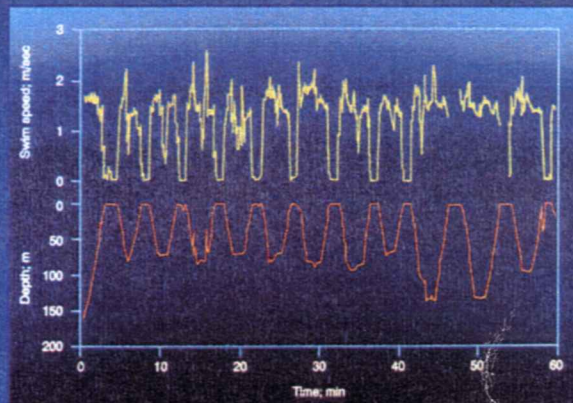


STATUSRAPPORT FOR HAVFORSKNINGSINSTITUTTETS OVERVÅKNING AV KYSTSEL



Arne Bjørge & Nils Øien
HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Oktober 1999

**STATUSRAPPORT FOR
HAVFORSKNINGSINSTITUTTETS
OVERVÅKNING AV KYSTSEL**

rapport SPS-9904

**Arne Bjørge & Nils Øien
HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Oktober 1999**

**Bjørge, A. & Øien, N. 1999. Statusrapport for Havforskningsinstituttets
overvåkning av kystsel. Havforskningsinstituttet, Rapport SPS-9904.
35 sider.**

**Foto: T. Bekkby
A. Bjørge
K. A. Fagerheim
L. Ø. Knutsen**

0 Summary

The objective for management of harbour and grey seals in Norway is to secure viable stocks within their natural ranges. However, due consideration should be given to conflicts between seals and fisheries, and in areas where stocks are proven to sustain a harvest, hunting may be used to control population growth and population sizes. This objective is defined in a consensus report (NOU 1990: 12) from a group of experts including scientists and managers from the Ministry of Fisheries and the Ministry of Environment. According to this report, close monitoring of the seal populations is a prerequisite for the described management regime. All seal stocks should be surveyed once every five years. After implementation of the new regime, the Institute of Marine Research was given the task to carry out the monitoring, and this report summarises the results of the first complete coverage of harbour and grey seal monitoring using new standardised methods. Further, the report provides status of research on population biology, ecology and habitat use of these seal species.

The Institute of Marine Research has based its monitoring of seal populations on a technique including photographic documentation of haul out sites, and subsequent analysis of computerised images of photos in the laboratory. An index for inter annual changes is developed. Hauled out moulting seals is the basis for the index in harbour seals, and white coated pups are the bases for the grey seal index (except for the areas north of Vesterålen where the index is based on moulting grey seals). The present minimum estimate (actual count of moulting seals) of harbour seals is 6684 and the present estimate (actual count of pups x 4.5 for areas south of Vesterålen and actual counts of moulting seals north of Vesterålen) for grey seals is 4413. These estimates are respectively 80% and 40% higher than previous estimates of harbour and grey seal populations in Norway. A comparison has been carried out between actual counts obtained by different methods. For harbour seals, the new method yields about 40% higher numbers than simultaneous ground counts. Both improved methods and actual population growth are assumed to contribute to the higher abundance estimates.

In total 630 harbour seal and 3571 grey seal pups have been flipper tagged (Jumbo Rototags) since 1975. Up to December 1998, totals of 80 harbour seal and 259 grey seal tags have been recovered. Most of the returned tags were from animals bycaught in fishing gear. Bottom set gill nets were the most important gear type followed by traps set for cod in shallow waters. About 6% of all tagged harbour and grey seals drowned in fishing gear. Newly weaned pups and young of the year animals dominated in the bycatch. These levels of bycatch mortality are assumed to have significant effects on population growth. Harbour seals pups have been tagged at several breeding colonies along the Norwegian coast. The bycatch mortality seems to be evenly distributed along the entire coast, except for Froan nature reserve where 37 pups were tagged and none reported bycaught.

Recoveries of tagged seals show that both harbour and grey seal pups disperse widely after weaning. However, when grey seals reach their age at sexual maturity they return to breed at the site where they were born. The mean distance between site of tagging and site of recovery was only 13 kilometres for adult grey seals during the breeding season while distances between tagging and recovery of adult grey seals averaged between 60 and 120 kilometres outside the breeding season. Satellite tags on adult grey seal females breeding at Froan (64°N) confirmed that they dispersed widely after the breeding season and they utilised coastal waters from Møre (63°N) to Lofoten (68°N) as foraging habitats.

Harbour seals showed stronger site fidelity during all seasons. Distances between site of tagging and site of recovery averaged about 40 kilometres for all age groups. Detailed studies of habitat use deploying VHF radio transmitters demonstrated strong site fidelity during summer season. Distances of up to 25 kilometres between haul out site and foraging habitats were recorded. A wide range of habitat types was utilised for foraging, but most of the seals were foraging at or near the sea floor in 75 - 200m deep basins. Norway pout was the most important prey species in this type of foraging habitat.

1 Innledning

Ved innføring av nye forskrifter som implementerer prinsippene for forvaltning av kystsel slik de er beskrevet i NOU 1990: 12 «Landsplan for forvaltning av kystsel» har Fiskeridepartementet iverksatt en forvaltning av kystsel som baserer seg på faktisk kunnskap om bestandenes utvikling. Formålet er å sikre livskraftige bestander innen artenes utbredelsesområde. Samtidig skal det tas hensyn til de problemer selene skaper for kystfiskeriene. Viktige elementer for Havforskningsinstituttets arbeid under den nye ordningen er:

- ✓ Selene er i utgangspunktet fredet, men i områder der bestandenes produksjon gir grunnlag for høsting og der det er ønskelig å regulere bestanden, kan det åpnes for jakt;
- ✓ Det skal etableres en overvåkning av bestandene slik at alle bestander blir kartlagt minst hvert femte år;
- ✓ Jegere skal rapportere om jaktutbyttet, og jaktstatistikken skal utnyttes som en del av bestandsovervåkingen;
- ✓ Det skal etableres et bestandsregister med en bestandsmodell som inkorporerer resultater fra tellinger og jaktuttak som grunnlag for tilrådning om nye kvoter;
- ✓ Havforskningsinstituttet ble tillagt det rådgivende, faglige ansvaret og her oppsummeres Havforskningsinstituttets arbeid med metodeutvikling og resultater etter den første landsdekkende telling under den nye ordningen.

1.1 DEFINISJON AV KYSTSEL

Steinkobbe og havert er de to eneste selartene som oppholder seg i kystfarvannet hele året og som gjennomfører hele livssyklus ved norskekysten. Disse selartene omtales ofte som kystsel. I tillegg er det vanlig at arktiske arter som grønlandssel, ringsel og klappmyss i kortere perioder kommer inn til kysten. Under spesielle klimatiske forhold kan grønlandselene opptre i meget stort antall, særlig i Øst-Finnmark. Hvalross og storkobbe er sjeldnere gjester inn til kysten, men forekommer som streifende enkeltdyr særlig i Nord-Norge.

Denne beskrivelsen er begrenset til kystselartene steinkobbe og havert, og den vil omfatte oppdaterte resultater fra tellinger, bestandsbiologi samt studier av økologi og habitatbruk som er gjennomført av Havforskningsinstituttet eller gjennom prosjektsamarbeid med andre institutter. Til hver del er det gjort en vurdering av hva som bør gjøres i tillegg til den igangværende aktiviteten ved Havforskningsinstituttet. Forskningsresultater

og tilrådninger som presenteres her er en direkte oppfølging av NOU 1990: 12 «Landsplan for forvaltning av kystsel». Innledningsvis vil vi derfor se på prosessen som ledet fram til NOU 1990: 12, og hvilke føringer og premisser som der ble lagt for Havforskningsinstituttets arbeid med kystsel.

1.2 HISTORISK TILBAKEBLIKK

Kystselene har vært benyttet som ressurs i mange tusen år, helt fra de første menneskene innvandret etter istiden. Funn i Vistehola på Jæren viser at unger av havert ble benyttet i kostholdet der. Utgravninger i Skipshelleren viser at nest etter hjort var steinkobbene det vanligste store pattedyret i kostholdet til huleboerne ved Bolstadfjorden (Olsen 1976). På mange måter er det samsvar mellom slike funn og dagens utbredelse av kystsel. Havertene forekommer langs den ytre kysten mens steinkobbene i tillegg også forekommer i de indre fjordstrøkene.

Allerede de første større lovarbeidene i Norge omhandlet seljakt. Frostadtingloven (11. århundre) og Magnus Lagabøters Landslov (1276) knyttet seljakten til grunneiernes rettigheter. Den første lov om selfangst i nyere tid kom i 1876, og den ble erstattet av Selloven av 1951. De tidligste lovene var utformet for å regulere rettighetene til, og gjennomføringen av selfangst, og de to siste lovene var primært rettet inn mot kommersiell skutefangst etter sel i ishavet.

Interessen for å utnytte kystselene holdt seg til langt ut i det tjuende århundre. Like etter andre verdenskrig ble det sannsynligvis tatt et stort antall selunger både av havert og steinkobbe. Lokale instanser slo alarm om at selbestandene holdt på å bli utryddet i enkelte områder. Som følge av dette ble havertene totalfredet fra 1953 i Sør-Trøndelag fylke og steinkobbene fra 1962 i Tjøtta herred i Nordland. Dette var de første reguleringene som ble gjort utelukkende for å verne om bestandene av kystsel.

1.3 FREDNING OG FELLINGS-PROGRAMMER

Den første landsdekkende registreringen av kystsel ble utført i begynnelsen av 1960-årene (Øynes 1964; 1966) og her ble det slått fast at særlig steinkobbene sto i fare for å bli utryddet i store deler av sitt utbredelsesområde. Med hjemmel i Selloven av 1951, ble det derfor i 1973 innført totalfredning av kystsel fra Østfold til Sogn og Fjordane og fredning i tiden fra 1. mai til 30. november fra Møre og Romsdal til Finnmark (Kongelig resolusjon av 13. april 1973 med senere revisjoner).

Utenom fredningstiden var det fri jakt på sel fra Møre og Romsdal til Finnmark. Det ble ikke satt begrensninger i antall sel som kunne felles eller antall jegere som kunne delta. Jegere som deltok ble ikke pålagt å rapportere hverken om deltakelse i, eller utfallet av jakten. Bestemmelsene hadde således ingen mekanismer for å benytte jaktstatistikk som grunnlag for å vurdere bestandsutvikling, og de inneholdt heller ingen forutsetninger om annen form for overvåking av selbestandene eller justeringer av fredningsbestemmelsene i lys av endringer i lokale eller regionale bestandsforhold.

Fra et forvaltningssynspunkt var bestemmelsene i Kgl. res. av 13. april 1973 lite gunstige. En fikk ikke informasjon verken om jaktpresset på, eller utviklingen i selbestandene. Mangelen på kunnskap om den faktiske utviklingen av bestandene åpnet for konflikter mellom naturverninteresser, fiskere og forvaltningsmyndigheter. Fra naturvernhold ble det vist til at ukontrollert jakt kunne utrydde lokale bestander og det ble reist sterke krav om vern av selbestandene og overføring av forvaltningsansvaret fra Fiskeridepartementet til Miljøverndepartementet. Det siste synspunktet ble særlig fremmet av Fylkesmennene i en rekke kystfylker. I denne perioden ble også flere av de viktigste selhabitatene langs norskekysten fredet med hjemmel i Naturvernloven.

Fiskerne derimot hevdet at en dramatisk økning i bestandene truet lokale fiskerier og de krevde tiltak for å stoppe bestandsveksten. Fiskerimyndighetene gjennomførte derfor et fellingsprogram der 1236 steinkobber og 920 havert ble avlivet i perioden 1980-87. Det forelå ikke gode tall for bestandsstørrelsen forut for fellingsprogrammet, og resultatet av fellingene ble ikke undersøkt. Fellingsprogrammet økte interesse-motsetningene hos de ulike aktørene.



Fig. 1.1. Kystselene er tilgjengelig for telling mens de ligger på land, men registrering av aktivitet i vannet er nødvendig for å vurdere blant annet forholdet til fiskekriene. [Hauled out seals are subject to counting. Interactions with fisheries, however, are experienced at sea.]

1.4 UTVIKLING AV EN KUNNSKAPS-BASERT FORVALTNING

Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet tok i 1990 et initiativ til å utarbeide ny, omforent forvaltningsordning basert på

moderne forvaltningsprinsipper. Fiskeridepartementet oppnevnte et utvalg med representanter fra de to departementene, Fiskeridirektoratet, Havforskningsinstituttet, samt en representant for fylkesmennene. Direktoratet for naturforvaltning ble invitert til å delta som observatør.

Den viktigste endringen utvalget foreslo, var innføring av en ordning der forvaltnings tiltakene er direkte basert på kunnskap om bestandenes utvikling og økologi. Dette tok grunnlaget bort for flere av de interesse-motsetningene som tidligere hadde dominert debatten om kystselene. Konkret foreslo utvalget følgende prinsipper for forvaltningen av kystselene:

- Formålet er å sikre livskraftige bestander av steinkobbe og havert innenfor deres respektive utbredelsesområder;
- Det skal samtidig tas hensyn til de problemene selene skaper for kystfiskeriene med skader på fiskeredskap, tap av fangst og spredning av parasitter.

For å gjennomføre denne forvaltningen foreslo utvalget at selene i utgangspunktet er fredet, men i områder der bestandenes produksjon gir grunnlag for høsting, og områder der det er ønskelig å regulere bestandene, kan det gis tillatelse til jakt. Det ble foreslått at all jakt skulle rapporteres og jaktstatistikken skulle benyttes som en del av bestandsovervåkingen.



Fig. 1.2. For å studere selenes aktivitet under vann er det nødvendig å ta i bruk avansert teknologi. Fra prosjektsamarbeid mellom NINA, Havforskningsinstituttet og Sea Mammal Research Unit, University of St. Andrews. [Collaborative research to study harbour seals at sea using VHF radio telemetry.]

I tillegg ble det foreslått et overvåknings- og forskningsprogram der den høyest prioriterte oppgaven skulle være kontinuerlig registrering og telling av selforekomstene langs kysten med sikte på dekning av alle aktuelle enkelt-lokaliteter hvert femte år. I tillegg skulle det opprettes et bestandsregister med en bestandsmodell for å beregne bestandsutvikling på grunnlag av telleresultater og jaktstatistikk.

Utvalget slo fast at den generelle forvaltningen av kystsel tilligger Fiskeridepartementet og gjennomføringen av de konkrete tiltakene ble foreslått lagt til Fiskeridirektoratet. Utvalget mente videre at selbestander i verneområder burde inngå som en del av forvaltningsplanen, men forvaltningstiltakene i slike områder skulle være i samsvar med vedtatte bestemmelser for de aktuelle verneområdene. Miljøverndepartementet skulle fatte beslutninger om tiltak i områder fredet etter Naturvernloven. Det rådgivende faglige ansvaret for kystsel generelt, inklusive sel i vernede områder, ble foreslått lagt til Havforskningsinstituttet som også skulle ha ansvaret for oppdatering av bestandsregisteret og bestandsmodellen for å utarbeide forslag til jaktkvoter og andre tiltak. Utvalgets tilrådninger er gitt i NOU 1990: 12 «Landsplan for forvaltning av kystsel». Innstillingen var enstemmig.

Da utvalgets innstilling ble implementert ved innføring av nye forskrifter (Kgl. res. av mai 1996) tok Havforskningsinstituttet fatt på å utvikle de virkemidlene som var forutsatt i NOU 1990: 12 «Landsplan for forvaltning av kystsel». Instituttet har hittil utviklet en kostnadseffektiv metode for overvåking av selbestandene, etablert et bestandsregister og en bestandsmodell for prognoser som grunnlag for rådgivning om kvoter og andre forvaltnings tiltak. I Kap. 2 presenteres metoden som er utviklet for overvåking av bestandene, og resultatene fra første landsdekkende telling med ny, standardisert metode. Kap. 3 omhandler de bestandsparameterne som inngår i modellering av bestandene. Kap. 4 viser resultater fra studier av selenes habitatbruk som er av direkte relevans for å vurdere konfliktforhold mellom selene og fiskeriene, og for tilrådning om jaktområdenes størrelse.

