfrekvensanalyser fra tre strandengsamfunn på Caskilnjårga. Analyseruter forurensa med varierende mengde dieselolje våren og høsten 1986 og reanalysert fram til høsten 1988. - Point-quadrat analyses of three salt marsh communities at Caskilnjårga polluted with different amounts of dieseloil in spring (V) and autumn (H) 1986 and studied until autumn 1988.

**Figur 8**

Fordeling av arter som resultat av punktfrekvensmålinger i seks fastruter i *Carex glareosa*-samfunnet, Leirbogen. - Distribution of species determined in six fixed quadrats (1 x 1 m) in the *Carex glareosa*-vegetation at Leirbogen.

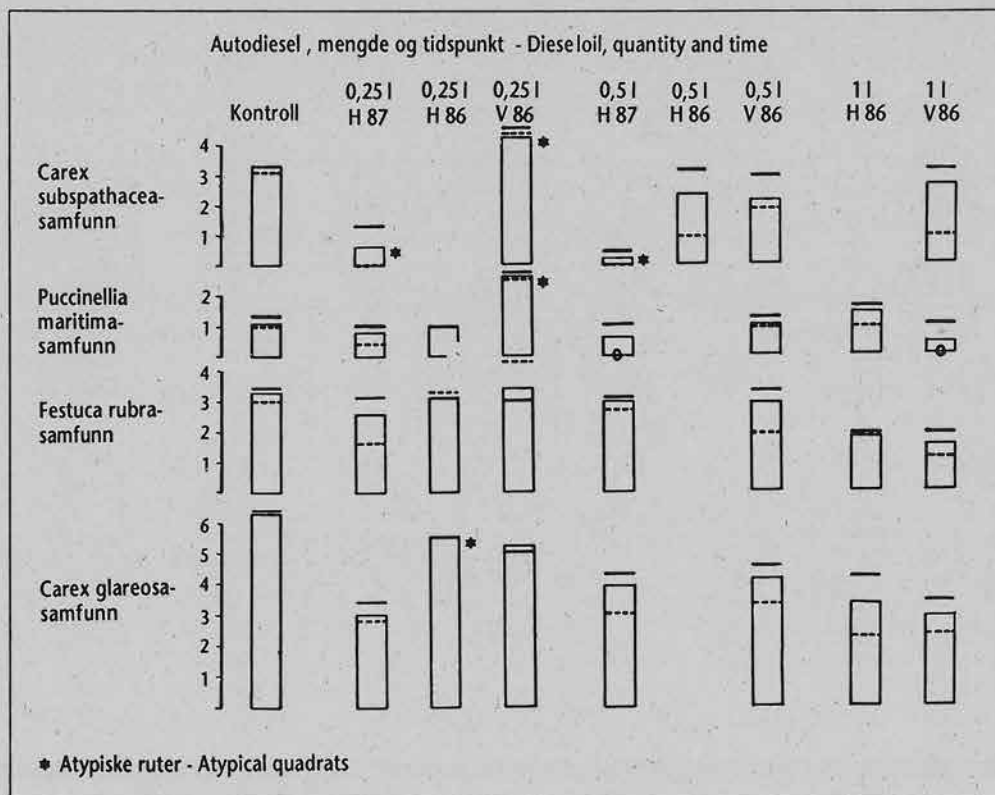
Figur 9

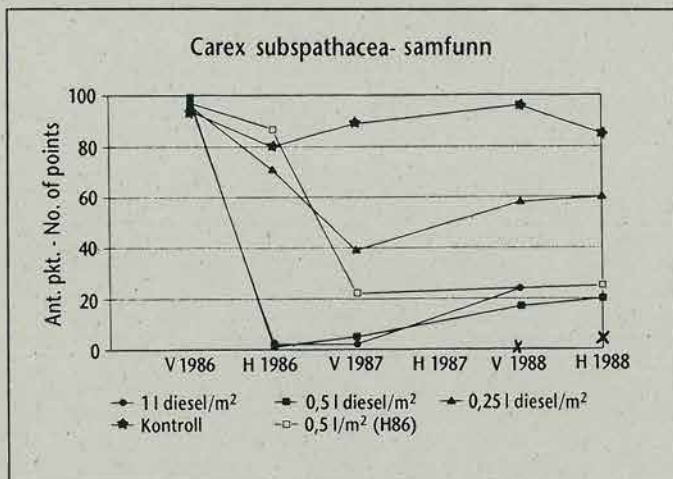
Gjennomsnittlig antall arter pr. smårute, høsten 1988, i fire analyse-ruter fra hvert strandeng-samfunn, Caskilnjårga ca. 2 år etter eksperimentell dieselolje-forurensning. Gjennomsnittlig antall arter pr. 16 midtruter markert med stipla strek og pr. 36 kantruter markert med bred strek. - Average number of species per 10 x 10 cm subquadrat, autumn 1988, in 4 1 x 1 m quadrats in three salt marsh-communities at Caskilnjårga after experimental dieseloil pollution in spring (V) and autumn (H) 1986. The average number of species in the 16 mid-subquadrats and in the 36 border-subquadrats are indicated by dotted and thick lines respect.



