

Forvaltningsplan for steinkobbe

Fastsatt av Fiskeri- og kystdepartementet 5. november 2010

INNHold

0 SAMMENDRAG MED TILRÅDNINGER

1 INNLEDNING

- 1.1 Tidligere og nåværende forvaltning i Norge**
- 1.2 Forvaltning i andre europeiske land**
- 1.3 Politiske føringer i Stortingsmelting nr 27 (2003-2004)**

2 TILSTANDSBESKRIVELSE

- 2.1 Artsbeskrivelse**
- 2.2 Bestandsstruktur og forvaltningsenheter**
- 2.3 Bestandsstørrelse og trend**
- 2.4 Økologi og forhold til fiskeriene**
- 2.5 Habitater og forhold til verneplaner**

3 FORVALTNINGSRÅD

- 3.1 Forvaltningsmål**
- 3.2 Forvaltningsstrategier**
- 3.3 Forvaltningstiltak**

4 TILRÅDNING OM FORSKNING OG OVERVÅKING

- 4.1 Genetisk studier for å avklare bestandsstruktur**
- 4.2 Tellinger og bestandsovervåkning**
- 4.3 Modellering av livskraftige bestander**
- 4.4 Konkretisering av skader for fiskerinæringen**
- 4.5 Konkretisering av verneverdige elementer**

0 SAMMENDRAG MED TILRÅDNINGER

- Det defineres politiske mål for hvor store bestander av kystsel en ønsker å ha innenfor de større naturlige bestandsområdene (forvaltningsområdene). Dette målnivået bør ligge fast over lengre tid, men likevel kunne justeres etter som ny kunnskap blir tilgjengelig.
- Det utarbeides strategier for forvaltningstiltak med sikte på stabilisering av bestandene på ønsket størrelse.
- Kunnskap om selenes økologiske rolle må styrkes.
- Det gjennomføres undersøkelser for å konkretisere skader på fiskerinæringen, skadens karakter, omfang og geografiske utbredelse.
- Studier av bestandsstruktur (for inndeling i forvaltningsenheter) og selenes romlige utbredelse gjennom året må videreføres og styrkes for begge artene.
- Det må foretas en risikovurdering for kystsel tilpasset norske forhold og levedyktighetsanalyser gjennomføres for å få etablert minste livskraftige bestandsnivå.
- Små, isolerte bestander og særegne bestander skal ikke eksponeres for jakt.
- Overvåkning av bestandsutvikling må videreføres og metodene for overvåkning må utvikles og forbedres.

1 INNLEDNING

1.1 Tidligere og nåværende forvaltning i Norge

Seljakt på norskekysten har meget lange tradisjoner og steinkobbene som føder unger på land i våre kyst- og fjordstrøk har trolig vært beskattet siden de første veidemenn innvandret etter istiden. Funn i Skipshellaren i Nord-Hordaland viser at steinkobbene var det viktigste marine pattedyret i dietten til huleboerne der, og det viktigste store pattedyret nest etter hjort.

Ved innføring av jordbrukskultur og faste bosetninger ble seljakt mer og mer knyttet opp mod kobbeweider med enerett til jakt for grunneieren. Lovbestemmelser om kobbeweide finnes allerede i Frostadtingsloven (11.-13. århundre) og Magnus Lagabøtes Landslov (1276).

Den første nyere loven som regulerte selfangst kom in 1876. Da hadde den kommersielle selfangsten i ishavet startet og denne loven regulerte varigheten av fangstsasjonen i Vesterisen. Denne loven ble revidert flere ganger før den ble avløst av Selfangstloven i 1951.

I forvaltningssammenheng ble kystselene de "glemte" selartene i denne perioden, men i 1962 ble steinkobbene i Tjøtta herred i Nordland fredet med hjemmel i Selfangstloven etter et lokalt initiativ og ved Orskjæra og Ravnane i Møre og Romsdal fra 1966. En Kongelig resolusjon av 1973 innførte helårs fredning av steinkobbe fra Østfold til Sogn og Fjordane og fredning fra 1. mai til 30. november fra Møre og Romsdal til Finnmark. I perioden 1. desember til 30. april var det fri jakt uten krav om rapportering i fylkene fra Møre og Romsdal til Finnmark. Ved en endring i 1985 ble fredningstiden redusert med en måned (1. mai – 31. oktober fra og med Møre og Romsdal til og med Værøy og Røst og Rødøy kommuner i Nordland.

Et fellingsprogram på kystsel medførte at 1236 steinkobber ble skutt i perioden 1980-87. Denne fellingen kom i tillegg til den uregulerte og urapporterte jakten i jaktseasonen.

Et interdepartementalt utvalg som skulle utarbeide forslag til forvaltning av kystsel avga sin innstilling i april 1990 (NOU 1990: 12 Landsplan for forvaltning av kystsel). Tilrådingene fra dette utvalget omfattet blant annet at det skulle innføres ordinær jakt innenfor tidsrommene fra 2. januar til 30. april og fra 1. august til 30. september med krav om lisens og oppgaveplikt for jegerne slik at myndighetene kunne få en mulighet til å styre jakten for å kontrollere utviklingen av selbestandene i ønsket retning. Utvalget foreslo også at det skulle fastsettes et målnivå for selbestandene og et referansenivå 20% under målnivået. Slik sett var utvalget tidlig ute med å forvaltningsprinsipper som senere har blitt innført i forvaltning av flere marine ressurser.