Kap 2 Utbredelse og tallrikhet

NOU 1990:12 "Landsplan for forvaltning av kystsel" forutsatte en overvåkning av kystsel der alle bestander skulle registreres hvert femte år. Fra de nye forskriftene ble innført har Havforskningsinstituttet gjennomført slike tellinger på anmodning fra Fiskeridepartementet. Dette kapitlet er en sammenfatning av metodeutvikling og resultater og erfaringer fra den første landsdekkende telling med ny, standardisert metode samt tilrådninger om videre overvåkning:

- ✓ Etter første landsdekkende telling med ny standardisert metode er det nå registrert 6684 steinkobber og 4413 havert. De nye bestandstallene er henholdsvis 80% og 40% høyere tidligere anslag for steinkobbe og havert. Dette skyldes sannsynligvis både økende bestander og en vesentlig mer presis tellemetode;
- ✓ Metoden som benyttes består av fotografering fra fly og bildeanalyser i etterhand ved hjelp av spesialutstyr. I tillegg til å gi høyere bestandstall, har metoden også vist seg som den mest kostnadseffektive måte for overvåkning av selbestandenes utvikling når større kystavsnitt skal undersøkes;
- ✓ For forvaltning av selene er det ikke bestandenes absolutte størrelse, men utviklingen i bestandene som er av størst betydning. Den nye tellemetoden er vesentlig mer presis enn metoder anvendt tidligere, og den er derfor også meget velegnet for å følge bestandsutviklingen og til å registrere geografiske forskjeller i bestandsutvikling som respons på regionale forvaltningstiltak;
- ✓ Havforskningsinstituttet har etablert en indeks for bestandsutvikling basert på registrerte endringer fra år til år ved bruk av standardisert metode. Vi anbefaler at resultatet fra første landsdekkende telling benyttes som første datapunkt i en tidsserie som legges til grunn for denne indeksen;
- ✓ For å påvise effekter av regionale forvaltningstiltak anbefaler Havforskningsinstituttet videre at en standardisert overvåkningsmetode benyttes for hele norskekysten med unntak for de områdene hvor flygning ikke er praktisk anvendelig.

2.1 INNLEDNING

Prinsippene for forvaltning av kystsel er nedfelt i NOU 1990:12 "Landsplan for forvaltning av kystsel". I utgangspunktet skal selene langs norskekysten være fredet og det er lagt vekt på å sikre livskraftige bestander innenfor deres naturlige utbredelsesområder. Det er satt en minimumsgrense på 50 individer for at en bestand skal være livskraftig (Bjørge *et al.* 1994). Er bestanden større enn denne grensen kan det åpnes for jakt. Ved fastsettelse av kvoter kan det tas hensyn til den skade selene forvolder for fiskeri og annen næringsvirksomhet, ressursutnyttelse, selenes betydning for naturvern, naturopplevelse og rekreasjon.

For å forvalte selbestandene etter disse prinsippene, er det nødvendig å vite følgende:

- når bestandene er så små at de ikke bør beskattes, det vil si når faktisk bestandsstørrelse er mindre enn 50. For små bestander er det derfor viktig å dokumentere minimum bestandsstørrelse dersom det er aktuelt å åpne for jakt;
- For større bestander hvor det kan åpnes for jakt, er det viktigere å registrere hvordan bestandene endrer seg som følge av jakten (eller endrer seg uten jakt), enn å vite den eksakte bestandsstørrelsen.

Det er som nevnt hensynet til næringsvirksomhet og andre samfunnsinteresser som tilsier om jakten skal benyttes til å redusere selbestandene, eller om det er ønskelig at bestandene kan øke. Det er derfor av betydning å finne fram til en kostnadseffektiv metode for overvåkning av bestandsutvikling og etablere bestandsindeks som reflekterer den reelle utviklingen i bestandene. Kartlegging av den

absolutte bestandsstørrelse, noe som er særdeles tids- og kostnadskrevende, er derfor ikke nødvendig for bestander større enn 50 dyr.

Havforskningsinstituttet har tilpasset en metode som benyttes internasjonalt til norske forhold. Med denne metoden har instituttet kartlagt alle deler av norskekysten hvor det er kjente større kolonier av kystsel. Noen områder er dekket flere ganger. Det er utviklet en indeks for å følge bestandsutviklingen og resultatene fra tellingene i første femårsperiode er tenkt som startpunkt for tidsserien denne indeksen bygger på. De nye tellingene er også sammenholdt med tidligere tellinger, men betydelige metodiske forskjeller gjør det vanskelig å etablere gode mål på bestandsutvikling fram til nå.

Metoden er bekrevet i Kap. 2.2, og den basale teknikken for registrering av dyr er den samme for begge kystselartene. De to artene har imidlertid ulik habitatbruk og reproduksjonsbiologi, noe som gjør at en har ulik anvendelse av teknikken. De to artene blir derfor omtalt hver for seg i Kap. 2.3 og 2.4.

2.2 METODE FOR OVERVÅKNING AV KYSTSEL

2.2.1 Valg av metode og internasjonal samordning av metodikk

Havforskningsinstituttet har valgt å benytte en teknikk for overvåkning av selbestander som er internasjonalt anerkjent som den mest pålitelige og kostnadseffektive metoden. Metoden blir rutinemessig benyttet av andre land i ICES-området. Havforskningsinstituttet har også inngått et samarbeid med Sverige og Danmark om standardisering av metodikk og gjennomføring av seltelling i Oslofjorden, Skagerrak- og Kattegatområdet. Her er tellingene harmonisert slik at det i praksis er felles overvåkning av selbestandene i dette området.

Den basale teknikken er basert på overflyvning av utvalgte transekter og fotografisk dokumentasjon av selforekomster langs flyets kurslinje. For å trekke opp transekter forutsettes forhandskunnskap om hvor selene har tilhold. Transektene kan imidlertid lett modifieres for å inkludere nye områder. Ved tellinger av dyr som er klumpvis fordelt over store områder er det to

elementer som er viktige: dekningsgraden og oppdagelsesgraden. Disse begrepene er forklart nedenfor.



Fig. 2.1. Fotografering fra fly er den teknikk Havforskningsinstituttet har funnet mest kostnadseffektiv og faglig best for norske forhold. [Aerial surveys are proven the best method for monitoring seals at the Norwegian coast.]

Havforskningsinstituttet har etablert et nært samarbeid med firmaet FOTONOR som aktivt har bidratt til utvikling og tilpassing av metoden til norske forhold. Selve tellingen foregår i laboratoriet i ettertid med spesialutstyr, noe som gir mulighet for elektronisk behandling av bildematerialet. Fotomaterialet har vist seg å ha en kvalitet som også gjør det mulig å måle størrelsen på de avbildede dyrene. Det vil si at en til en viss grad også kan bestemme bestandens aldersfordeling. Ved denne metoden blir registreringene automatisk "arkivert" ved at de finnes på fotografisk materiale.

2.2.2 Dekningsgrad

Dekningsgraden er et uttrykk for hvor stor andel av alle selkoloniene som blir dekket ved overflygningen. Det er uforholdsmessig tidkrevende og dyrt med total dekning av norskekysten. Det bør derfor gjøres et utvalg hvor det på forhand er dokumentert sannsynlig at det finnes sel. Dette betyr også at noen, og særlig mindre, selkolonier ikke blir dekket. Havforskningsinstituttet har samlet inn et omfattende arkivmateriale om selområder langs kysten. Dette omfatter i tillegg til Havforskningsinstituttets egne undersøkelser, blant annet tilgjengelige opplysninger fra andre institutter som har undersøkt kystsel, informasjon innhentet fra grunneiere, fiskere,

jegere og lokale miljø- og fiskerimyndigheter. Arkivmaterialet benyttes så til å legge opp transektene i forkant av flygningene. Det vil si at en på forhand velger ut de holmer, skjær og strandlinjer som skal fotograferes. Det er denne utvelgelsen som bestemmer dekningsgraden.

Forbedring av datagrunnlaget for å øke dekningsgraden er et kontinuerlig arbeide. Dekningsgraden vil dermed gradvis kunne økes inntil en mener at det ikke er faglig nødvendig eller økonomisk regningssvarende å foreta videre utvidelser. Det er viktig at en kan foreta endringer i dekningsgraden uten at den etablerte bestandsindeksen blir svekket. Havforskningsinstituttets bestandsindeks er basert på en tidsserie av tellinger, og uttrykker observerte endringer pr. år. Den er imidlertid basert på summen av endringer for alle lokalitetene som er fotografert to eller flere ganger med tilfredsstillende resultat. Ved å definere området en ønsker å gi bestandsindeks for, bestemmes samtidig hvilke lokaliteter som skal inngå som grunnlag for indeksen for dette området. Bestandsindeksen er dermed konstruert slik at når nye områder fotograferes to eller flere ganger (dvs at dekningsgraden er øket) kan disse endringene innarbeides uten at indeksen mister betydning.

2.2.3 Oppdagelsesgrad

Oppdagelsesgraden angir hvor stor andel av de selene som faktisk er tilstede innenfor de fotograferte områdene som lar seg oppdage under de påfølgende analysene av bilde-materialet. Med mindre selene ligger i bratt terreng med overheng, antas oppdagelsesgraden å kunne være opp mot 100%. Feilkilder vil i første rekke knytte seg til manglende dyktighet og erfaring hos personell som analyserer fotomaterialet. Foreløpig har vi ikke mål for oppdagelsesgraden, men sammenligning med telling fra bakken er omtalt nedenfor. Fig. 2.3 viser et foto av et selskjær slik det synes fra flyet og Fig. 2.4 viser hvordan selene kommer til syne etter at filmen er overført til et elektronisk medium og kan behandles på datamaskin. Ved denne metoden er bildekvaliteten tilstrekkelig for sikker artsidentifisering, og i de fleste tilfellene kan også dyrenes kroppsstørrelse måles.

2.2.4 Sammenligning med bakketellinger

En sammenligning med bakketellinger ved Nordmela i Nordland viser at for steinkobber har flytellingene ca 43% høyere oppdagelsesgrad enn telling fra bakken ved hjelp av teleskop. Dette baserer seg på samtidige observasjoner på formiddagen den 21. august 1998. På de samme skjærene ble det observert 339 sel fra bakken (Haug *et al.* 1998) og 485 sel basert på flyfotoene. Dekningsgraden var imidlertid noe ulik, og dersom en også tar med skjær som ikke hadde samtidig dekning med begge metodene ble det tilsammen registrert 479 steinkobber med teleskop fra bakken (Haug *et al.* 1998) og 624 steinkobber på Havforskningsinstituttets flyfoto.

Sammenligning av de to metodene blir fulgt opp med grundigere undersøkelser i 1999. Her ønsker en å se på variabiliteten mellom flere overflygninger samme sesong samtidig som en med teleskop fra bakken undersøker dyrenes respons på flyet og på andre forstyrrelser i området.

Hårfellende dyr av begge arter kan alternere mellom liggeplasser med flere kilometers avstand (jevnfør Kap. 4). En kan derfor ikke summere observasjoner av hårfellende dyr innenfor radius på flere kilometer dersom tellingene ikke blir utført i løpet av meget kort tid (få timer). Med fotografisk dokumentasjon fra fly kan et stort område dekkes i løpet av en dag. Dermed unngår en risiko for dobbelttelling. Dette forholdet er ikke knyttet til oppdagelsesgrad, men det er en ytterligere svakhet ved bakketellinger sammenlignet med tellinger fra fly.



Fig. 2.2. Bakketellinger utføres ofte ved hjelp av gummibåter, eventuelt med ilandstigning og bruk av teleskop. [Infatable boats are used for ground counts.]

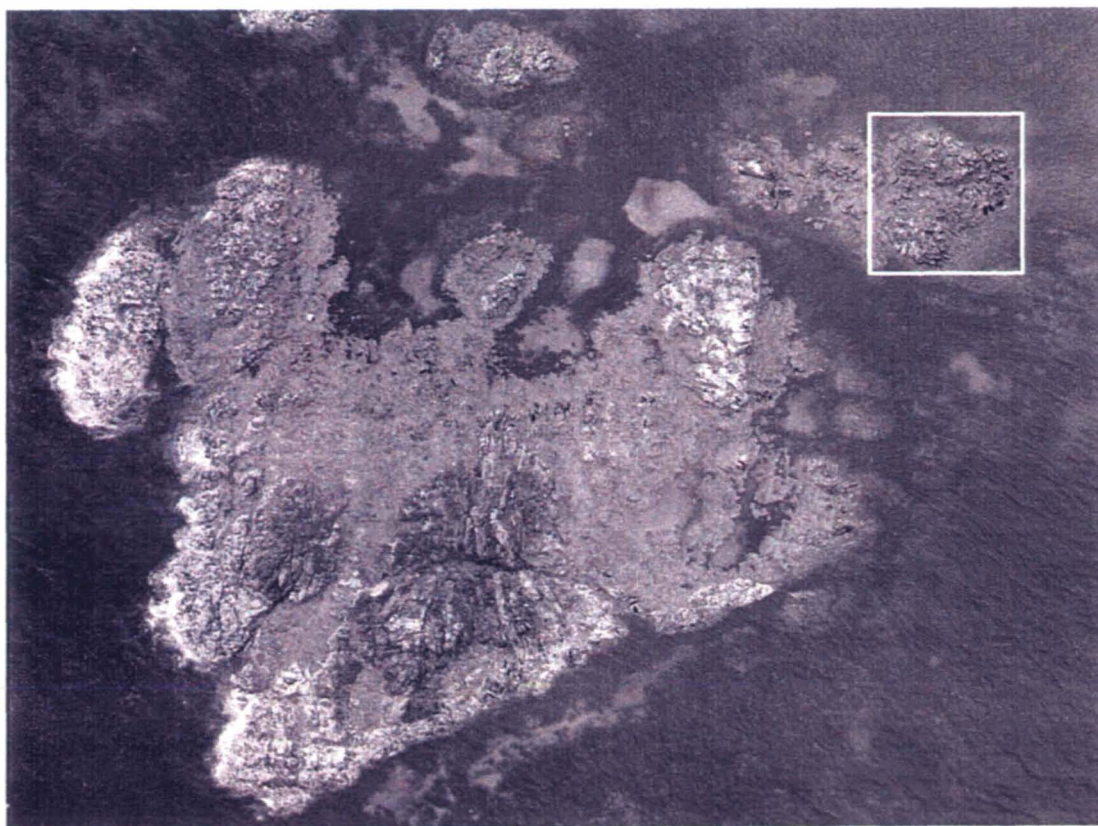


Fig. 2.3. Et eksempel på et skjær fotografert fra fly. Dette bildet dekker en gruppe steinkobber på 438 dyr som er spredt over hele skjæret. Det er i praksis umulig å telle alle visuelt ved en overflygning. På grunn av skjærets utforming er det også umulig å telle alle dyrene fra bakkenivå. Ved Havforskningsinstituttets metode blir bildet overført til et elektronisk format slik at det kan viderebehandles på datamaskin. Et bearbejdet utsnitt av bildet er vist i Fig. 2.4. [Photo of a harbour seal haul out taken from the survey air craft.]

2.2.5 Indeks for måling av endring i bestandsstørrelse

Den enkleste form for bestandsindeks (IA) er å benytte antall observerte sel direkte. For steinkobbe vil det si hårfellende ett år gamle og eldre sel av begge kjønn pluss eventuelle avvente unger som måtte ligge på land sammen med hårfellende sel. (Avvente unger tilbringer en stor del av tiden i sjøen og vil i liten grad være representert i bestandsindeksen.)

For havert på strekningen Sør-Trøndelag til Lofotodden er indeksen basert på antall registrerte kvitunger. Dette gir en meget presis indeks som raskt fanger opp endringer i ungeproduksjonen og dermed endringer i bestanden av kjønnsmodne hunner.

For havert nord for Lofotodden er antall hårfellende dyr benyttet som grunnlag for bestandsindeksen. Svakheten med dette er at en ikke kjenner hvilke kastekolonier som er representert i indeksen, og kan dermed ikke påvise endringer i lokale bestander. Det bør eventuelt utvikles en alternativ metode for rasjonell registrering av ungeproduksjon i Troms og Finnmark.

Gjentatte flygninger hvert år (minimum tre tellinger) gir grunnlag for å vurdere variabiliteten i tellinger av hårfellende dyr. Dersom tellingene er tilnærmet normalfordelt rundt et gjennomsnitt, defineres bestandsindeksen for år i (IA_i) som gjennomsnitt av alle tellinger i år i med angivelse av varians og standard avvik for indeksen.

En T-test eller analyse av varians (ANOVA) benyttes for å teste om bestandene endrer seg fra ett år til et annet. (Dersom tellingene skulle avvike vesentlig fra en normalfordeling, vil medianverdi og ikke-parametriske tester som f. eks. Mann Whitney U -test, kunne benyttes for

å påvise endringer mellom år.) Endringene eller vekstraten R kan defineres som $R=(I A_t/I A_o)^{1/t}$. Dersom R er større enn 1 er bestanden i økning og dersom den er mindre enn 1 er bestanden minkende, og forskjellen fra 1 viser hvor raskt bestandene endrer seg.