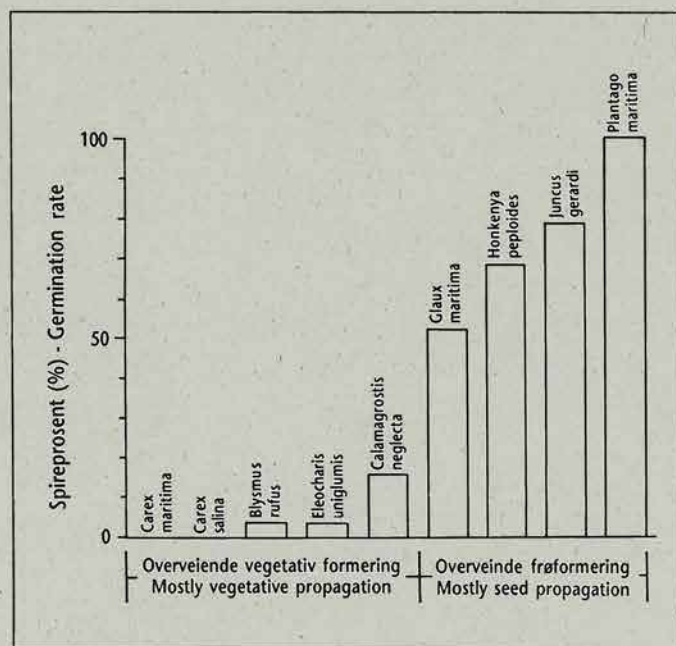
Figur 10

Gjennomsnittlig antall arter pr. smårute, høsten 1988, i 7-8 analyse-ruter fra hvert strandeng-samfunn, Leirbogen ca. 2 år etter eksperimentell dieselolje-forurensning. Gjennomsnittlig antall arter pr. 16 midtruter markert med stipla strek og pr. 36 kantruter markert med bred strek. - Average number of species per 10 x 10 cm subquadrat, autumn 1988, in 7-8 1 x 1 m quadrats in four salt marsh-communities at Leirbogen after experimental dieseloil pollution in spring (V) and autumn (H) 1986. The average number of species in the 16 mid-subquadrats and in the 36 border-subquadrats are indicated by dotted and thick lines respect.





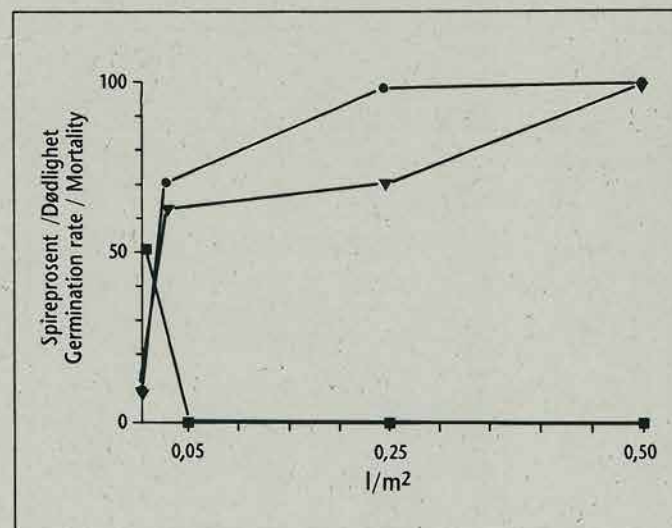
Figur 11
Punktfrekvensanalyser i Carex subspathacea-samfunnet, Leirbogen. Antall levende planter pr. 100 punkt før og etter forurensning med autodieselolje. - Point-quadrat analysis in Carex subspathacea-vegetation, Leirbogen. Number of living plant shoots per 100 points before and after pollution with dieseloil.