I 1996 ble det vedtatt en ny forskrift for forvaltning av sel på norskekysten som delvis bygget på retningslinjene i NOU 1990: 12. Fra og med 1997 ble det innført kvoter for jakten og krav om registrering av jegere og innrapportering av jaktutbytte. Fram til 2002 var fastsatt kvote for fangst av steinkobbe i tråd med anbefalingene fra Havforskningsinstituttet. Fra 2003 ble kvotene satt langt høyere (13% av bestandsanslaget) med formål å redusere steinkobbebestanden langs kysten. Anbefalt, fastsatt og utnyttet kvote i årene etter 1997 er vist i Tabell 1.

Påskutte, men med tapte dyr utgjør en ukjent andel av fangsten. Det er uklart i hvor stor grad skutte men tapte dyr faktisk rapporteres. I 2003 ble det innført en kompensasjonsordning for skutte steinkobber som det ble innsendt data og kjeve for i Troms og Finnmark. Kompensasjonsordningen ble i 2006 videreført til hele kystområdet fra Finnmark til Møre og Romsdal. Dette har medført en økning i fangstene, men det har sannsynligvis også medført at en større andel av de dyrene som skytes og synker ikke blir rapportert.

Tabell 1. Anbefalt og fastsatt kvote på steinkobbe samt rapportert jakt etter at kvoteordning og rapporteringsplikt ble innført i 1997.

År	Anbefalt kvote	Fastsatt kvote	Rapportert fangst
1997	230	230	60
1998	242	242	83
1999	288	370	308
2000	380	438	359
2001	473	508	466
2002	504	508	412
2003	511	949	457
2004	511	949	549
2005	550	989	614
2006	305	750	660
2007	350	860	905
2008	350	860	900
2009	350	704	585
Sum	5044	8357	6358

1.2 Forvaltning i andre europeiske land

I andre europeiske land er steinkobbe generelt sett fredet, bortsett fra på Island hvor det jaktes steinkobbe. I Sverige, Danmark og Storbritannia er det lovlig å skyte steinkobbe som forvolder skade i fiskeredskap. Det er i tillegg lovlig å avlive steinkobbe i elver med laksefisk i Storbritannia.

1.3 Politiske føringer i Stortingsmelting nr 27 (2003-2004)

Fiskeri- og kystdepartementet ønsker at arbeidet med en forvaltningsplan for kystsel i så stor grad som mulig tar hensyn til det arbeidet som er gjort på dette feltet i våre naboland. Det er derfor naturlig å se nærmere på en nylig utviklet skisse til forvaltningsplan for sel i Østersjøen (se avsnitt 1.2). Likeledes vil det være naturlig å se på pågående arbeid med forvaltningsplan (jfr saksdok. til Sjøpattedyrrådets sak 3/2006) for fangst av ishavssel i Norge og Canada. Både bestandsovervåkning, kvotetilrådning og andre forvaltningstiltak bør samordnes og kvalitetssikres gjennom arbeidsgrupper og rådgivningskomiteer, eksempelvis i NAMMCO og ICES.

Sjøpattedyrmeldingen og Stortingets behandling av denne gir noen føringer, men ingen kvantitative beskrivelser av mål eller tiltak. Følgende politiske føringer er likevel aktuelle å innarbeide i forvaltningsmål og -strategier:

- Regjeringens mål er å opprettholde artenes utbredelse og sikre livskraftige bestander innenfor deres naturlige utbredelsesområder.
- Regulere bestandstilveksten av kystsel for å avbøte skader for fiskerinæringen m.v., samtidig med at man bevarer livskraftige bestander basert på vitenskapelig rådgivning.

For å bidra til å løse problemene i forhold til fiskeriene vil bestanden av steinkobbe reguleres med sikte på å avbøte skadeomfanget. Slik regulering bør baseres på områdespesifikk kunnskap om bestander og skadeomfang.

Regjeringen finner det hensiktsmessig å harmonisere norsk forvaltning av steinkobbe med forvaltning av arten i våre naboland. Regjeringen vil også legge tilrette for at utlendinger kan delta i jakt under kyndig veiledning. Dette vil kunne bidra til utvikling av turistnæringen.

I sjøsamsiske områder er seljakt og utnyttelse av sel fremdeles en del av identiteten til den fjord- og kystsamsiske befolkningen. Det finnes fortsatt kompetanse i denne befolkningen om

utnyttelse av sel og selprodukter som ressurs. Norge er forpliktet av Konvensjonen om biologisk mangfold til i sin nasjonale lovgivning å:

” respektere, bevare og opprettholde de urbefolknings- og lokalsamfunns kunnskaper, innovasjoner og praksis som representerer tradisjonelle livsstiler av betydning for bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold,”—

2 TILSTANDSBESKRIVELSE

2.1 Artsbeskrivelse

Arten steinkobbe, *Phoca vitulina*, er utbredt i tempererte og subarktiske farvann på den nordlige halvkule. Steinkobbene er sterkt kystbundne og arten er delt i fire underarter ved henholdsvis øst- og vestkystene av de nordamerikanske og eurasiske kontinentene. I tillegg er det sannsynligvis en separat underart i noen innsjøer som har blitt adskilt fra havet etter siste istid på Ungavahalvøya i Canada.