Fig. 2.4. Et manipulert utsnitt av bilde vist i Fig. 2.3. Utsnittet er gitt mer lys og kontrast og 94 steinkobber avtegner seg på bildet. [Photographic images are manipulated in computers to increase detectability of seals.]

2.3 OVERVÅKNING AV STEINKOBBE

2.3.1 Bakgrunn

Den første landsomfattende registreringen av steinkobbe ble utført av Øynes (1964; 1966) tidlig på 1960-tallet. Basert primært på rundspørring hos fyrvoktere, fiskere og andre lokalkjente, summerte han den samlede bestanden til 4040 dyr. Han hevdet at bestandene hadde gått dramatisk tilbake i første halvdel av dette århundret og at arten sto i fare for å bli helt borte fra flere områder.

En ny landsomfattende registrering ble presentert av Bjørge (1991). Denne var basert på telling av dyr i forplantningssesongen i årene 1977-1989 og summerte seg til 3629 dyr. På grunn av metodiske ulikheter er det imidlertid ikke grunn for å anta at denne tellingen representerte en ytterligere tilbakegang sammenlignet med Øynes sin registrering i 1960-årene.

I perioden 1980-1987 ble felt 1236 dyr som ledd i et fellingsprogram. Særlig for bestanden i Møre og Romsdal, der hele 1006 dyr ble avlivet, hadde fellingsprogrammet en merkbar effekt.

Våren 1988 brøt det ut en virusepidemi (Phocine Distemper Virus) i Kattegat. Denne epidemien utryddet ca 3/4 av steinkobbene i store deler av Nordsjøområdet, og den spredde seg også langs norskekysten. I områdene rundt ytre Oslofjord regnet en med at ca 70% av alle steinkobbene døde (Markussen 1991). Vi har kunnet spore effekt av epidemien så langt som til Møre og Romsdal, men enkelte lokale bestander langs Vestlandet synes likevel å være uberørt, særlig bestander i fjorder som Lysefjorden i Rogaland og sidefjorder til Sognefjorden. Vi har også innhentet opplysninger som tyder på at epidemien brøt ut i noen kolonier nord for Møre og Romsdal. Det synes imidlertid som om sykdommen her bare førte til dødelighet i noen mindre områder, f.eks. i Namsenfjorden i Nord-Trøndelag og ved Vega i Nordland.



Fig. 2.5. Hårfellende steinkobber på land er grunnlaget for Havforskningsinstituttets overvåking av arten. Legg merke til den store fargeforskjellen mellom individer, noe som er typisk i hårfellingstiden. [Moulting harbour seals.]

Det er to perioder hvor det er hensiktsmessig å telle steinkobber, nemlig i forplantningsperioden fra 20. juni til 15. juli, og under hårfelling fra ca 20. august til 10. september. Undersøkelser utført av Havforskningsinstituttet, NINA-Oslo og eksemplere fra den vitenskapelige litteraturen viser at antall sel på land er både høyere og mer stabilt i forbindelse med hårfelling. Havforskningsinstituttet har derfor valgt å gjennomføre tellingene av steinkobbe i denne perioden med antall dyr av begge kjønn og alle aldersgrupper som grunnlag for en bestandsindeks. Steinkobbene, og særlig de voksne dyrene, er stasjonære innen samme geografiske område hele året, men de kan likevel alternere mellom flere hvileplasser. En kan derfor ikke summere observasjoner som ikke er gjort samme dag selv om disse er gjort med flere kilometers avstand.

2.3.2 Tellinger i perioden 1994-1998

Resultater fra tellingene i perioden 1994-1998 er vist i Tabell 2.1. I noen områder er det vanskelig å benytte flytelling, f. eks. i fjordområder på Vestlandet hvor kabelspenn eller topografi gjør flygning farefull. Her er det benyttet informasjon om antall observerte dyr fra andre kilder. Det samme gjelder Varangerfjorden hvor en foreløpig ikke har fått tilstrekkelig dekning med flytelling.

Tabell 2.1. Resultat av flytelling i perioden 1994-1998. Tall som er ført i kolonnen "Beste telling" anser vi for gode nok til å benyttes som startpunkt for en bestandsindeks. Kolonne "Andre omr." er områder som ikke er dekket av flytellingene (primært fjordområder hvor flyvning er praktisk vanskelig). Her er det benyttet informasjon fra andre kilder. [Counts of moultig harbour seals.]

Fylke/ område	1994	1995	1996	1997	1998	Beste telling	Andre omr.	Sum fylke
Østfold					176	176		176
Vestfold					35	35		35
Rogaland	109				417	417		
- Lysefjorden							54*	
- Karmøy- Haugesund							7*	
Sum Rogaland						417	61	478
Hordaland						-		-
Sogn og Fjordane								
- Indre Sognefjord							48**	
- Solund		81			76	76		
- Askvoll		246	257		490	490		
- Flora		9	35		51	51		
- Bremanger		11				11		
- Nordfjord							49***	
Sum Sogn og Fj.						628	97	725
Møre og Romsdal								
- Søre Sunnmøre			81			81		
- Nordøyane			554			554		
- Averøy			236			236		
Sum Møre og Rom.						871		871
Sør-Trøndelag								
- Frøya				257		257		
- Bjugn				433		433		
Sum Sør-Tr.lag						690		690
N.-Trøndelag								
- Leka				173		173		
Sum Nord-Tr.lag						173		173
Nordland								
- Brønnøy				90		90		
- Dønna				51		51		
- Lurøy				27		27		
- Bodø				2				
- Gildeskål				395		395		
- Røst				161		161		
- Hadsel				123		123		
- Øksnes, Stø				279	322	322		
- Øksnes, Anda				88	54	54		
- Øksnes, Gilsøy				292	215	215		
- Andøy, øst				26	65	65		
- Andøy, N.-mela				326	485	485	140***	
- Andøy, nordvest					139	139		
Sum Nordland						2127	140	2267
Troms								
- Kvæfjord				48	45	45		
- Torsken					24	24		
- Berg					72	72		
- Tromsø					266	266		
- Karlsøy					150	150		
Sum Troms						557		557
Finnmark								
- Måsøy					3			
- Porsanger					339	339		
- Laksefjorden					162	162		
- Tana					65	65		
- Kongsfjorden					92	92		
- Varangerfjorden							54*****	
Sum Finnmark						658	54	712
Totalsum								6684

*Henriksen 1999; **Rapport SPS 9805; ***Rapport SPS 9806; ****Haug, pers comm; ***** Henriksen & Haug 1994

Selv om steinkobbene er relativt stasjonære, er det ofte ulike liggeplasser som benyttes i forplantningssesongen og under hårfelling. Slike liggeplasser kan være adskilt med flere kilometer, og det vil derfor være uriktig å summere dyr observert under forplantningssesongen med dyr observert i hårfellingssesongen dersom disse er observert innenfor avstander på ca 40-60 kilometer.

Tilsammen er det nå registrert 6684 steinkobber langs norskekysten. Dette er vesentlig høyere enn tidligere estimater (4040 dyr i 1962 og 3629 dyr i 1980-årene). Den nye tellingen er

likevel et minimumsanslag for bestandene basert på faktisk observerte dyr. Manglende dekning av aktuelle liggeplasser og dyr som ikke er tilstede på liggeplasser som blir dekket, er de to viktigste faktorene som forårsaker underestimering av bestanden.

Resultatene fra tellingene i perioden 1994-1998 er satt inn i en sammenheng der vi ønsker å ta hensyn til historiske opplysninger og virkninger av fellingsprogrammer og PDV-epidemien som grunnlag for å vurdere bestandsutviklingen på hensiktsmessige regionale skalaer (Fig. 2.6).

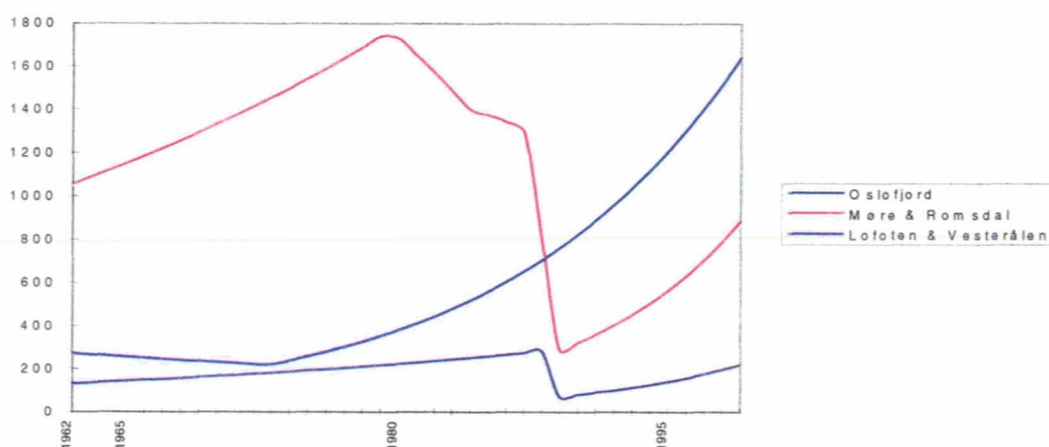


Fig. 2.6. Simulering av mulig bestandsutvikling for tre bestander av steinkobbe, (ytre Oslofjord; Møre og Romsdal; Lofoten og Vesterålen) fra Øynes sine registreringer (1962) og fram til 1999. Fra 1980 er bestanden i Møre og Romsdal påvirket av reguleringstiltak og fra 1988 vises effekten av PDV-epidemien på bestandene i Oslofjorden og Møre og Romsdal. Bestanden i Lofoten og Vesterålen synes uberørt av epidemien. Etter 1990 er det en tilsynelatende rask vekst i bestandene. En må benytte vekstrater på inntil 12% pr år for å forklare bestandsveksten dersom en legger Havforskningsinstituttets nye tellinger til grunn. Slike vekstrater er imidlertid usannsynlige dersom det anvendes empiriske verdier for reproduksjon og dødelighet. Simulert bestandsvekst siste tiår skyldes derfor sannsynligvis en kombinasjon av forbedret tellemetode og reell økning i bestandene. [Simulation of three harbour seal populations at the Norwegian coast based on three or more counts. The relatively rapid growth in recent years is probably a combined effect of improved survey methods and actual increase in stock size.]

Fig. 2.6 viser bestandsutvikling i tre områder der en har mer enn to registreringer før tellingene i 1994-1998, og hvor bestandene viser ulik utvikling. Det er benyttet en enkel deterministisk simuleringsmodell (Bjørge *et al.* 1994) der aldersspesifikk dødelighet og reproduksjon manipuleres til bestandsprosjeksjonen løper både gjennom historiske og nye anslag for bestandsstørrelsen.

For Oslofjorden viser simuleringene en bestandsvekst på ca 3% pr år fra Øyens sine registreringer i 1962 og fram til bestanden ble

reduisert med 70% under PDV-epidemien. Deretter simuleres en rask bestandsøkning på ca 12% pr år.

For Møre og Romsdal er det vist en tilsvarende bestandsutvikling fra 1962 og fram til perioden 1980-87 da 1006 steinkobber ble skutt i som ledd i en bestandsregulering. Deretter faller bestanden markert som følge av PDV-epidemien for så å øke raskt i tiden etterpå.

Øynes (1964) hevdet at bestanden i Lofoten og Vesterålen var utsatt for et meget sterkt jaktpress i begynnelsen av 1960-årene. I

simuleringene reduseres bestanden med ca 2% pr år fram til den i 1973 ble fredet i sommerhalvåret. Deretter har den en rask vekst på ca 8%.

For å fange opp resultatene fra de nye tellingene må vekstratene etter 1990 være på inntil 12% årlig. Dette er usannsynlig rask vekst dersom en benytter empiriske data for dødelighet og reproduksjon og også legger til

grunn dødelighet som følge av bifangster i fiskeredskap (jevnfør Kap. 3). Det er derfor grunn til å anta at forskjellene i nye og historiske anslag for bestandsstørrelse delvis må forklares med at den nye metoden er langt mer presis enn metoder som ble anvendt tidligere. Det er likevel grunn til å anta at bestandene har hatt en betydelig vekst i 1990-årene.

2.4 OVERVÅKNING AV HAVERT

2.4.1 Bakgrunn

Øynes (1964) rapporterte en årlig produksjon på 660 unger av havert fra Finnmark til Møre og Romsdal i 1963 og ingen ungeproduksjon videre sørover. Basert på tellinger i perioden 1979 til 1986 summerte Wiig (1986) totalbestanden av havert i Norge til 3110 dyr. Det er gjennomført flere tellinger som ikke er landsdekkende (Haug *et al.* 1994; Lorentsen & Bakke 1995; Wiig *et al.* 1990).

Havertene samles i større kolonier i forplantningssesongen. Den best dokumenterte kastekolonien i Norge er i Froan naturreservat i Frøya kommune. Her kastes ungene medio oktober måned med noe spredning i tid. Ungene kastes med hvit fosterpels og ligger på land de tre første ukene inntil fosterpelsen er felt. Lengre nord er det en forsinkelse i kastetiden slik at ungekasting i Finnmark foregår helt fram til utgangen av desember måned.

Ungeproduksjonen i Froan er undersøkt flere ganger, men det er benyttet ulike metoder og det har tildels vært mangelfull dekning av området. Wiig *et al.* (1990) mente at ungeproduksjonen i Froan økte i perioden fra 1974 til 1983, men fra 1985 til 1987 hadde ungeproduksjonen stagnert eller minket. De mente dette skyldes fiskerimyndighetenes fellingsprogram som bare i 1984 tok 100 unger og 40 kjønnsmodne hunner.



Fig. 2.7. Havertene kaster unger med langhåret hvit pels. Ungene beholder denne pelsen i ca tre uker og i denne tiden ligger de hovedsakelig på land. De første par ukene av denne tiden dier de. [Monitoring grey seals is based on counts of white coated pups.]

Lorentsen & Bakke (1995) gjennomførte et eksperiment for å beregne ungeproduksjonen i Froan ut fra åtte tellinger samme sesong (kastesesongen 1993). De mente at det tilsammen ble kastet 306 unger i Froan, men det høyeste antallet unger de registret på en telling var 90. Dersom denne antakelsen er riktig, vil det si at den reelle ungeproduksjonen kan være mer enn tre ganger høyere enn det antall unger som kan observeres til enhver tid.

Havforskningsinstituttet har valgt å benytte antall unger i kastekoloniene som grunnlag for en indeks for bestandsutviklingen. Selv om reell ungeproduksjon kan være vesentlig høyere enn det antallet unger som observeres under en telling, svekkes ikke bruk av observerte unger som indeks for bestandsutvikling dersom tellingene innen et område hvert år *foretas til samme tid i forhold til kasteforløpet*.

Tabell 2.2. Telling av unger av havert i Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Totalbestand framkommer ved å multiplisere antall unger med 4.5. Til sammenligning er antall unger registrert under Havforskningsinstituttets flytelling i 1979 tatt med. [Counts of grey seal pups from Sør-Trøndelag to Lofoten.]

Fylke - kommune	1996	1998	Total-bestand	Ant. unger i 1979
<i>Sør-Trøndelag</i>				
Frøya	190			
Bjugn & Roan	72			
Sum Sør-Trøndelag	262		1 179	228
<i>Nord-Trøndelag</i>				
Vikna		3		
Leka		64		
Sum Nord-Trøndelag		67	302	47
<i>Nordland</i>				
Bindal		127		
Sømna		40		
Brønnøy		43		
Vega		14		
Herøy		23		
Rødøy		72		
Meløy		11		
Røst		17		
Værøy		45		
Moskenes		7		
Sum Nordland		399	1 796	140
Totalsum	262	466	3 276	415

I Finnmark er telling av unger ved hjelp av fotografisk metode et problem på grunn av lys- og værforhold i det tidsrommet ungene er tilgjengelige på land med hvit pels. Her vil flytelling av ett år gamle og eldre dyr i hårfellingstiden legges til grunn for bestandsindeksen. Dette vil gi en pekepinn på om antall hårfellende havert øker eller avtar, men det gir ikke svar på hvilke kastekolonier som eventuelt gir grunnlag for den observerte bestandsutviklingen. For havert kan det være flere titalls kilometer mellom kastelokalitet og hårfellingsområde. På grunn av inntil tre måneders forskyvning av årssyklus mellom områdene sør og nord for Lofoten-Vesterålen er det lite sannsynlig at en vil ha stor innblanding

av havert som kaster fra Lofotodden og videre sørover i registreringene av hårfellende dyr i april i Troms og Finnmark. Antall hårfellende dyr i Troms og Finnmark kan dermed summeres med kastebestanden sør for Lofoten for å få et anslag for totalbestanden av havert i Norge. Et ytterligere kompliserende problem er at en ikke kjenner innslaget av russiske havert i den bestanden som har hårfelling på norsk side og *vice versa*.