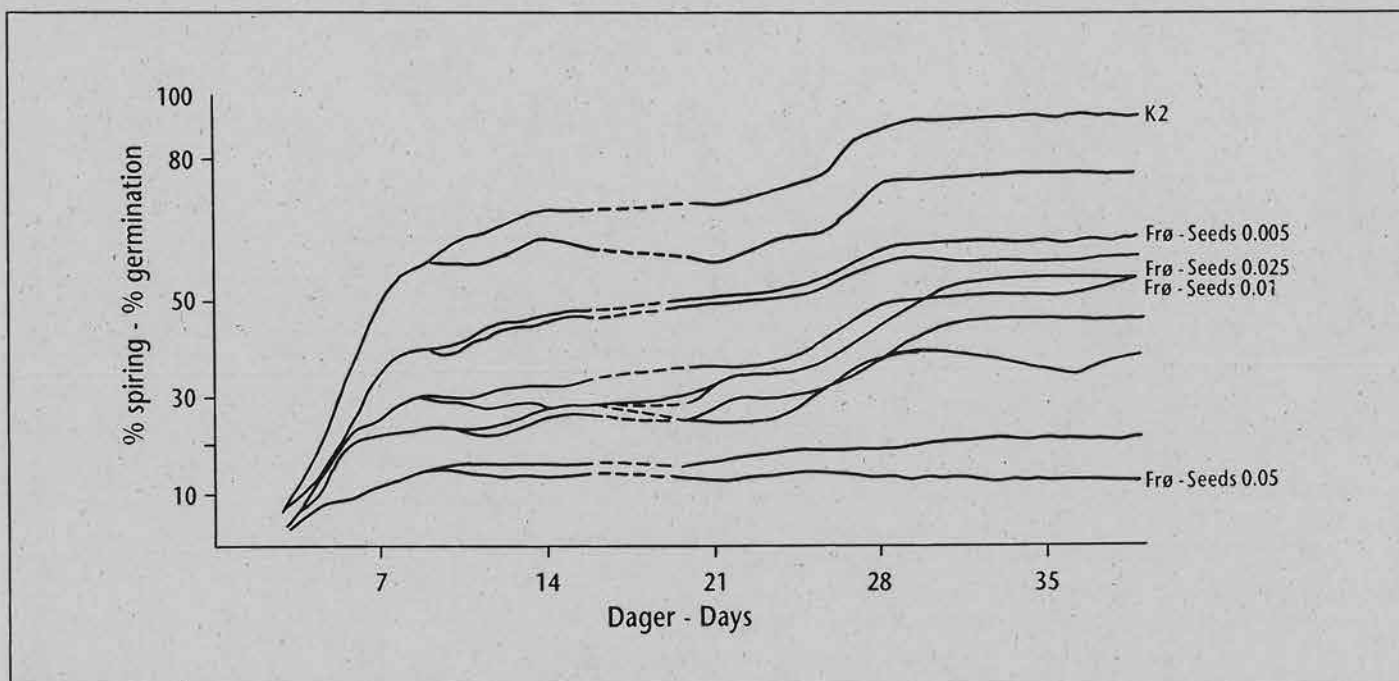
Figur 12
Maksimale spireprosent hos utvalgte strandengarter. - Maximum germination rate (%) of seeds of selected salt marsh species under various laboratory conditions.



Figur 13
Plantago maritima (strandkjempe). Foto: R. Elven.



Figur 14
Virkninger av dieseloljeforurensning i tre konsentrasjoner på frø og levende skudd hos Plantago maritima (strandkjempe). Virkninger på frø er målt som spireprosent (●). Virkningen på voksende skudd er målt som dødelighetsprosent, både ved forurensning direkte på skudd (▲) og på jorda skuddene vokser i (■). - Effects of three concentrations of dieseloil pollution on seeds and seedlings of Plantago maritima. Effects on seeds measured as percent germination (●). Effects of growing plants measured as percent lethality, both by direct pollution of the plants (▲) and of the soil (■).



Figur 15
 Resultat av spiringsforsøk med *Plantago maritima* og dieselolje tilsatt jorda ved såing i mengder tilsvarende 0,005, 0,025, 0,01 og 0,05 l pr. m². Linjene representerer antall spirte frø. Stipla del av linjene markerer en periode med alvorlig tørkestress under forsøket. - Results of germinating experiments with *Plantago maritima* in soil contaminated by various amounts of dieseloil. The lines represent the number of germinated seeds. Stippled parts of the lines indicate a serious drought period.

017

nina
forsknings-
rapport

ISSN 0802-3093
ISBN 82-426-0157-7

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel. (07) 913020 580