Underarten i Nordøst-Atlanteren er utbredt langs Vest-Europa fra Biskaia i sør til Kola i nordøst, rundt De britiske øyer, Island, Grønland og Svalbard. Arten finnes langs hele norskekysten fordelt på mange små kolonier opptil noen hundre individer. Det er en separat bestand på vestkysten av Svalbard (ved Kong Karls Forland). Steinkobbene er stasjonære og har tilhold ved yngleområdene hele året.

Steinkobbene blir omlag 150 cm lange og veier da noe over 100 kg. Hannene er litt større enn hunnene. Ungene veier ca 10 kg ved fødselen og er rundt 80 cm lange. I våre områder føder steinkobbene unger i siste halvdel av juni og dieperioden varer i tre til fire uker. Ungene har felt fosterpelsen ved fødselen og kan gå i vannet allerede etter få timer. Men de er særdeles sårbare for forstyrrelser i første del av dieperioden fram til de har utviklet gode svømmeferdigheter.

Steinkobbene er primært fiskespisere med et bredt spekter av fisk i dietten. De beiter langs skjærgården, grunne kystnære områder og i noen fjorder (jfr pkt 2.4).

2.2 Bestandsstruktur og forvaltningsenheter

Det foreligger ingen genetiske undersøkelser av steinkobbe som kan avklare om det er en eller flere bestander av arten langs norskekysten. I andre land er det funnet bestandsstrukturering innenfor avstander opp til 300-500 km. Merkeforsøk kan indikere at det kan være lignende størrelser på utbredelsesområdene til arten i Norge, fordi steinkobbene i gjennomsnitt ble gjenfanget mellom 30 km og 54 km (maks 463 km) fra merkeområdet (Bjørge *et al.*, 2002A).

Fordi steinkobbene er svært stasjonære kan svært intensiv jakt i et område utrydde lokale kolonier. Jaktkvoter har derfor blitt fordelt etter en inndeling i ”administrative” forvaltningsenheter som ofte gjenspeiler fylkesgrensene.

2.3 Bestandsstørrelse og trend

Steinkobbene legger seg ofte på land og helst i tiden rundt lavvann. Men ikke alle dyrene i en koloni legger seg opp samtidig fordi noen til enhver tid er på næringssøk. I hårfellingstiden ligger dyrene på land sammenhengende i lengre perioder som ofte kan strekke seg over flere tidevannssykluser. Dermed ligger det flere dyr på land samtidig i hårfellingstiden enn det vanligvis gjør resten av året. Likevel er tallet som telles på land et minimumsestimat for bestanden (fordi ikke alle aldersgrupper hårfeller helt synkront). Men dersom en har gjentatte tellinger innenfor et bestemt område og tellingene er utført til samme årstid og med samme metode, vil telleresultatene kunne benyttes som en indeks for bestandsstørrelsen og vise utviklingen (vekst eller reduksjon) i bestanden. Dersom en ønsker å vite den totale bestandsstørrelsen, må en multiplisere telleresultatet med en korreksjonsfaktor. En slik korreksjon er beskrevet nedenfor.

Den første landsomfattende registreringen av steinkobbe ble gjennomført på første halvdel av 1960-tallet (Øynes, 1964, 1966). Dette var ikke en faktisk telling, men en undersøkelse basert på intervju med lokale fiskere, fyrvoktere og andre med lokalkunnskap om selbestandene. På dette grunnlaget ble bestanden summert til ca 4000 dyr.

Den første faktiske landsdekkende tellingen ble gjennomført i perioden 1977-1989 og var basert på tellinger fra båt eller på bakken i forplantningsperioden (juni måned). Dette resulterte i til sammen ca 3600 steinkobber (Bjørge, 1991).

Det er ikke mulig å gi en bastant konklusjon om utviklingen i bestanden basert på to så ulike metoder som de som hadde vært benyttet på 1960-tallet og på 1980-tallet, men det var ikke noe i disse resultatene som kunne tyde på en dramatisk økning i antall steinkobber langs norskekysten. Problemene med parasitter som spres fra sel til fisk (rundormer som går under betegnelsen "kveis" når de opptrer i fisk) var derimot sterkt økende utover 1970-tallet etter sammenbruddet av sildebestanden. Parasittene er lett synlig i fiskekjøttet og medførte betydelig verdiforringelse for godt betalte anvendelser som for eksempel torsk til levendefiskomsetning, ferskvare og filetproduksjon. Hovedsakelig på grunn av dette problemet ble det et krav fra lokale fiskarlag om å desimere selbestandene. I årene 1980-1988 ble skutt 1236 steinkobber som et ledd i dette programmet, de fleste på strekningen fra Stadt til Salten. Det ble i 1984 også skutt 41 steinkobber i Østfold, 28 i Rogaland og 9 i Finnmark som et ledd i dette fellingsprogrammet (Wiig, 1987; NOU 1990:12).