2.4.2 Telling i perioden 1996-1998

Det er gjennomført flygninger i kastetiden for alle kjente kolonier fra Sør-Trøndelag til Lofotodden. Resultatene er vist i Tabell 2.2.

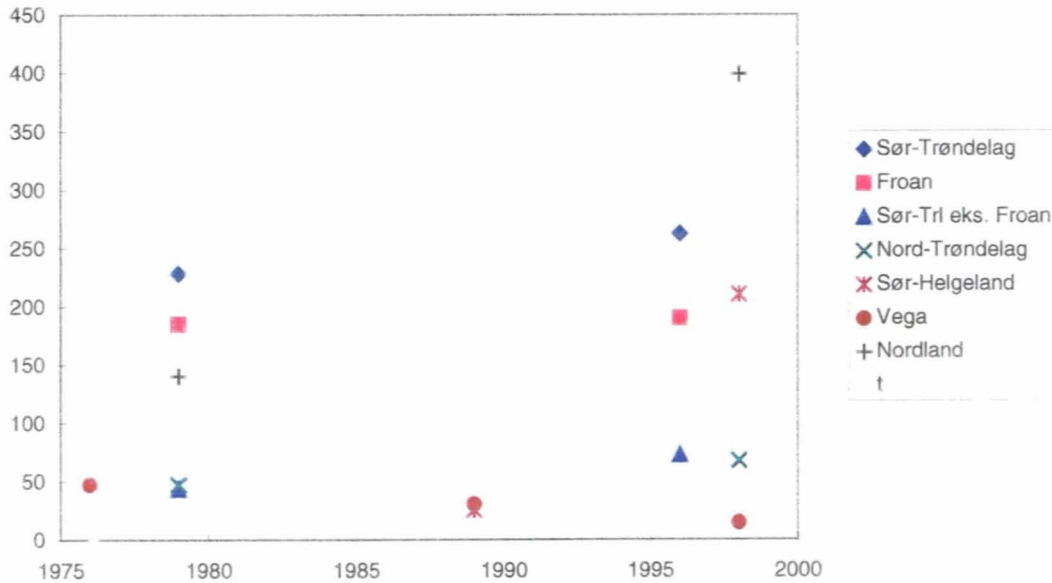


Fig. 2.8. Observert ungeproduksjon av havert i Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. For Sør-Trøndelag er i tillegg Froan naturreservat samt andre deler av fylket vist separat. I Nordland er Vega samt andre Sør-Helgelandskommuner enn Vega vist separat. [Observed grey seal pup production on the coast from Sør-Trøndelag to Lofoten.]

Tilsammen på strekningen Sør-Trøndelag til Lofotodden har det vært en økning på ca 40% i perioden 1979 til 1998. Det er verdt å merke seg at tradisjonelle havertområder som Froan og ytre skjærgård i Vega har hatt henholdsvis liten vekst og tilbakegang i ungeproduksjonen. Det foreligger ingen indikasjoner på at dette skyldes at tettheten av dyr i kasteområdene har blitt for stor. Det er mer sannsynlig at det skyldes forstyrrelser og jakt (det siste særlig i Vega kommune) under kasteperioden. I Froan har forskningsaktiviteten har vært høy under og etter Sjøpattedyrprogrammet. Havertunger har vært merket og gjenfanget for veiing og innsamling av blodprøver flere ganger i løpet av dieperioden.

Det er verdt å merke seg at ungeproduksjonen i naboerområder som har hatt mindre fokus synes å øke raskt (i Sør-Trøndelag eksklusive Froan og Sør-Helgeland eksklusive Vega kommune).

Resultater fra flytelling av hårfellende havert i Troms og Finnmark er vist i Tabell 2.3. Tilsammen er det her registrert 1137 havert.



Fig. 2.9. Hårfellende havert kan opptre enkeltvis men samler seg oftest i store kolonier. En har ikke gode kunnskaper om sammenheng mellom kaste- og hårfellingskonsentrasjoner. Hårfellende havert i Rogaland tilhører sannsynligvis britiske kolonier. [Moulting grey seal.]

Når en summer bestander som tilhører kastekolonier fra Lofotodden og sørover til Sør-Trøndelag og hårfellende havert registrert i Troms og Finnmark blir bestanden for hele landet dermed 4413 dyr.

I tillegg kommer et varierende antall dyr fra britiske kolonier som tidvis kan ha tilhold ved norskekysten fra Lista til Stad.

Tabell 2.3. Antall hårfellende havert i Troms og Finnmark registrert april 1998. [Counts of moulting grey seals in areas north of Lofoten.]

Fylke - kommune	1.4. 1998	2.4. 1998	Beste telling
<i>Troms</i>			
Bjarkøy	4		4
Tromsø	94		94
Karlsøy	37		37
Sum Troms			135
<i>Finnmark</i>			
Hammerfest	229	219	219
Måsøy	13	177	177
Nordkapp		73	73
Porsanger		61	61
Lebesby		7	7
Gamvik		144	144
Tana		55	55
Berlevåg		248	248
Vardø		18	18
Sum Finnmark			1002

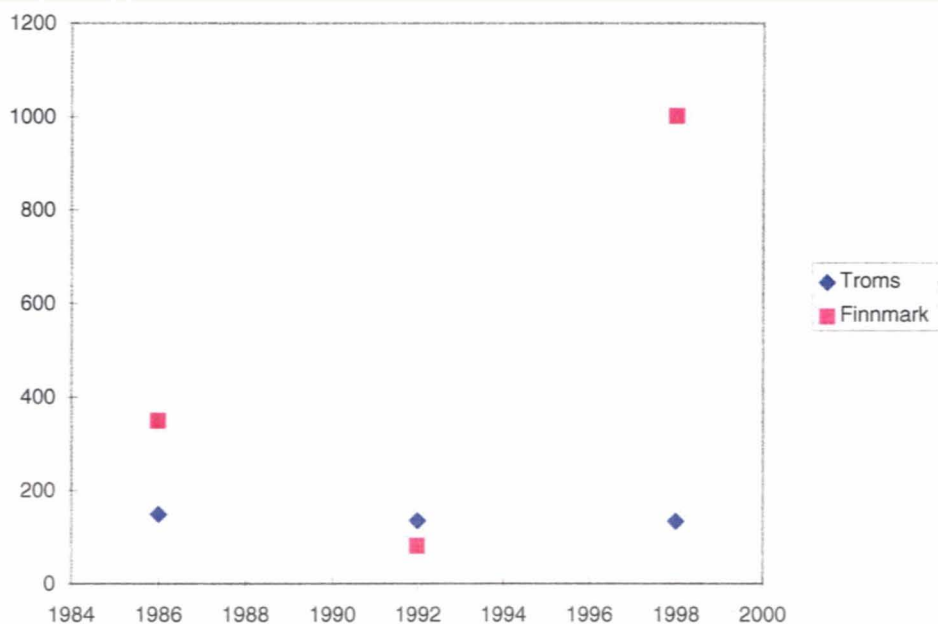


Fig. 2.10. Observasjon av hårfellende ett år gammel og eldre havert i Troms og Finnmark. Tellingene i 1992 er utført av Fiskeriforskning (Haug *et al.* 1994). [Counts of moulting grey seals north of Lofoten.]

2.5 TILRÅDNING OM VIDERE OVERVÅKNING

Sammenligning av tellemetoder viser at med fotografering fra fly og etterfølgende bildeanalyser i laboratoriet registreres et vesentlig høyere antall dyr enn med metoder som har blitt

anvendt tidligere. Den nye metoden er også kostnadseffektiv slik at en kan dekke begge selartene langs hele norskekysten i løpet av en femårsperiode. Tabell 2.4 viser Havforskningsinstituttets anbefalinger om hvordan kyststrekningene dekkes i år 2000 og påfølgende tiårsperiode. For telling av hårfellende dyr bør

hvert område dekkes med minimum tre tellinger hvert år, og med minimum 24 timer mellom hver telling. For steinkobbe er det ønskelig å starte med strekningen fra Rogaland til Sogn og Fjordane fordi en her foreløpig ikke har full geografisk dekning med tellinger som Havforsknings-instituttet mener har tilstrekkelig kvalitet som utgangspunkt for en

bestandsindeks. For unger av havert er det viktig at telling foregår til samme tid i forhold til kasteaktiviteten, eller at det etableres kurver for forløpet av kasteaktiviteten slik at telleresultatene kan korrigeres for tidsforskyvning fra år til år før det foretas en indeksberegning.

Tabell 2.4. Framdriftsplan for overvåkning av kystsel slik den er planlagt gjennomført ved Havforskningsinstituttet. Framdriftsplanen forutsetter flygning langs utvalgte transekter og fotografisk dokumentasjon av selbestandene langs transektene. Alle forekomster av hårfellende dyr skal kartlegges minimum tre ganger pr år for å få et mål for usikkerheten i tellingene. Ved denne framdriftsplanen blir alle selkolonier langs hele kysten registrert hvert femte år. [Proposed schedule for future monitoring of seal stocks.]

Område \ År	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Steinkobbe											
Østfold- Vest-Agder				—					—		
Rogaland- Sogn & Fjordane	—					—					—
Møre & Romsdal- Nord-Trøndelag					—					—	
Nordland		—					—				
Troms- Finnmark			—					—			
Havert											
Frøya- Roan	—					—					—
Vikna- Brønnøy		—					—				
Vega- Moskenes			—					—			
Bjarkøy- Nordkapp				—					—		
Porsanger- Sør-Varanger					—					—	

Havforskningsinstituttet mener det er av avgjørende betydning at overvåkningsmetoden ligger fast gjennom en lengre periode slik at en kan utnytte bestandsindekser til beregne endringer fra år til år. Fastsettelse av regionale kvoter vil representere forskjellig jaktpress i de ulike områdene. For å måle effekten av ulike nivåer av jaktpress er det også nødvendig at overvåkningsmetoden er mest mulig sammenlignbar fra ett område til et annet.

I tillegg til framdriftsplanen i Tabell 2.4, mener Havforskningsinstituttet det er nødvendig å

følge opp avtaler inngått med Sverige og Danmark om koordinert overvåkning i Skagerrak-Kattegat. Dette kan medføre justeringer av telleprogrammet for steinkobbe i forhold til Tabell 2.4.

Havforskningsinstituttets tellemetode tilfredsstiller Direktoratet for naturforvaltning's krav for overvåkning av biologisk mangfold, og var forutsatt å skulle inngå i den nasjonale overvåkningsplanen (DN 1998). Dette bør være en prioritert oppgave også i det videre arbeidet med overvåkning av kystsel.

3 Livshistorieparametere og populasjonsbiologi

NOU 1990:12 "Landsplan for forvaltning av kystsel" forutsatte at det ble etablert en aldersstrukturert bestandsmodell der en kan benytte aldersspesifikke data på dødelighet og fødselsrater. Modellen skal benyttes til å simulere effekter av ulike forvaltningstiltak som grunnlag for myndighetenes fastsettelse av kvoter. For å øke utsagnskraften av simuleringene er det viktig å bruke så presise verdier som mulig for de livshistorieparametere som inngår.

- ✓ Havforskningsinstituttet disponerer en aldersstrukturert deterministisk populasjonsmodell hvor alder ved kjønnsmodning, aldersspesifikk fødselsrate og aldersspesifikk dødelighet inngår som sentrale parametere;
- ✓ I kombinasjon med Havforskningsinstituttets bestandsregister vil modellen kunne benyttes til å simulere virkningen av ulike forvaltningsstrategier, og dermed bidra til å utarbeide anbefalinger om tiltak;
- ✓ Gjenfangster fra 3571 havert og 630 steinkobber som er merket ved norskekysten viser at en har relativt stor dødelighet som følge av bifangster i fiskeredskap. Minimum 6% av samtlige havert og steinkobber dør som følge av bifangst. For begge arter er bifangstdødeligheten størst det første året. Omfanget av disse bifangstene er så stort at det forventes å ha effekt på bestandsutviklingen;
- ✓ Det bør etableres overvåkning av bifangster av kystsel (og andre arter sjøpattedyr) i norske fiskerier slik at effekten på bestandsnivå kan evalueres;
- ✓ Det foreligger ikke gode, oppdaterte data om livshistorieparametere på kystsel. Arbeidet med å oppdatere slik informasjon bør intensiveres (f. eks. ved innsamling av prøver fra dyr felt i den ordinære jakten) for at presisjonen av simuleringer skal bedres.

3.1 INNLEDNING

Aldersstrukturerte bestandsmodeller forutsetter ofte at en har informasjon om noen bestandsparametere som alder ved kjønnsmodning, aldersspesifikk fødselsrate og aldersspesifikk dødelighet. Presisjonen av simuleringene avhenger blant annet av hvor nøye disse parameterne er fastlagt. Fra andre områder foreligger det livshistorietabeller for både havert og steinkobber. I forbindelse med seldøden i 1988 ble et meget stort materiale av steinkobbe tilgjengelig i løpet av kort tid. Dette ble utnyttet til en omfattende kartlegging av livshistorieparametere (Härkönen & Heide-Jørgensen 1990).

Sjøpattedyr som oppholder seg i kystfarvann er utsatt for å drukne i fiskeredskap. Det foreligger imidlertid få opplysninger om omfanget bortsett fra for noen fiskerier i USA hvor fiskerimyndighetene gjennom flere år har hatt observatører ombord i fiskefartøyene. Observatørene har ført nøyaktig statistikk over bifangster av sjøpattedyr.

3.2 UNDERSØKELSER I VED HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

3.2.1 Livshistorieparametere

Ved Havforskningsinstituttet er det ikke gjennomført nyere undersøkelser av livshistorieparametere. Undersøkelser basert på materiale som ble innsamlet av instituttet i forbindelse med fellingsprogrammet 1980-84 er presentert av Wiig (1986) og Bjørge (1992) for henholdsvis havert og steinkobbe.

3.2.2 Aldersspesifikk bifangstdødelighet

I perioden 1975-98 er det merket 3571 havert og 630 steinkobber (Tabell 3.1 og 3.2). Tilsammen er det returnert 259 merker (7%) fra havert og 80 merker (13%) fra steinkobbe. De fleste merkene skyldes at selene drukner i fiskeredskap og minimum ca 6% av samtlige havert og steinkobber ved norskekysten drukner på denne måten (Tabell 3.3). Bunn garn er den redskapstypen som tar flest dyr, fulgt av torskeruser. Andre redskapstyper har bare små bifangster av kystsel.

Dødelighet som følge av bifangst synes å være noenlunde lik i de forskjellige deler av kysten, men noen steder er antall merkede dyr meget begrenset. Det er likevel verdt å merke seg at det ikke er registrert bifangstdødelighet på 37 steinkobber som er merket i Froan naturreservat. Dette kan skyldes at det ikke foregår garn- eller rusefiskerier i naturreservatet og at reservatet er stort nok til å gi beskyttelse til steinkobber også mens de er på næringssøk.

Hele 2927 unger av havert er merket i Froan naturreservat og disse har bifangstdødelighet som tilsvarer nivået hos havert merket andre steder langs kysten. Dette kan forklares med at havertene kort tid etter dieperioden er slutt forlater naturreservatet og de er dermed like eksponert mot fiskeredskap som havert fra andre områder.



Fig. 3.1. Bifangst av sel i redskap er en typisk konflikt mellom sel og fiskeriene langs kysten. Denne form for konflikt rammer spesielt den del av sjarkflåten som driver med garn- og rusefiske. [Coastal gill netters are experiencing interactions with seals. Bycatches of seals are frequent.]

Tabell 3.1. Merking og gjenfangster av havert langs norskekysten i perioden 1975-1998. [Tagging and recoveries of grey seals at the Norwegian coast in the period 1975-1998.]

Område	Merking	Gjenfangst	Gjenfangst-rate
Sør-Trøndelag	2972	222	0.08
Vikna-Sørhelgeland	40	4	0.1
Nordhelgeland-Salten	112	6	0.05
Røst-Lofotodden	65	2	0.03
Troms	25	1	0.04
Vest-Finnmark	196	14	0.07
Øst-Finnmark	161	10	0.06
Sum	3571	259	0.07

Tabell 3.2. Merking og gjenfangst av steinkobbe langs norskekysten i perioden 1978-1998. [Tagging and recoveries of harbour seals at the Norwegian coast and at the Svalbard archipelago in the period 1978-1998.]