En ny, "moderne" telling basert på flyfotografering i hårfellingsperioden resulterte i tilsammen 7500 steinkobber (Bjørge *et al.*, 2007). Et eksperiment hvor en sammenlignet samtidig fly- og bakketelling viste at 43% flere dyr ble oppdaget ved flytelling enn ved bakketelling i samme området (Bjørge og Øien, 1999). Det er derfor grunnlag for å anta at forskjellen mellom tellingene i 1977-1989 og 1997-1999 tildels er en effekt av metodikk. I årene 2003-2006 ble det gjennomført en ny telling (Nilssen *et al.* 2006; Nilssen, 2007) med samme metodikk som ble benyttet i 1997-1999, hvor den siste tellingen resulterte i 6700 steinkobber. De to siste tellingene er sammenlignbare og viser en nedadgående trend i bestanden på omlag 1.5% per år. Dette er imidlertid en liten nedgang sammenlignet med usikkerheten som vil være innebygget i slike tellinger. Dette understreker betydningene av å etablere en metodikk som kan vise omfanget av statistisk usikkerhet i slike tellinger. (Med usikkerhetsmarginer innarbeidet i telleresultatene ville nedgangen muligens ikke være signifikant på 95% nivået.)

For å følge utviklingen av bestandene vil antall dyr observert på land ved fjære sjø i hårfellingstiden kunne benyttes som en standardisert indeks. Det er likevel slik at dyrene som ligger på land samtidig og kan telles på flyfoto bare utgjør en del av totalbestanden. Langs kysten av Bohuslän er det blitt gjennomført en større undersøkelse basert på gjentatte observasjoner av frysemerkede steinkobber. Her lå 57% av bestanden på land ved lavvann i hårfellingstiden, og en måtte bruke en korreksjonsfaktor på 1.75 for å finne bestandsstørrelsen basert på antall dyr på land (Härkönen *et al.*, 1999). Dersom en benytter samme korreksjonsfaktor i Norge på antall observerte dyr i 1999 kommer en til en totalbestand på 13000 individer (Bjørge *et al.*, 2007). En sammenligning av antall dyr på land ved flo og fjære på ulike steder langs norskekysten (Roen og Bjørge, 1995) indikerer imidlertid at samme korreksjonsfaktor neppe er riktig langs hele norskekysten. Ved å benytte regionale korreksjonsfaktorer beregnet Bjørge *et al.* (2007) bestanden av steinkobber i Norge i 1999 til å være ca 10 000 individer, basert på 7500 observerte dyr (Bjørge *et al.*, 2007).

2.4 Økologi og forhold til fiskeriene

Steinkobbenes konsum og forholdet til fiskeressursene

Steinkobbene spiser en rekke arter fisk, men nesten utelukkende fisk mindre enn ca 30 cm (Olsen og Bjørge, 1995; Berg *et al.* 2002). Dietten kan variere gjennom året og er sannsynligvis preget av hvilke fiskearter som er lett tilgjengelig. I en undersøkelse i Vesterålen i 1990-1995, var steinkobbenes dietten med hensyn til biomasse i løpet av året totalt dominert av små sei (44-81%), men også sild (23%) og torsk (13-32%) var viktig i noen perioder (Berg *et al.* 2002). Lengre sør langs kysten ser øyepål ut til å være et av de vanligste byttedyrene over tid, men i perioder kan små sei være svært viktig mat og i andre perioder kan sild være helt dominerende i dietten. Steinkobbenes konsum målt i biomasse (den mengde mat dyrene trenger får å dekke sitt daglige energibehov) vil variere med diettenes energiinnhold. En bestand på 10 000 steinkobber vil konsumere 14 600 tonn årlig basert på en mager meny av 50% øyepål, 10% sei, 10% sild, 5% lusuer og 25% andre arter (som bare forekom i små mengder). Torsk utgjorde ca 2% av denne dietten. Dersom steinkobbene derimot spiser mye feit fisk som sild (85% sild, 10% torskefisk, 5% lusuer) vil en bestand på 10 000 dyr klare seg med et årlig konsum 8 400 tonn fisk. Disse konsumberegningene ble gjort ved bruk av en energetisk modell (SeaERG) utviklet for grønlandssel (Øritsland & Markussen, 1990), men tilpasset steinkobbenes fysiologi og aktivitetsbudsjett av Bjørge *et al.* (2002B). I Tabell 2 nedenfor vises steinkobbenes konsum av kysttorsk og sild, sammenlignet med bestand og fiske etter de samme artene.

Tabell 2. Steinkobbenes totalkonsum og konsum av kysttorsk og sild sammelignet med bestandsstørrelse og fiske etter kysttorsk og sild. Forskjellen mellom 1999 og 2006 reflekterer nedgangen i bestanden av steinkobbe i denne perioden. Tallene for bestand og fiske på kysttorsk og sild er hentet fra hhv Kyst og Habruk og Havets Ressurser og Miljø og. Tallene er gitt i tusen tonn.

	1999	2006
Steinkobbenes samlede konsum, mager diett	14.6	13.0
Steinkobbenes konsum av kysttorsk	0.3	0.3
Kommersielt fiske etter kysttorsk	41	31
Fritids- og turistfiske etter kysttorsk	10	10
Bestandsstørrelse, kysttorsk	170	65
Steinkobbenes samlede konsum, feit diett	8.4	7.5
Steinkobbenes konsum av sild	3.4	3.0
Kommersielt fiske etter nvg sild	1250	960
Bestandsstørrelse nvg sild	11 000	11 000

Steinkobbenes totale konsum er lite og tildels ubetydelig i forhold til fiskebestandenes størrelse, og sammenlignet med fisket etter disse artene. Men for lokale bestander av stasjonær fisk kan en ikke utelukke vesentlige effekter av steinkobbenes konsum. Dette bør kartlegges videre (jfr kap 4.4) og eventuelt innarbeides i den løpende forvaltningen av selbestandene.

Steinkobbene som spredere av parasitter til fisk

Steinkobbene er endelig vert for en parasittisk rundorm (nematode) som har larvestadier i fisk. Når denne rundormen opptrer i fisk er den kjent som kveis eller torskekveis. Steinkobbene blir infisert ved å spise fisk som har rundormer. I magesekken til sel gjennomgår rundormene det siste stadieskiftet og blir kjønnsmodne. Egg føres ut i sjøvannet med selenes ekskrementer, synker og klekkes. Rundormens tidlige larvestadier infiserer så små, bunnlevende krepsdyr (Bjørge, 1979). Fisk blir infisert når de spiser bunnlevende krepsdyr (f. eks. torsk som spiser tanglus eller trollhummer), eller fisk som spiser annen

infisert fisk (f.eks. breiflabb som spiser småtorsk). Når rundormens larver spises av fisk borer de seg gjennom mage- /tarmveggen og vandrer ut i fiskenes muskulatur. Etter en tid vil parasittene kapsles inn, og de frigjøres først når fisken blir fordøyd f. eks. ved at den blir spist av sel. Slik blir rundormens livssyklus fullført.

Det er en rekke arter av rundormer som er parasitter hos fisk. Disse parasittene kan ha fisk, fugl, sel og hval som sluttvert, men de blir ofte ikke kjønnsmodne uten at de kommer inn i ”riktig” sluttvert. Torskekeveisen, *Phocanema decipiens*, ser ut til å bli kjønnsmoden i sel, men ikke, eller i mindre grad hos hval. En nærstående rundorm, leverkveis *Anisakis simplex*, blir kjønnsmoden i magen hos hval, men ikke, eller i mindre grad, hos sel. Det er også en økologisk forskjell på torskekveis og leverkveis. Torskekveisens egg er tyngre enn vann og synker til bunns, klekkes og infiserer dyr som inngår i en bunntilknyttet (bentisk) næringskjede. Leverkveisens egg holder seg svevende i de fri vannmasser, klekkes og infiserer dyr som inngår i pelagiske næringskjeder.

Torskekveisen har larvestadier som kan bli 8-20 mm lange i fisk og er lett synlige i fersk fisk. Torskekveisen har derfor stor betydning for prisfastsettelse på fisk til filetproduksjon eller til ferskfiskmarkedet som er av de best betalte anvendelser. På 1970-tallet innførte Levendefisklaget et forbud mot levering av rusefanget torsk fra Vikna til levendefiskmarkedet. Dette skyldes frykten for at kveisinisert fisk skulle ødelegge dette godt betalte markedet. Det er sannsynlig at økningen av kveis på 1970-tallet har sammenheng med at selene gikk over til mer bunnfisk i sin diett etter at silda ble nedfisket på slutten av 1960-tallet. For å unngå kveis i fiskefileter renskjæres filetene over lysbord. Dette er en manuell og kostbar operasjon som påfører industrien betydelige kostnader.

Bifangst og skader på redskap forvoldt av steinkobber

Steinkobbene er utsatt for bifangst i fiskeredskaper og voksne dyr som setter seg fast kan medføre riveskader på garn. Det er ikke utført systematiske undersøkelser som viser det økonomiske omfanget av skader på fiskeredskap forvoldt av steinkobbe. Likeledes er det kjent at steinkobber i mindre grad kan opptre i laksevassdrag, men omfanget og potensielle effekter av slike tilfeller er dårlig kartlagt. Slike individer blir ofte skutt.

Siden høsten 2005 har Havforskningsinstituttet samlet systematiske data om bifangst av sjøpattedyr i fiskeredskaper. Foreløpige analyser tyder på at det hvert år tas omlag 400 steinkobber i garn langs norskekysten. Dette er i samsvar med en analyse av gjenfangster av merkede steinkobber langs norskekysten (Bjørge *et al.*, 2002A). Bifangsten er et uttak fra bestandene som må kalkuleres inn ved fastsettelse av kvoter.