Område	Merking	Gjenfangst	Gjenfangst-rate
Hvaler, Oslofjord	115	17	0.15
Nordøyane, Møre og Romsdal	158	25	0.16
Orskjæra, Møre og Romsdal	15	2	0.13
Froan nature reserve	37	0	0
Vikna, Nord-Trøndelag	22	4	0.18
Stø	125	12	0.10
Gisløy	14	2	0.14
Nordmjele	70	6	0.09
Alle andre områder	74	12	0.16
Sum norskekysten	630	80	0.13
Svalbard	98	1	0.01

Tabell 3.3. Aldersspesifikk gjenfangst av havert merket på norskekysten i perioden 1976-1998 og gjenfangster av steinkobbe merket på norskekysten i perioden 1978-1998. De fleste gjenfangster er fra døde dyr og dødsårsak er oppgitt der slik informasjon finnes. [Age specific recoveries of grey and harbour seals tagged as pups at the Norwegian coast during the period 1976-1998. The cause of death associated with recoveries are given when available.]

Dødsårsak	Måneder mellom merking og gjenfangst											Total
	0-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	13-16	17-24	25-36	37-48	49+	
<i>Havert</i>												
Ukjent	6	3	3	3			1	1			1	15
Bunngarn	51	42	26	8	1	1	9	4	8	10	9	169
Torskeruser	14	8	1	1			1		1		1	27
Andre fiskeredskap		1	1	1	1	1		1	1		1	8
Jakt			2	2		1	1	1	1	3	13	24
Fellingsprogram	6	1		2							7	16
Sum	77	52	33	17	2	3	12	7	11	13	32	259
<i>Steinkobbe*</i>												
Ukjent	9	2	1	2	1	2	4	1	3		3	28
Bunngarn	9	5	1	5	4	1	1	3		1	1	31
Torskeruser		1	1				1		1			4
Andre fiskeredskap	2							1			1	4
Jakt	2			1	5			2				10
Fellingsprogram		1	1	1			1					4
Sum	22	9	4	9	10	3	7	7	4	1	5	*81

* Inklusive ett dyr merket ved Svalbard og gjenfanget på norskekysten

3.3 TILRÅDNINGER OM VIDERE UNDERSØKELSER

Det er et behov for å oppdatere informasjon om reproduksjonsbiologi hos både havert og steinkobbe. Registrering av jegere som deltar i jakt på kystsel gjør det mulig å innhente materiale fra den ordinære jakten. Det vil imidlertid være ønskelig med et stort materiale innsamlet over kort tid i et avgrenset område. Innsamling av et slikt materiale bør eventuelt organiseres som et forskningsprosjekt og betjene flest mulig vitenskapelige formål.

Merking av kystsel med konvensjonelle selmerker bør videreføres. Videre bør det opprettes et system for registrering av bifangster av kystsel (og andre sjøpattedyr) i norske fiskerier.



Fig. 3.2. Konvensjonelle selmerker er en rimelig teknikk som over tid akkumulerer store mengder forvaltningsrelevant informasjon. [The use of flipper tags accumulates information on seal movements and mortalities.]

4 Økologi og habitatbruk

I følge NOU 1990:12 "Landsplan for forvaltning av kystsel" kan livskraftige bestander av kystsel beskattes som en fornybar ressurs og bestandene reguleres etter økologiske og samfunnsmessige hensyn. For å fremskaffe informasjon som grunnlag for vurdering av økologiske og samfunnsmessige hensyn har Havforskningsinstituttet gjennomført studier av kystselens økologi og habitatbruk. Dette kapitlet sammenfatter resultater fra undersøkelser utført av Havforskningsinstituttet, samt undersøkelser der Havforskningsinstituttet har samarbeidet med andre institutter:

- ✓ Gjenfangst av 80 steinkobber ved norskekysten viser at steinkobbene er relativt stasjonære og midlere avstand mellom sted for merking og gjenfangst er mindre enn 40 kilometer.
- ✓ Studier av radiomerkede steinkobber viser at de er meget stasjonære i tiden rundt reproduksjonssesongen i juni-juli og at de utnytter ulike habitattyper i nærheten av hvileplassene som beiteområder.
- ✓ Om sommeren beiter steinkobbene på eller nær havbunnen og bassenger med dybder fra 75 til 200m synes være det mest foretrukne beitehabitatet. Øyepål, en typisk art i slike bassenger, er vanligste bytteart i sommerhalvåret hos steinkobber i Midt-Norge og i Ytre Oslofjord. Et annet viktig beitehabitat er taregrodde grunner og strømrike sund hvor småsei synes være et viktig bytte.
- ✓ 259 gjenfangster av merkede havert viser at avstanden mellom sted for merking og gjenfangst kan være 120 kilometer. Hos voksne havert viser gjenfangstene at de returnerer til fødestedet i forplantningstiden. Til andre tider av året (inklusive hårfellingstiden) er gjennomsnittsavstanden mellom sted for merking og gjenfangst av voksne fra 60 til 80 kilometer.
- ✓ Havert satellittmerket ved Froan i Sør-Trøndelag viste at hele kyststrekningen fra Møre til Lofoten utnyttet som beiteområde for denne bestanden.

4.1 INNLEDNING

Definisjon: Habitat er det området eller miljøet hvor en plante eller dyr lever. Habitatvalg og habitatbruk beskriver hvilke type områder dyrene velger til de ulike livsfunksjonene og hvordan disse områdene blir utnyttet. Størrelsen (arealet) på området et individ utnytter blir kalt "home range".

Ifølge tilrådingene i NOU 1990:12 "Landsplan for forvaltning av kystsel" kan livskraftige bestander av kystsel beskattes som en fornybar ressurs og bestandene reguleres etter økologiske og samfunnsmessige hensyn. Det skal legges vekt på miljøforhold og hensynet til fiskeriene. Selene er tilgjengelige for telling mens de er samlet og ligger på land. Det er imidlertid mens selene er i sjøen at det oppstår konfliktforhold til fiskeriene. Kunnskap om kystselens habitatbruk er derfor nødvendig både for å kartlegge hvor store områder rundt en selkoloni det kan oppstå

konfliktforhold mellom sel og fiskerier, og for å kunne tilrå relevante størrelser på jaktområder der hvor det kan åpnes for jakt.

For steinkobbe og havert er det i tillegg til beite- og forplantningshabitat også aktuelt å kartlegge hårfellingshabitater fordi bestandsovervåkningen baseres blant annet på registrering av hårfellende dyr.

Steinkobbene er stedbundne og alle livsfunksjonene gjennomføres innen relativt små avstander. Forplantnings- og hårfellingshabitatene består gjerne av et eller flere landområder, for eksempel mindre holmer og skjær eller sandbanker. Steinkobbenes forplantnings- og hårfellingshabitater er ofte (men ikke nødvendigvis) identiske og kalles bestandens kjerneområde. Beiteområdene er de nærmeste sjøarealene rundt kjerneområdet. Havertenes beiteområder kan være tildels langt unna de landområdene som benyttes i forplantningssesongen.

Havertenes kasteområder (forplantnings-habitatet) defineres imidlertid som bestandens kjerneområde, og det er her tellingene fortrinnsvis utføres, selv om det i noen områder har vist seg nødvendig å telle hårfellende havert (Kap. 2.4). Det er foreløpig ikke tilgjengelige data som viser sammenheng mellom kastelokalitet og hårfellingsområde hos havert, og det kan ikke utelukkes at ansamlinger av hårfellende havert består av dyr fra flere kastekolonier.

Steinkobber og haverter har ulik habitatbruk, og økologi. Steinkobbene er som nevnt relativt stasjonære, og vil være avhengig av det næringstilbudet som til enhver tid finnes innenfor det avgrensede området de benytter. Det betyr at næringsvalget trolig vil variere med endringer i næringstilgangen innen området.

Sannsynligvis er det intern konkurranse mellom dyrene i en koloni om den beste beiteområdene i områdene som ligger nærmest bestandens kjerneområde (hvileplasser). Dette kan være en regulerende faktor for størrelsen på lokale bestander.

Havertene derimot forlater kasteområdene straks forplantningsperioden er avsluttet og sprer seg ut over store deler av kysten. De kan oppsøke og følge viktige byttedyrbestander over lange avstander og er ikke på samme måte som steinkobbene avhengig av vekslende næringstilgang i et avgrenset område.

Det er grunn for å anta at steinkobbene er opportuniste med valg av byttedyr innen et avgrenset område, mens havertene kan betraktes som opportuniste med hensyn på valg av område i søk etter egnet næring. Dette betyr at det sannsynligvis er ulike mekanismer som regulerer utbredelse og tetthet av de to artene. Det er trolig også ulike faktorer som bestemmer områdenes bæreevne (carrying capacity) for de to artene og dermed regulerer hvor stor en bestand blir i et område før den eventuelt ekspanderer til nye områder.

4.2 METODER FOR STUDIER AV HABITATBRUK

Habitatbruk kan studeres ved å følge fordelingen av dyr i en bestand gjennom en tidsperiode (f.eks. en årssyklus). Best informasjon får en imidlertid ved å identifisere og følge enkeltindivider for så å trekke konklusjoner om bestandens habitatbruk på grunnlag av detaljert informasjon fra et tilstrekkelig antall representative enkeltindivider. ICES Working Group on Marine Mammal Habitats har utarbeidet en oversikt over metoder som er tilgjengelige for habitatstudier av sel basert på individuell identifisering. Arbeidsgruppen drøftet fordeler og ulemper ved disse metodene (ICES 1999). Metodene er enten basert på naturlige merker (f.eks. fargetegninger i pels eller genetisk identitet), eller kunstige merker som påføres dyrene. Av kunstige merker er det to hovedtyper: passive merker (f.eks. frysemerking eller sveivemerker), eller aktive merker som registrerer og lagrer eller sender informasjon.



Fig. 4.1. Steinkobbe med VHF-radiomerke. [A harbour seal carrying a VHF radio tag.]

Aktive merker er dyre i anskaffelse og det er komplisert å fange og merke dyrene. Vanligvis gir slike metoder meget detaljert kunnskap om de merkede dyrene, men ofte inngår bare et mindre antall dyr i undersøkelsene. Kunstige passive merker er rimelige, gir som oftest bare informasjon om tid og sted for merking og gjenfangst, men store antall dyr inngår som regel i slike undersøkelser.

For å følge dyrene mens de er i vann er det nødvendig å benytte merker som enten sender data (radiomerker) eller som lagrer data (data loggere) som kan bli avlest dersom dyret eller merket gjenfanges. For arter som er stasjonære innen områder på få titalls kilometer er det mulig å benytte VHF radiomerker. For arter med lange vandringer er satellittbaserte sendere en mulighet.

Til undersøkelser av kystsel i Norge er det benyttet tradisjonelle selmerker og det er tilsammen merket 630 steinkobber (Tabell 3.1) og 3571 havert (Tabell 3.2). Videre er det benyttet VHF-radiosendere (i kombinasjon med ultrasoniske sendere) for detaljerte studier av steinkobbenes habitatbruk og satellittbaserte sendere på havert.

4.3 STEINKOBHENES ØKOLOGI OG HABITATBRUK

4.3.1 Bakgrunn

Det er utført detaljerte studier av steinkobbenes habitatbruk flere steder i Nordsjøområdet. Et av de studiene der en har kunnet følge enkeltdyr innen en bestand over mange år er utført av Hårding og Härkönen (1999) på kysten av Bohuslän (Kosterbestanden). Her er en vesentlig del av bestanden blitt frysemerket. Ungene merkes mot slutten av dieperioden eller like etter avvenning. Det benyttes templatler med en kombinasjon av tall og bokstaver (inntil tre symboler) som kjøles i flytende nitrogen og presses mot pelsen i kort tid. Denne behandlingen misfarger pelsen slik at tall- og bokstavsymbolene er leselige i ettertid. Misfargingen varer hele livet og de misfargede feltene vokser proporsjonalt med dyrets kroppsvekst.

Prosjektet viste at unger sprer seg over lange avstander, men returnerer og er meget stasjonære som voksne. Prosjektet viste også at dyrene alternerer mellom hvileplasser med inntil 10 kilometers avstand og at dyrene på hvileplassene er segregert med hensyn på kjønn og alder. Dette er i samsvar med undersøkelser av radiomerkede dyr i Skotland. Her ble dyrene også peilet mens de var på næringssøk, og avstander på inntil 46

kilometer mellom hvileplasser og beiteområder ble registrert (Thompson og Miller 1990; Thompson 1989).

Ved prøvetakning til biologiske undersøkelser kan alders- og kjønnssegregering på hvileplassene resultere i at innsamlet materialet ikke er representativt for bestanden. Dette forutsetter inngående kunnskaper om strukturen i en bestand og at en tar dette med i planleggingen av prøvetakningen. Når ca $\frac{3}{4}$ av alle steinkobbene i Kattegat-Skagerrak døde i løpet av kort tid som følge av en virusepidemi ble et meget stort antall dyr tilgjengelige for demografiske studier (Dietz *et al.* 1989; Härkönen og Heide-Jørgensen 1990). På det tidspunkt var en stor andel av bestanden ved Koster frysemerket. Dette ga en stor mulighet for inngående analyser av bestandens demografi, romlige fordeling og segregasjon og dermed en helhetlig forståelse av bestandens habitatbruk og økologi (Heide-Jørgensen og Härkönen 1988; Hårding og Härkönen 1999).

4.3.2 Undersøkelser i Norge

Etter at Havforskningsinstituttet i 1978 tok til å merke unger av steinkobbe er det tilsammen merket 630 dyr. Praktisk talt alle ble merket som unger og i de første åtte månedene etter merking økte avstanden mellom merkestet og gjenfangststed (Fig. 4.2), men forskjellen på medianavstand og gjennomsnittsavstand indikerer at det er noen få individer som hadde vandret langt og resulterer i at gjennomsnittsavstanden blir forholdsvis stor. Etter at dyrene blir ett år gamle og eldre er det liten forskjell mellom median- og gjennomsnittsavstand og begge er mindre enn ca 40 kilometer.

Dersom en ser på gjennomsnittsavstand mellom merkestet og gjenfangst gjennom året (Fig. 4.3) ser vi at avstanden er størst i vinterhalvåret. Dette skyldes nok at dyrene er mindre knyttet til de faste hvileplassene som benyttes i sommerhalvåret, og klimatiske forhold gjør flere av disse eksponerte skjærene uegnet som hvileplasser om vinteren.

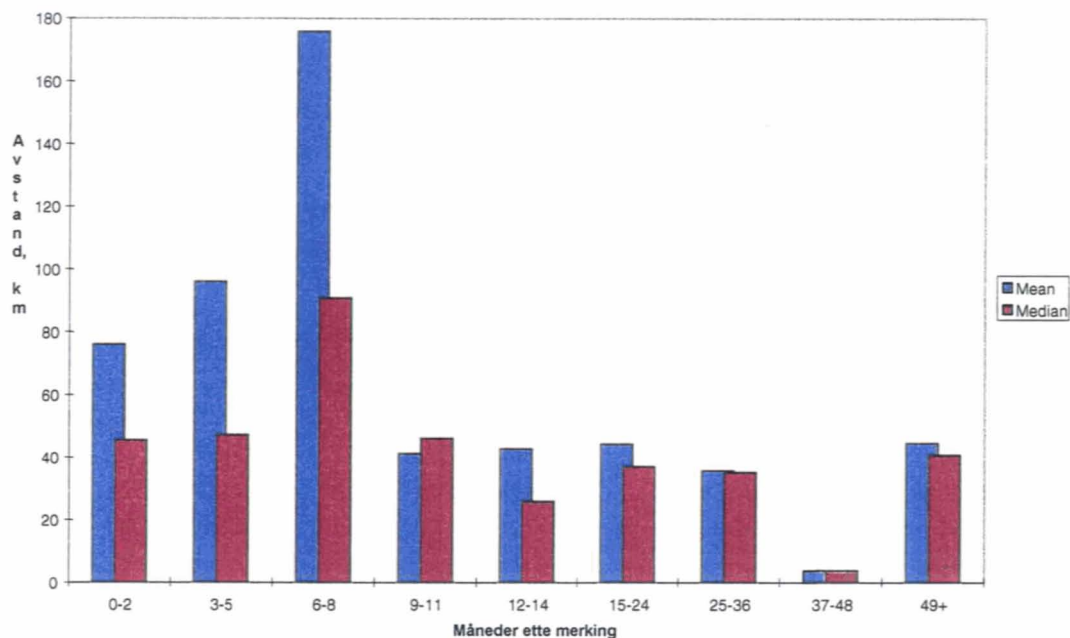


Fig. 4.2. Median og gjennomsnittlig avstand fra merkested til gjenfangststed for steinkobber merket ved norskekysten i perioden 1978-98. Alle gjenfangster fram til 31. Desember 1998 er tatt med. [Median and mean distances between site of tagging and site of recovery for harbour seals tagged at the Norwegian coast in the period 1978-98. All recoveries up to December 1998 are included.]