2.5 Habitater og forhold til verneplaner

Flere verneområder langs norskekysten har steinkobbe som del av vernemotivet. Dette er i første rekke sjøfuglreservater som dekker både land- og sjøarealer. Grasøyane og Orskjæra i Møre og Romsdal, Froan og Undtarva i Sør Trøndelag er eksempler på dette. [Som en del av forvaltningsplanen bør DN utarbeide en komplett liste over verneområder med steinkobbe som uttrykt del av vernemotivet.] I Nærøyfjorden (i Sognefjorden) som har status som UNESCO verdensarvområde er det en liten stamme av steinkobbe.

3 FORVALTNINGSPLAN

3.1 Forvaltningsmål

Forekomsten av steinkobbe har en egenverdi som et viktig og naturlig forekommende element i vår kystfauna og Norge har forpliktet seg til å verne mangfoldet i norsk natur, blant annet gjennom Konvensjonen om biologisk mangfold. I praktisk forvaltning må regjeringen

imidlertid avveie ønsket om ombevaring av relativt store, livskraftige selbestander til gagn for friluftsliv, naturopplevelse og jakt, mot ønsket om å redusere skadeomfang på lovlig næringsvirksomhet (primært fiskeri og havbruk) i kystsonen. Denne avveiningen innebærer beslutninger som på den ene siden vil kunne medføre konsekvenser for næringsutøvelse. Det må vurderes hvor store økonomiske belastninger for kystnæringene som er politisk akseptable. På den annen side medfører avveiningen også en politisk aksept for den risiko forvaltningstiltakene vil kunne medføre for selbestandenes langsiktige bevaring.

Fiskeridepartementet legger til grunn at den samlede beskatningen (jakt, fellingstiltak og bifangst) sannsynligvis har medført en liten nedgang i bestandstørrelsen etter 1999 (jfr. sammenlignbare tellinger i 1999 og 2006). Fiskeridepartementet ønsker å stabilisere bestanden på dagens nivå. Dette nivået er omlag 10,000 dyr, det vil si et nivå som tilsvarer at omlag 7,000 dyr kan registreres på land samtidig i hårfellingsperioden med den overvåkningsmetodikk som ble benyttet i de to siste landsomfattende registreringene (Bjørge *et al.*, 2007; Nilssen, 2007). Dette bestandsnivået er definert som MålNivået (MN) i avsnittet om forvaltningsstrategier nedenfor. Det vil likevel være slik at steinkobbene i noen områder vil kunne forvolde skade for kystfiskerierne, og en lokal reduksjon av antall sel kan være ønskelig, men totalbeskatningen skal ikke være større enn at den samlede nasjonale bestanden er stabil på MN.

Små, særegne og geografisk isolerte bestander skal ikke utsettes for jakt, og slike bestander skal forvaltes slik at det er god margin til minste livskraftig bestandstørrelse som foreløpig har vært satt til femti individer pr koloni uten jakt eller bifangst. Analyser av en slik minimum bestand på 50 sel og med 1% årlig vekst, viste at et uttak (jakt) av ett dyr årlig ikke var bærekraftig. I dette tilfellet måtte bestanden være på 120 sel for å tåle en så liten beskatning (Bjørge *et al.*, 1994). Det bør gjennomføres nye analyser av levedyktighet for å avklare minimum bestandsnivå, hvor observert vekst og bifangst av steinkobbe langs norskekysten inngår.

Regjeringens mål er å opprettholde steinkobbenes utbredelse og sikre livskraftige bestander innenfor deres naturlige utbredelses-område. For å realisere dette målet vil Regjeringen begrense nedgangen i bestanden og stabilisere den på 2006-nivået.

3.2 Forvaltningsstrategier

Bestandsregulerende tiltak innrettes slik at de har størst virkning i områder der det dokumenteres vesentlig skadevirkning på fiskerinæringen forvoldt av steinkobber. Det forutsettes at MN ligger fast over lengre tid, men likevel slik at det vil være mulig å justere nivået i forhold til nye bestandsestimeringer, ny kunnskap om skade på fiskerinæringen, nye miljøtrusler, etc. Tabellen nedenfor viser strategier for fastsettelse av hensiktsmessige forvaltningstiltak tilpasset bestander på målnivået og på/mellom de ulike referansenivåene. Som en del av forvaltningsplanen skal det etableres en enkel forvaltningsprosedyre med en algoritme for beregning av kvoter basert på oppdaterte data om bestandsutvikling i forhold til MN og uttak fra bestanden. Det vil si at en får en gradvis opptrapping eller reduksjon av beskatningsnivået etter som bestandene henholdsvis er større enn (og eventuelt øker), eller mindre enn (og eventuelt minker) MN.

Tabell 3. Strategier for å forvalte bestanden av steinkobbe i forhold til politisk fastsatte mål for bestanden. Aktuelle tiltak er i form av jaktkvoter som fastsettes i henhold til bestandenes størrelse i kombinasjon med aktivt bruk av habitatvern for å beskytte små og minkende bestander av steinkobbe.

Bestandsstørrelse (1+)	Tiltak
Større enn MN	Uttak større enn likevektsfangst, inntil 1,5*likevektsfangst
Lik MN	Uttak lik likevektsfangst
Mellom MN og 0,7MN	Uttak lik 0,7*likevektsfangst
Mellom 0,7MN og 0,5MN	Uttak lik 0,5*likevektsfangst
Mindre enn 0,5MN	Nullkvoter
Mindre enn 0,5MN og minkende med 0-kvoter	Ferdels- og forstyrrelsesbegrensinger på kasteplassene

Regjeringen vil benytte jakt i kombinasjon med aktiv bruk av verneområder som tiltak for å nå de mål som er satt for forvaltningen av steinkobbe i Norge.

3.3 Forvaltningstiltak

En TAC (Total Allowable Catch) skal beregnes basert på bestandens størrelse og produksjon. TAC skal ligge fast mellom hver gang bestandene telles (ca hvert femte år, jfr kap. 4.2) og justeres i henhold til telleresultatene. Estimert bifangst (jfr. kap. 2.4) trekkes fra estimert TAC og den resterende del kan frigis som jaktkvoter.

Nedenfor foreslås to metoder for å beregne TAC. Dene ene er en modifisert utgave av en metode som benyttes under Marine Mammal Protection Act i USA for å fastsette grenser for uttak av bestander. Maksimalt uttak (Potential Biological Removals) beregnes som følgende:

$$PBR = N_{\text{MIN}} * 1/2R_{\text{MAX}} * F_R$$

N_{MIN} er minimum bestandsestimat for bestanden;

$1/2R_{\text{MAX}}$ er halve maksimum netto vekst (teoretisk maksimum av netto produktivitets rate);

F_R er en gjenvektsfaktor mellom 0.1 og 1.

En gjennomgang av publisert litteratur viser at bestander av steinkobbe som er vesentlig under bærekapasiteten (carrying capacity) kan uten beskatning vokse med omlag 12% årlig. (Svært hurtig vekst ble imidlertid registrert i Skagerrak og Vadehavet etter PDV-epidemien i 1988, men denne veksten skyldes at epidemien medførte stor dødelighet av hanner og ungdyr sammenlignet med voksne hunner. Den overlevende del av bestanden besto derfor av en uforholdsmessig stor andel kjønnsmodne og ungeproduserende hunner.) Dersom vi setter teoretisk vekstpotensiale hos steinkobber ved norskekysten lik 12% (dvs $R_{\text{MAX}}=0.12$) vil altså $1/2R_{\text{MAX}}$ være 0.06. F_R settes lik 1 fordi bestanden uten beskatning ville øke med 12% årlig og målet er å stabilisere den på nåværende nivå. Med et minimumsestimat lik 6700 dyr (tellingene i 2006, Nilssen, 2007) blir PBR lik 403 dyr, noe som i sin helhet vil gå med til bifangst.

PBR-metodikken er konservativ og bygger inn flere sikkerhetsmarginer. Et alternativ er å benytte en aldersstrukturert modell og tilpasse den til parameterverdier for vekst, alder ved kjønnsmodning, dødelighet og reproduksjon som antas være realistiske ved norskekysten (e.g. Bjørge, 1992; Bjørge *et al.*, 2002B). En slik bestandsmodell kan forenkles til å bare modellere hunner, der antall hunner i en kohort (aldersgruppe) overlever til neste år med en aldersspesifikk overlevelsesrate og hvor de kjønnsmodne hunnene i en kohort føder et antall unger gitt ved en aldersspesifikk fødselsrate. Antall fødte unger/2 (fordi 50% er hunner) rekrutteres inn i modellen som nullgruppe. Ved norskekysten er det flere forhold som tilsier at

en teoretisk maksimum vekstrate på 12% ikke er realistisk selv uten noen form for menneskelig beskatning. Dette skyldes blant annet ungedødelighet som følge av at de kommer bort fra mora, fall i bergsprekker, predasjon av spekkhogger og havørn – dødelighetsfaktorer som ikke er tilstede ved de grunne sandbankene i Vadehavet hvor vekst på over 12% har vært observert. Ca 8% pr år synes å være maksimal realisert vekstrate langs norskekysten (jfr Bjørge og Øien, 1999). Tabell 4 viser overlevelsesrater og fødselsrater som tilfredsstillende en stabil bestand og en bestand som øker med 8% pr år.

En bestand på 10000 steinkobber (som tilsvarer at ca 7000 dyr kan telles på land samtidig i hårfellingsperioden) som vokser med 8% pr år vil gi en likevektsbeskatning på 746 dyr dersom uttaket er proporsjonalt med tallrikhetene i de ulike aldersgruppene (0 år: 155 dyr, 1 år: 100 dyr, 2 år: 75 dyr, 3 år: 63 dyr og 4 år og eldre: 353 dyr). Ved fastsettelse av TAC lik likevektsbeskatningen og ved å allokere 400 dyr til bifangst blir tilgjengelig kvote 346 dyr. Dette er noe høyere enn anbefalt kvote for 2006 (305 dyr, se Nilssen, 2007) og i samsvar med Havforskningsinstituttets anbefaling for 2007 (350 dyr). En slik kvote antas å ville stabilisere bestanden på nåværende nivå. Fiskeridepartementet legger til grunn at forvaltningstiltakene i perioden 1999-2006 har medført nedgang i bestanden av steinkobbe og mener det er i tråd med St. meld. nr 27 (2003-2004) og Stortingets behandling av denne, at bestanden stabiliseres på 2006-nivået. Fiskeridepartementet vil derfor legge metoden med en aldersstrukturert modell til grunn for forvaltning av steinkobbe i kommende femårsperiode. Forvaltningen vil deretter bli justert i henhold til ny informasjon om selbestandenes utvikling og forholdet til blant annet fiskeriene og fiskeressursene.