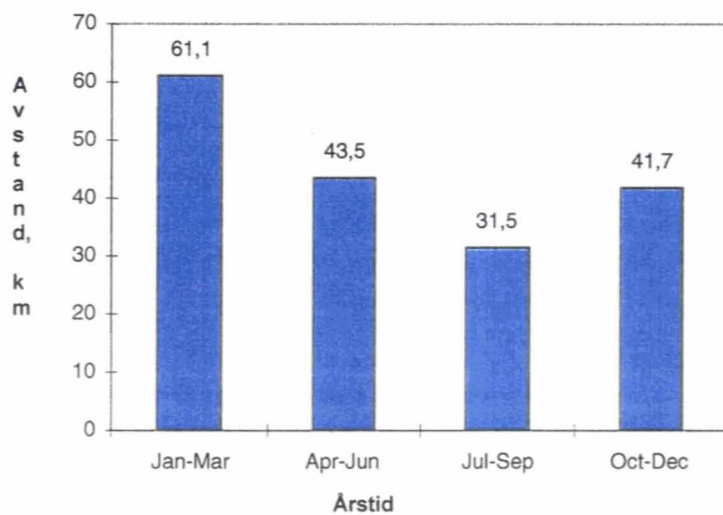


Fig. 4.3. Medianavstand mellom merkested og gjenfangst av alle aldersgruppe steinkobber i perioden 1978-1998. [Median distance between site of tagging and recovery of harbour seals (all age groups).]

I samarbeid med NINA-Orso og Sea Mammal Research Unit (UK) har Havforskningsinstituttet bidratt til detaljerte studier av steinkobbenes habitatbruk på norskekysten. Karakteristisk for norske kystfarvann er at mange ulike habitat-typer er tilgjengelig innen relativt korte avstander fra steinkobbenes kjerneområder, dvs innenfor de avstandene steinkobbene normalt beveger seg. Det er da av spesiell interesse å få kartlagt hvilke typer habitater de benytter som beiteområder da dette er informasjon som kan benyttes blant annet til å vurdere konfliktforhold til fiskerier og andre næringsinteresser i kystfarvannet.

Til disse undersøkelsene er det benyttet VHF-radiotelemetri. Et lite radiomerke festes til dekkhårene på dyrenes pels og sender signaler hver gang dyret er på overflaten eller på land. Signalene mottas av to automatiske, retningsbestemmende radiostasjoner. Radiostasjonene inneholder en computer som sørger for at retning og tidsangivelse lagres. I ettertid kan en benytte retningene fra de to stasjonene til å krysspeile dyrene både for å se hvor de legger seg på land og hvor de drar for å beite. Slike undersøkelser er gjort både i Froan naturreservat, Sør-Trøndelag, og i Sandøy kommune, Møre og Romsdal.

Noen av dyrene ble utstyrt med dybde- og hastighetsmåler samt en sonde i som registrerer temperatur magesekken i kombinasjon med VHF radiosendere. Dyp-tid registreringer kan benyttes til å beskrive dykkprofiler. Dermed kan en tolke hva dyret foretar seg. På vei til og fra beiteområdene svømmer dyrene med V-formede dykk der flere dykk etterhverandre følger i samme retning. Når dyrene ankommer beite-områdene blir dykkene U-formet og svømme-retningen endrer seg ofte både mellom dykk og i løpet av dykkene. Vi har tolket U-dykk som beitedykk og formen på dykkene tilsier at dyrene svømmer ned mot bunnen og bruker noe tid der for å søke etter mat før de svømmer opp mot overflaten igjen.

Magetemperaturen er i utgangspunktet rundt 37° C og synker dersom dyrene tar til seg føde (som forutsetningsvis har samme temperatur som sjøvannet). Vi har benyttet fall i magetemperatur til å få bekreftet at U-formede dykk faktisk er beitedykk. I et prosjekt utført

ved Universitetet i Oslo er det også vist at det er sammenheng mellom temperaturendringene i magesekken og måltidets størrelse (Bekkby og Bjørge 1995). Men for frittlevende sel er magetemperatur hittil bare benyttet for å påvise beiteområder.

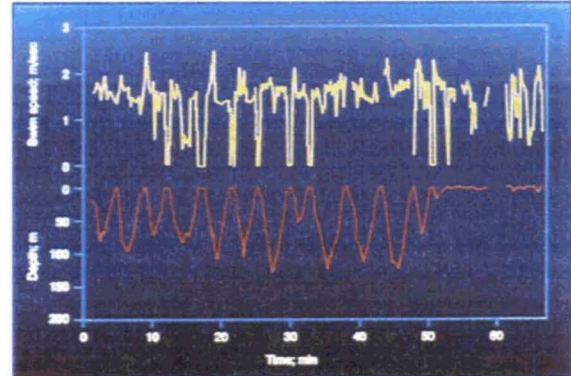


Fig. 4.4. V-formede dykkprofiler (dybde/tid) fra steinkobbe med dybde-hastighetsmålere. V-formet dykk tyder på at selen er på vei fra ett sted til et annet, f.eks. mellom beiteområde og hvileområde. [V-shaped transit dives in an adult male harbour seal.]

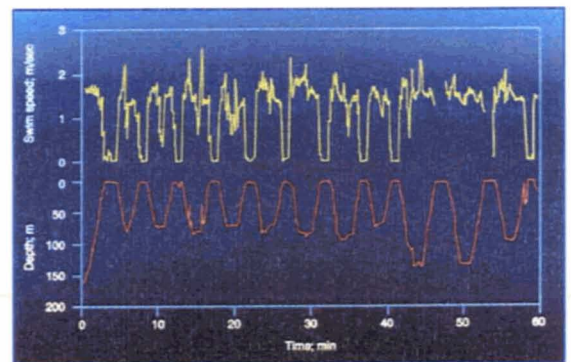


Fig. 4.5. U-formet dykkprofil tolkes som beitedykk. Det er hovedsakelig på beiteområdet at selene har denne type dykkatferd. [U-shaped foraging dives in an adult male harbour seal.]

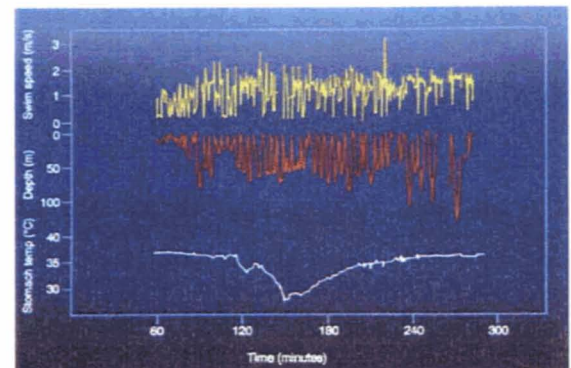


Fig. 4.6. Magetemperatur og dykkprofiler hos en frittlevende steinkobbe på næringssøk. [Drop in stomach temperature as indicator of foraging in a free ranging adult male harbour seal.]

Ved å kombinere en geografisk modell (GIS-modell) og en energetikkmodell er steinkobbenes habitatbruk studert i detalj. Til sammen er 29 steinkobber radiomerket i tilknytning til disse undersøkelsene.

Fig. 4.7 viser modellområdet i Sandøy kommune, Møre og Romsdal, og plassering av radiostasjonene som benyttes til posisjonsbestemmelse av radiomerket sel.

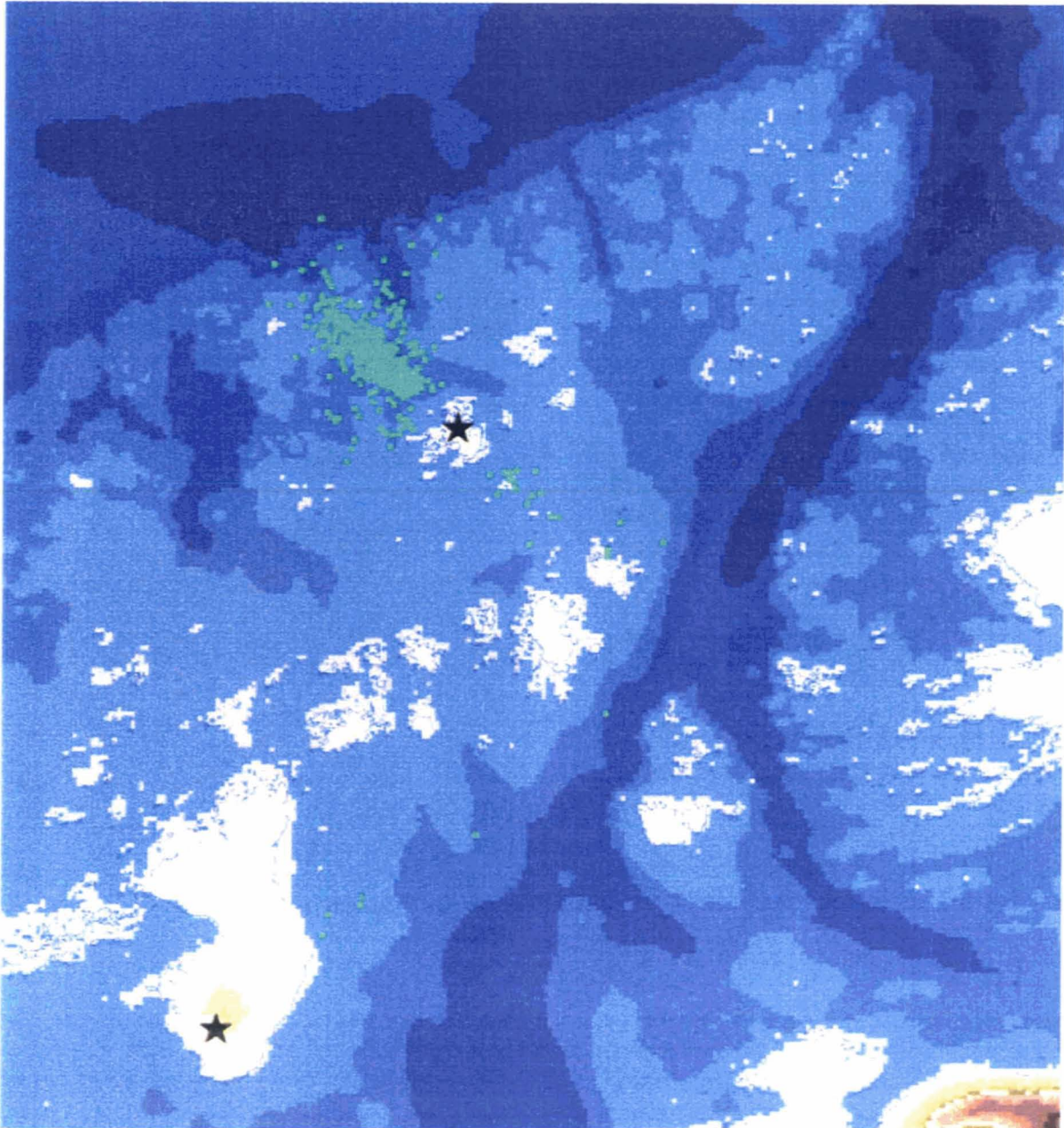


Fig. 4.7. Sandøy kommune, Møre og Romsdal, med to automatiske retningsbestemmende VHF-radiostasjoner (*), en på Harøfjellet (156m o.h.) og en på Ona fyr (45m o.h.). De grønne punktene viser posisjonsbestemmelser av radiomerket steinkobbe nr. 10 fremkommet med triangulering av samtidige retningsangivelser fra de to radiostasjonene. [Sandøy study area for VHF tracking of harbour seals. Two automated directional radio receiving stations and locations of radio tagged seal no. 10 are shown.]

Det avtegner seg et klart bilde av at det i Midt-Norge er det to typer beitehabitater som er viktige for steinkobber sommerstid. De fleste av de radiomerkede selene oppsøker bassenger

på mellom 75 til 200 meters dybde. Et eksempel på denne type habitatbruk er vist i Fig. 4.7 og Fig 4.8.

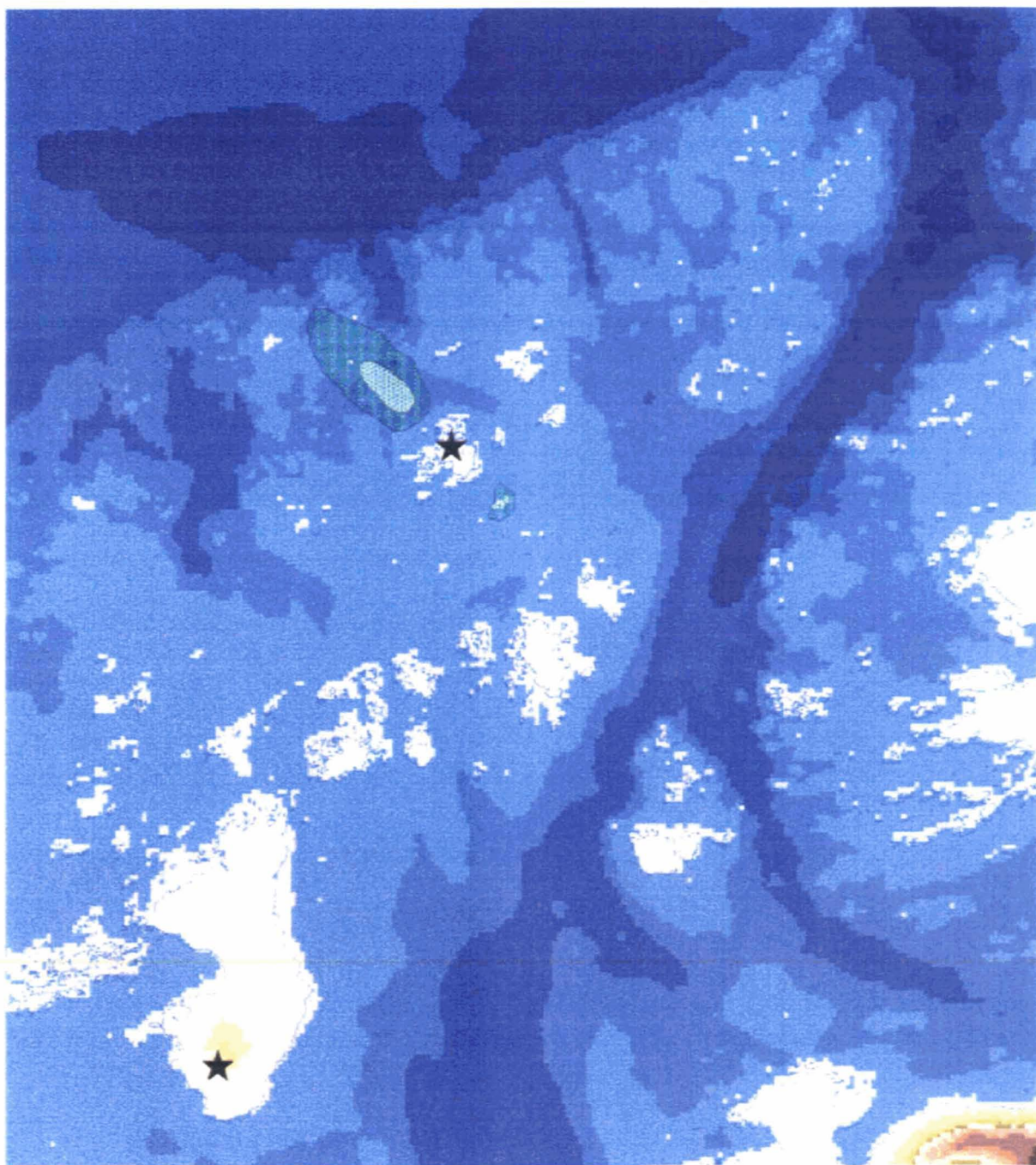


Fig. 4.8. "Home range" for sel nr 10 beregnet etter Kernel-metoden i Animal Movement/ArcView. De skraverte flatene viser omrisset av 95% av dyrets aktivitet. Denne selen har to aktivitetssentra i sin home range, det ene senteret er ved Hummerskjæra sør av Ona hvor dette individet legger seg på land. Det andre senteret er over et 100m dypt basseng utenfor Ona som er dyrets beitehabitat. Den fylte delen av home range viser omrisset 50% av dyrets aktivitet. Det vil si at dyret har tilbrakt halvparten av tiden på to sentrale deler av sin "home range". [Home range estimates showing 95% and 50% of the activity of seal no. 10.]

Her er det en ung steinkobbe som veksler mellom hvileplasser i den ytre skjærgården og et beiteområde som består av et 100m dypt basseng i fallgarden like utenfor. En mer detaljert områdebeskrivelse er gitt i figurtekstene. Undersøkelser av næringsvalget viser

at både ved Froan og Sandøy er øyepål en viktig art og i noen tilfeller den vanligste arten i dietten. Øyepål er en vanlig art som finnes over bløtbunn på mellom 80 og 300 meters dyp. Langs norskekysten finnes den i dyphøler langs den ytre skjærgården og i

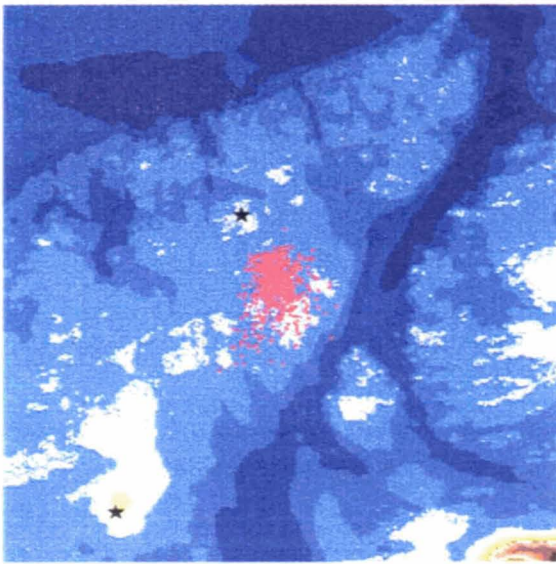
fjordbassenger. Det antas derfor at det er primært steinkobber som beiter i de dypere bassengene som tar øyepål. Det store innslaget av øyepål i dietten tilsier også at dypbassenger er en viktig beitehabitat for steinkobber langs norskekysten.

Nyere undersøkelser som utføres i et fellesprosjekt mellom Universitetet i Oslo, NINA og Havforskningsinstituttet viser at slike dypbassenger i og rundt den ytre skjærgården kan ha meget stor biologisk produksjon. Næringsgrunnlaget for denne produksjonen er blant annet omsetning av materiale fra stortareskogen. Hvert år feller stortaren «bladet». Hvert blad kan være inntil en kilo biomasse. Dette, sammen med hele eller deler av tareplanter som rives løs under uvær, skylles enten på land i tarevoller, eller føres ned i dypere bassenger. Slike bassenger med lokal anrikning av næringsstoff kan trolig være med på å danne rike fiskefelt ved kysten, f.eks. lokale rekefelt.

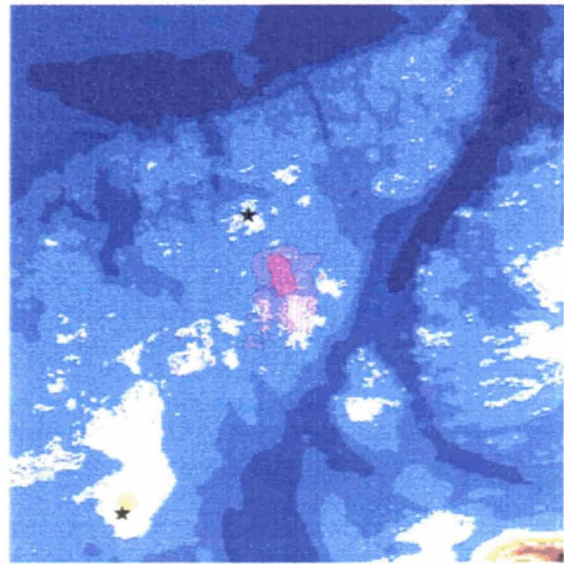
Den andre typen beitehabitat som også ble foretrukket av radiomerkede steinkobber var taregrodde grunner eller strømrike sund i den

ytre skjærgården. Undersøkelsene på Møre viser at steinkobbene tar småsei som samler seg over tareskogen. Seien beiter på tareskogsfauna som vandrer ut av tareskogen for å ernære seg i tidevannsstrømmen. Tre til fire år gammel sei (småsei på 15 - 35 cm) er et betydelig innslag i dietten og nest vanligste torskefisk etter øyepål. En steinkobbe som utnytter tareskog og tidevannsstrømmer som beitehabitat er vist i Fig. 4.9. Detaljert områdebeskrivelse er gitt i figurteksten. Også andre habitattyper blir utnyttet som beiteområder (jfr Bjørge *et al.* 1995), men i mindre grad enn de to som er omtalt ovenfor.

Radiomerkingen av steinkobber har primært blitt gjennomført i sommerhalvåret, og senderne faller av under hårfelling i månedsskiftet august-september. Gjenfangster av steinkobber som er merket med tradisjonelle selmerker bekrefter imidlertid at dyrene er relativt stasjonære året gjennom. Dersom en ønsker åpne for jakt, bør kvotene så langt mulig settes i henhold til lokale bestander og jaktområdene kan begrenses til nærområdene rundt bestandens kjerneområde.



A



B

Fig. 4.9. Sandøy kommune, Møre og Romsdal, med to automatiske retningsbestemmende VHF-radiostasjoner (*), en på Harøyfjellet (156m o.h.) og en på Ona fyr (45m o.h.). De rosa punktene viser posisjonsbestemmelser av radiomerket steinkobbe nr. 3 fremkommet med triangulering av samtidige retningsangivelser fra de to radiostasjonene. "Home range" for radiomerket steinkobbe nr. 3 beregnet etter Kernel-metoden i Animal Movement/ArcView. De skraverete flatene viser omrisset av 95% av dyrets aktivitet. Denne selen hadde hvileområde ved Midtbåskjæra nord av Sandøy og beitet i tidevannsstrømmer rundt grunner og sund nord og vest av Sandøy. Den fylte delen av home range viser omrisset 50% av dyrets aktivitet. Det vil si at dyret har tilbrakt halvparten av tiden innenfor dette arealet. [Locations (A) and home range estimates (B) of radio tagged seal no. 3.]

4.4 HAVERTENES ØKOLOGI OG HABITATBRUK

4.4.1 Bakgrunn

Havertene samler seg i store kolonier i forplantningstiden og tildels også ved hårfelling. I resten av året er de spredt over vide områder på næringssøk. De største ansamlingene av havert finnes ved Nova Scotia i Canada og rundt de nordlige deler av Storbritannia. Her er det henholdsvis bankområdene ved Nova Scotia og Nordsjøområdet som benyttes til beitehabitat.

Det er gjort omfattende undersøkelser av havert i disse områdene, ved Nova Scotia primært for å studere havertenes rolle som spredere av kveis.

Ved Storbritannia er det gjennomført merkeprogrammer både med konvensjonelle selmerker og satellittmerker. En større utredning om havert i Nordsjøen og deres interaksjoner med fiskerier (Hammond & Fedak 1994) var basert på satellittoverførte data om geografisk fordeling av beitende havert. Denne undersøkelsen viser at det er kystfarvann og grunne områder på kontinentalsokkelen som utgjør havertenes beitehabitat. Innenfor disse områdene er det tydeligvis noen foretrukne områder hvor beiteaktiviteten er konsentrert. Dette kan blant annet skyldes klumpvis fordeling av byttedyr. Det ble gjennom denne undersøkelsen påvist at havertene i løpet av beitesesongen kan legge seg på land langt fra bestandens kjerneområde, og at en beitetur (dvs tiden mellom to ganger dyret legger seg på land) kan vare flere døgn.

Gjenfangst av konvensjonelle selmerker fra Storbritannia viser at det kan være betydelige forekomster av britiske havert ved kysten av Sogn og Fjordane, Hordaland og særlig Rogaland (Bjørge & McConnell 1983).

4.4.2 Undersøkelser i Norge

Gjenfangst av tradisjonelle selmerker bekrefter at havertene sprer seg over store områder utenom kastetiden. Gjenfangstene indikerer at norske havert følger kysten og ikke beveger seg ut over sokkelområdene.

Dette kan imidlertid skyldes at fiskeriene som gjenfanger merkede havert (og selvsagt all jakt) er konsentrert langs kysten (Fig. 4.12 og 4.13).

I løpet av Sjøpattedyrprogrammet ble fem voksne havert hunner merket med satellittsendere i forplantningssesongen i Froan naturreservat (Bjørge, unpubl. data). Den ene hunnen hadde ennå ikke kastet, men de fire øvrige hadde diende unger da de ble merket. Etter endt dieperiode forlot fire av hunnene Froan. En trakk sørover til fjordene i Sør-Trøndelag og Møre, to tok tilhold langs Fosen og den fjerde trakk direkte til Værøy i Lofoten. Den siste ble værende i Froan også etter dieperioden. Etter at de først hadde tatt tilhold i et område synes de å være relativt stasjonære og vekslet mellom hvileperioder på land og beiteturer på inntil 100 km og noen dagers varighet (Fig. 4.12). Satellittmerkene hadde en varighet på mindre enn tre måneder. Det vil si at de falt av før hårfellingen tok til. De ga derfor ingen informasjon om dyrenes valg av hårfellingshabitat eller om de i løpet av året alternerte mellom flere beiteområder.

Både fordelingen av gjenfangster konvensjonelle selmerker og satellittoverførte data bekrefter at havertene beveger seg vidt langs kysten utenom forplantningssesongen. Basert på disse undersøkelsene kan en trekke følgende konklusjoner: Dersom en ønsker å åpne for jakt på havert, synes det riktig å foreslå kvoter for større geografiske områder, og følgende tre områder synes relevante ut fra hva en foreløpig vet om vandring og fordeling: Område 1 fra Lista til Stad; Område 2 fra Stad til Lofotodden; Område 3 Troms og Finnmark. Med dagens kunnskap vil det da være overveiende sannsynlig at en i område 1 beskatter havert tilhørende britiske kolonier, i område 2 beskattes havert fra koloniene i Midt-Norge (Sør-Trøndelag/Nordland) og i område 3 beskattes blandede forekomster av havert fra Troms, Finnmark og Russland.

Registrerte avstander mellom merkested og gjenfangst viser imidlertid at konsentrasjonen av havert fra en koloni synes å avta med økende avstand fra koloniens kjerneområde.

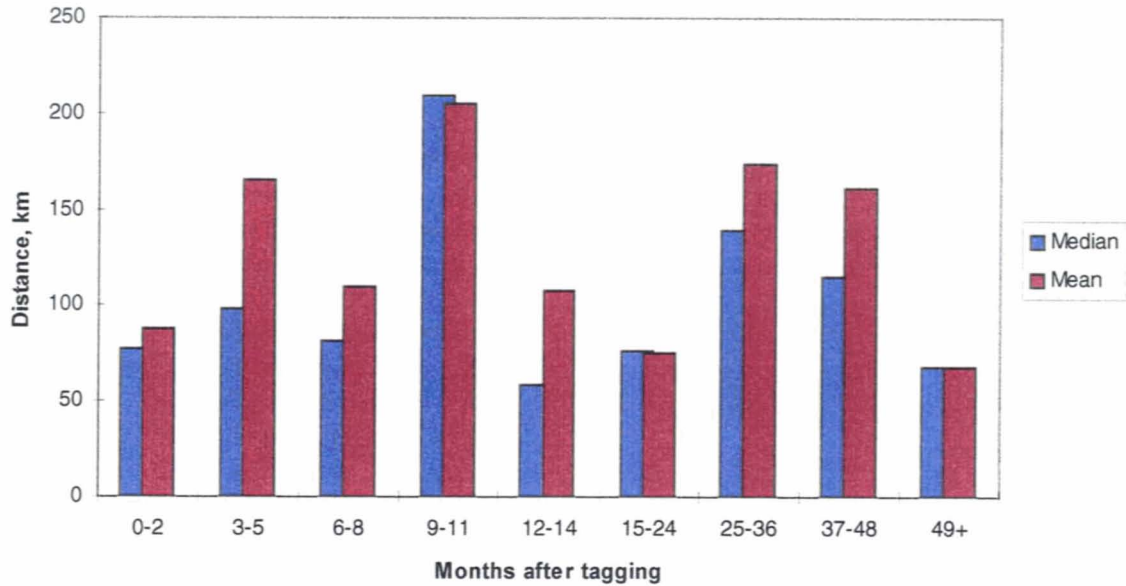


Fig. 4.10. Gjennomsnittlig (rød) og median (blå) avstand mellom merkested og gjenfangst. [Mean and median distances between locations of tagging and recovery in grey seals.]

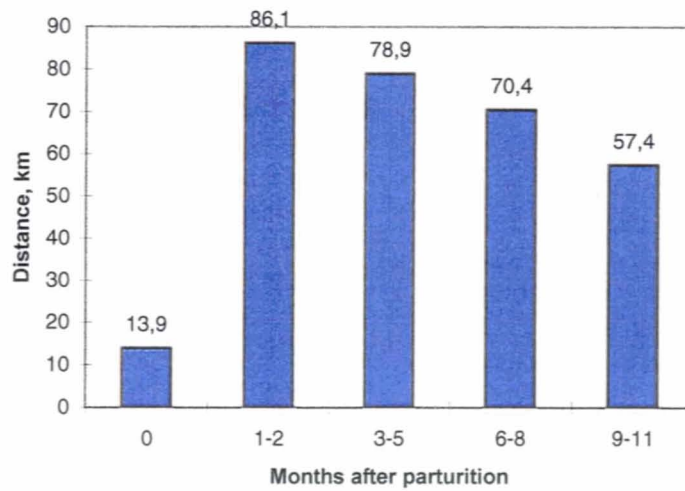


Fig. 4.11. Median avstand mellom merkested og gjenfangst for kjønnsmodne havert. Merk at de i forplantningssesongen er veldig stedbundne til det stedet de ble merket som kvitunger. [Median distances between locations of tagging and recovery in adult grey seals. In the breeding season adult grey seals show strong site fidelity to the site where they once were born.]

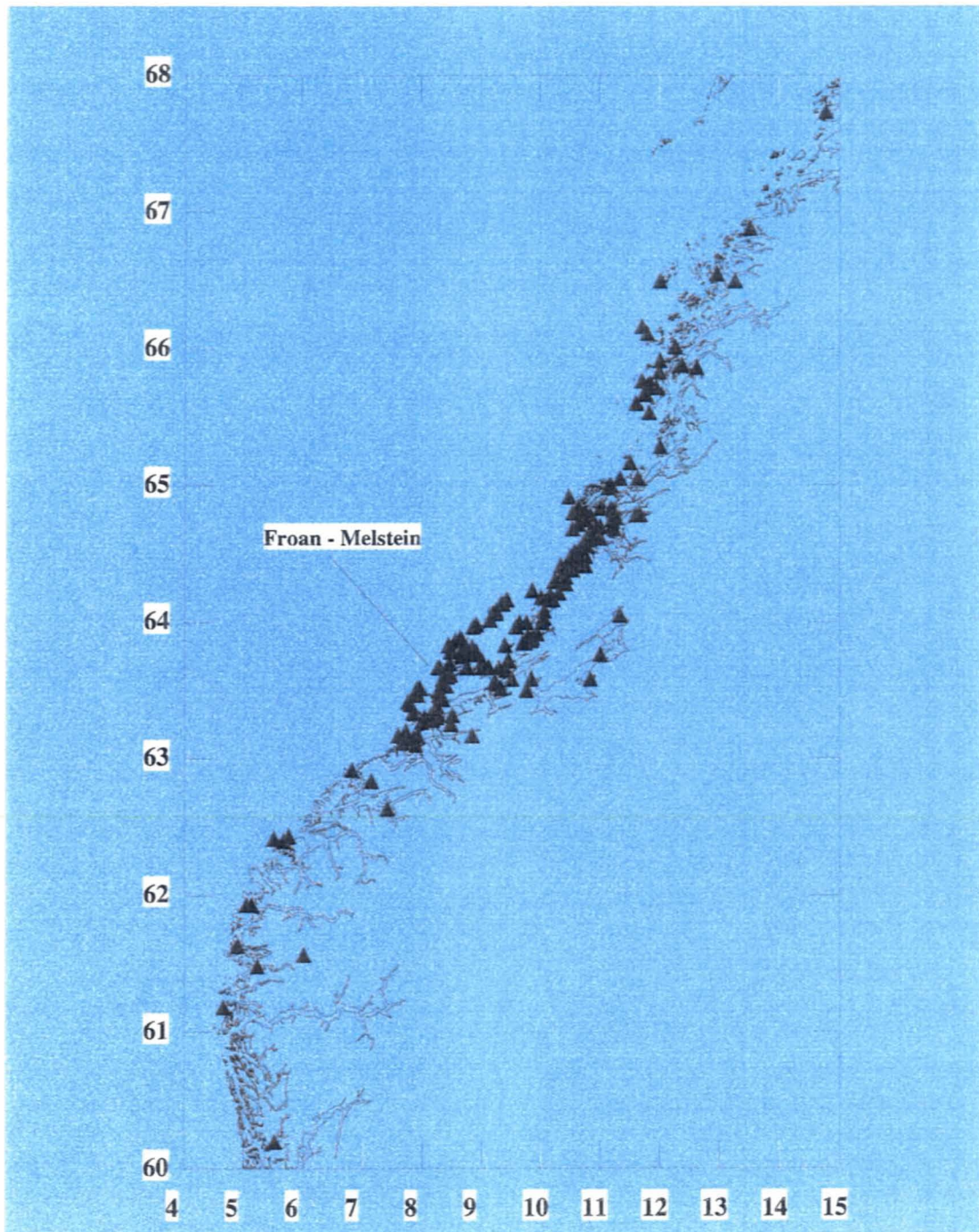


Fig. 4.12. Geografisk fordeling av gjenfangster av havert merket ved Froan og Melsteinen i Sør-Trøndelag fylke. Fordelingen viser at dyrene fordeler seg fra Sogn og Fjordane til Nordland med flest gjenfangster fra Møre til Salten. [Distribution of recoveries of grey seals tagged at Froan and Melsteinen breeding colonies.]

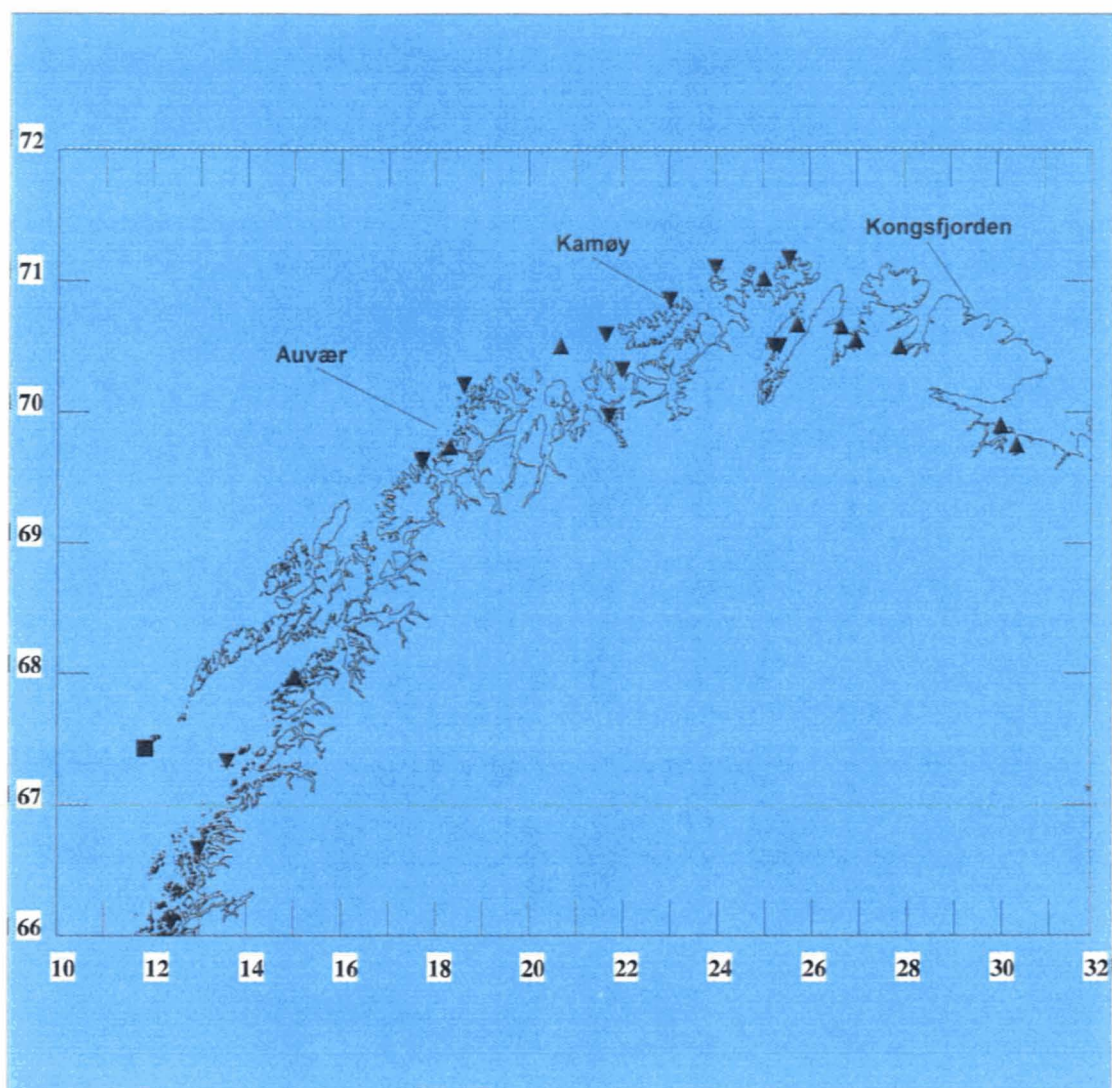


Fig. 4.13. Geografisk fordeling av gjenfangster av havert merket i Troms og Finnmark. Gjenfangstene fordeles seg fra Salten til Sør-Varanger. [Distribution of recoveries of grey seals tagged in breeding colonies in Troms and Finnmark.]

4.5 TILRÅDNING OM VIDERE STUDIER

Kunnskap om kystselens økologi og habitatbruk vil være av avgjørende betydning for å forstå interaksjoner med fiskerier og annen næringsvirksomhet. Slik kunnskap vil derfor være av direkte relevans for forvaltningen av sel langs norskekysten slik fredningsbestemmelsene nå er utformet. Havforskningsinstituttet anbefaler at en viderefører studier av romlig fordeling av selene utenom forplantningssesongen. I denne sammenheng vises det til planer for et internasjonalt

prosjektsamarbeid utarbeidet av ICES Working Group on Marine Mammal Habitats.

Næringsvalget hos kystsel, og særlig hos havert, er relativt lite undersøkt. Det bør derfor innhentes prøver av dyr som avlives (f. eks. i den ordinære jakten) for å kartlegge næringsvalget. Det er ønskelig at en får informasjon om næringsvalg fra flere påfølgende år innen samme geografiske område. Slike tidsserier kan benyttes til å studere næringspreferanser og hvordan næringsvalget varierer med fluktuasjoner i forekomsten av aktuelle byttedyr.

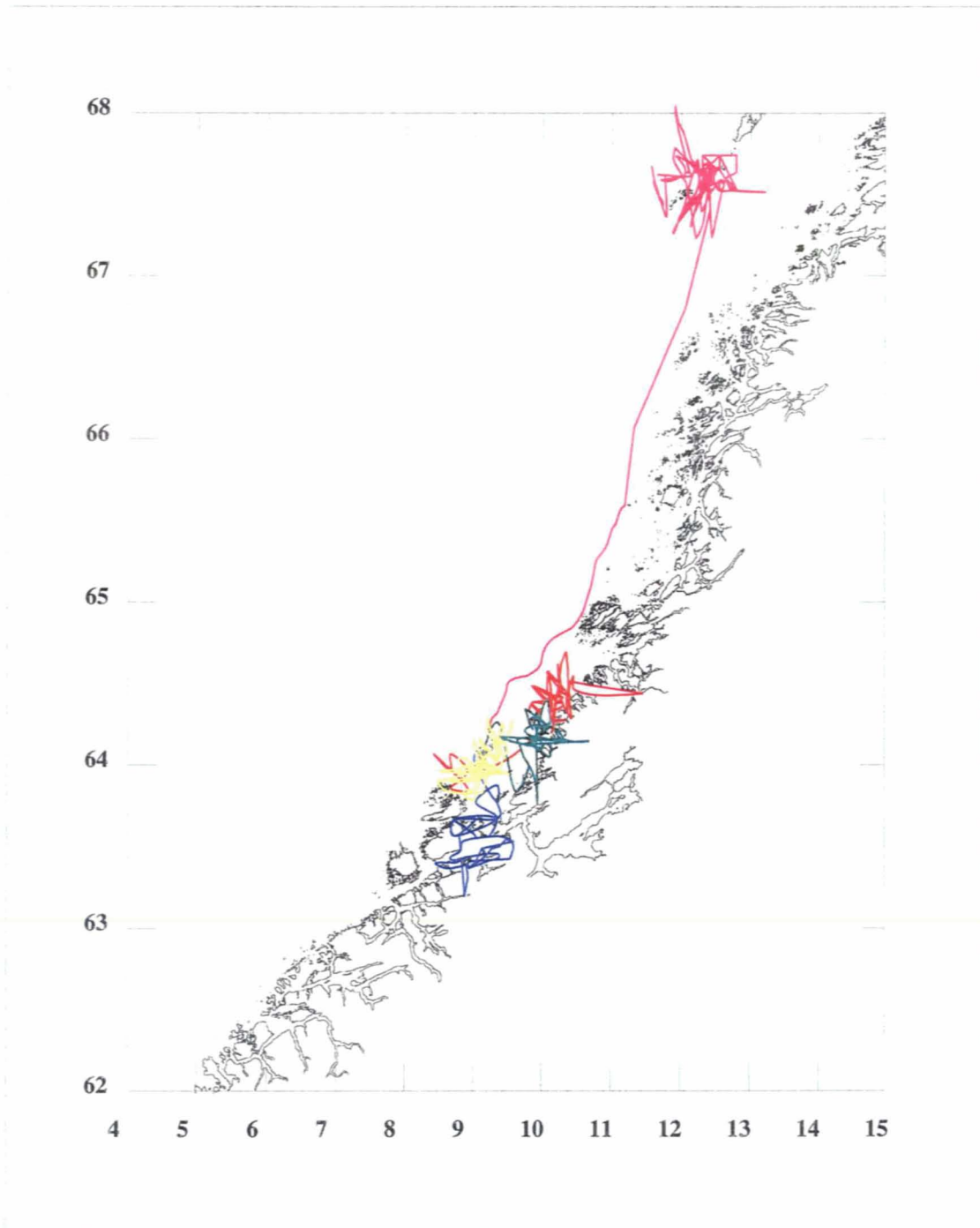


Fig. 4.14. Vandringene til fem kjønnsmodne havert hunner merket med satellitt-sendere ved Froan i Sør-Trøndelag. Alle hadde en unge det året de ble merket. Fire ble merket mot slutten av dieperioden og en ble merket like før ungekasting. Vandringsveiene er omtrentlig gjengitt. [Approximate tracks of five adult female grey seals satellite tagged in Froan nature reserve at the end of lactation period.]

5 Referanser

- Bekkby, T. & Bjørge, A. 1995. Variation in stomach temperature as indicator of meal size in harbour seals, *Phoca vitulina*. *Marine Mammal Science* 14(3): 627-637.
- Bjørge, A. 1991. Status of the harbour seal, *Phoca vitulina* L., in Norway. *Biological Conservation* 58: 229-238.
- Bjørge, A. 1992. The reproductive biology of the harbour seal *Phoca vitulina* L., in Norwegian waters. *Sarsia* 77: 47-51.
- Bjørge, A. & McConnell, B. 1983. Recoveries in Norway of grey seals, *Halichoerus grypus*, tagged in Great Britain. *Fisken og Havet* 1983(2): 1-8.
- Bjørge, A., Steen, H. & Stenseth, N.C. 1994. The effect of stochasticity in birth and survival on small populations of the harbour seal *Phoca vitulina* L. *Sarsia* 79: 151-155.
- Bjørge, A., Thompson, D., Hammond, P., Fedak, M., Bryant, E., Aarefjord, H., Roen, R. & Olsen, M. 1995. Habitat use and diving behaviour of harbour seals in a coastal archipelago in Norway. Pp 211-223 in A.S. Blix, L. Walløe and Ø. Ulltang (eds) *Whales, seals, fish and man*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Dietz, R., Heide-Jørgensen, M.-P. & Härkönen, T. 1989. Mass deaths of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Europe. *Ambio* 18: 258-264.
- DN 1998. Direktoratet for naturforvaltning. Plan for overvåkning av biologisk mangfold. DN-rapport 1998-1.
- Hammond, P.S. & Fedak, M.A. (eds) 1994. Grey seals in the North Sea and their interactions with fisheries. Final report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Sea Mammal Research Unit, Natural Environment Research Council. Cambridge UK.
- Härkönen, T. & Heide-Jørgensen, M.-P. 1990. Comparative life histories of East Atlantic and other harbour seal populations. *Ophelia* 32: 211-235.
- Haug, T., Henriksen, G., Kondakov, A., Mishin, V., Nilssen, K.T. & Røv, N. 1994. The status of grey seals *Halichoerus grypus* in North Norway and on the Murman coast, Russia. *Biological Conservation* 70: 59-67.
- Haug, T., Nilssen, K.T. & Skavberg, N.E. 1998. Visuelle tellinger av steinkobbe i Vesterålen, Troms og Finnmark i 1998. Fiskeriforskning, Tromsø, Rapport 12/1998.
- Heide-Jørgensen, M.-P. & Härkönen, T. 1988. Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Skagerrak. *Marine Mammal Science* 4: 231-246.
- Henriksen 1999. Kystsel i Rogaland – en status rapport. RC Consultants a.s. Rapport nr 26801-4.
- Henriksen, G. & Haug, T. 1994. Status of the harbour seal *Phoca vitulina* in Finnmark, North Norway. *Fauna norvegica* Serie A 15: 19-24.
- Hårding, K., & Härkönen, T. 1999. Site fidelity, and mechanisms causing spatially structured populations of harbour seals (*Phoca vitulina*). Working Paper 8, ICES Working Group on Marine Mammal Habitats. Copenhagen 8-12 March 1999.

- ICES 1999. International Council for the Exploration of the Sea. Working Group on Marine Mammal Habitats. Copenhagen 8-12 March 1999.
- Lorentsen, S.-H. & Bakke, Ø. 1995. Estimation of grey seal *Halichoerus grypus* pup production from one or more censuses. Pp 47-52 in A.S. Blix, L. Walløe and Ø. Ulltang (eds) *Whales, seals, fish and man*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Markussen, N.H. 1992. Apparent decline in the harbour seal *Phoca vitulina* population near Hvaler, Norway, following an epizootic. *Ecography* 15(1): 111-113.
- Olsen, H. 1976. Skipshellaren. Osteologisk materiale. Rapport, Zoologisk museum, Universitetet i Bergen. 136 pp.
- Olsen, M. & Bjørge, A. 1995. Seasonal and regional variations in the diet of harbour seal in Norwegian waters. Pp 271-285 in A.S. Blix, L. Walløe and Ø. Ulltang (eds) *Whales, seals, fish and man*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Roen, R. & Bjørge, A. 1995 Haul-out behaviour of the Norwegian harbour seal during summer. Pp 61-67 in A.S. Blix, L. Walløe and Ø. Ulltang (eds) *Whales, seals fish, and man*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Thompson, P.M. 1989. Seasonal changes in the distribution and composition of common seal (*Phoca vitulina*) haul-out groups. *Journal of Zoology* 217: 281-294.
- Thompson, P.M. & Miller, D. 1990. Summer foraging activity and movements of radio-tagged common seals (*Phoca vitulina* L.) in the Moray Firth, Scotland. *Journal of Applied Ecology* 27: 492-501.
- Wiig, Ø. 1986. Status of grey seals *Halichoerus grypus* in Norway. *Biological Conservation* 38: 339-349.
- Wiig, Ø. 1989. Reproductive rates of Norwegian grey seals *Halichoerus grypus* estimated from material collected at the breeding ground. Rapport, 27. nov. 1989, Norsk Polarinstitut.
- Wiig, Ø., Ekker, M., Ekker, T. & Røv, N. 1990. Trends in the pup production of grey seals *Halichoerus grypus* at Froan, Norway, from 1974 to 1987. *Holarctic Ecology* 13: 173-175.
- Øynes, P. 1964. Sel på norskekysten fra Finnmark til Møre. *Fiskets Gang* 1964(48): 694-707.
- Øynes, P. 1966. Sel i Sør-Norge. *Fiskets Gang* 1966(45): 834-839.



Sjøpattedyrseksjonen
HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
P.O. Box 1870 Nordnes, N-5817 Bergen
Tel: +47 – 55 23 85 00 - Fax: +47 – 55 23 86 17
e-mails: Arne.Bjorge@imr.no - Nils.Oien@imr.no
<http://www.imr.no>