Det anbefales at jakten gjennomføres utenfor områder fredet i henhold til Naturvernloven. Små, isolerte bestander (for eksempel <100 individer) og små bestander som viser spesiell økologisk tilpasning bør ikke beskattes. Dette omfatter bestander i indre del av Sognefjorden med sidefjorder, i Lysefjorden og langs sørlandskysten. Steinkobbene er relativt stasjonære og inntil en får kartlagt bestandsstrukturen med hensyn til eventuell genetisk differensiering skal kvotene settes for små områder, helst spesifisert på delområder innenfor hvert fylke.

Tabell 4. Aldersspesifikke parameterverdier for overlevelse og fødsel som er benyttet i en bestandsmodell for steinkobbe for å vise en stabil bestand og en bestand som øker med 8% pr år.

Alder	Stabil bestand		Vekst 8% pr år	
	Overlevelse	Fødsel	Overlevelse	Fødsel
0				
1	0.5		0.7	
2	0.75		0.8	
3	0.9		0.92	
4	0.9	0,5	0.93	0.5
5	0.9	0,8	0.93	0.9
6-20	0.9	0,85	0.93	0.95
21+	0		0	

Regjeringen vil at en realistisk beregning av likevekstbeskatning skal legges til grunn for uttak fra bestandene. Alle former for forårsaket dødelighet forårsaket av mennesker skal regnes med innenfor dette uttaket. Jakten skal reguleres slik at områder med dokumentert skadevirkning av steinkobbe får størst effekt av uttaket uten at totalbestanden av steinkobbe dermed reduseres. Jakten skal i størst mulig grad foregå utenfor fredede områder, og små, isolerte og økologisk særegne bestander skal beskyttes.

4 TILRÅDNING OM FORSKNING OG OVERVÅKING

4.1 Genetiske studier for å avklare bestandsstruktur

Det er nødvendig å gjennomføre genetiske studier for å avklare om det er en eller flere genetisk distinkte bestander langs norskekysten. Havforskningsinstituttet skal så snart som mulig gjennomføre genetiske undersøkelser hos steinkobbe, i første omgang på DNA fra innsendte kjever fra jakt langs kysten, senere vil det også bli samlet inn DNA fra unger i forskjellige steinkobbekolonier langs kysten.

Når den genetiske bestandstrukturen hos steinkobber i Norge er kartlagt vil dagens ordning med administrativt inndelte forvaltningsenheter tas opp til revisjon.

4.2 Telling og bestandsovervåkning

Flyfotografering og visuelle tellinger brukes for å kunne gi minimumsanslag for antall steinkobber. I utgangspunktet telles steinkobbe (alle aldersgrupper) i hårfellingsperioden. Tilleggsinformasjon må innhentes for at flyfotografering skal kunne anvendes rutinemessig. Slik informasjon omfatter blant annet kunnskap om eventuelle endringer i utbredelse og steinkobbens aktivitetsmønster under hårfelling, herunder hvor stor andel av bestanden som ligger på land ved fjære sjø under forskjellig værforhold. Det er vist at dette atferdsmønsteret endrer seg langs norskekysten, sannsynligvis som følge av endringer i lysforhold og tidevannsamplitude mellom sør og nord. Foreløpige feltstudier ble utført i 2003-2006 for å innhente adferdsdata, men resultatene fra disse studiene har til nå ikke gitt gode nok data til å kunne estimere usikkerheten i fly- og visuelle tellinger. Slike studier skal imidlertid videreføres for å få et representativt utvalg av bestanden mht alder og kjønn langs ulike deler av norskekysten.

Det kan være ønskelig å studere steinkobbene også med andre metoder med formål å estimere total bestandstørrelse. En ny innfallsvinkel kan være merke-gjenfangstmetodikk basert på genetik. Dette er en metode som er under utprøving hos vågekval. Her har steinkobbene en fordel i forhold til vågekval ved at det er lettere å ”merke ungene” dvs innhente genetiske prøver fra steinkobbe.

Sammenlignbare tellinger i 1997-1999 og 2003-2006 viste en reduksjon på ca 800 steinkobber langs norskekysten. Et uheldig moment, som kan ha påvirket flytellingene av steinkobbe, er at jakttida er blitt utvidet til også å omfatte hårfellingsperioden (august) for arten, altså samme periode som flytellingene gjennomføres. Jakt og annen ferdsel medfører at dyrene skremmes slik at de går i sjøen og dermed ikke registreres på flyfotoene. Ved stort jaktpress er det også mulig at selene forflytter seg til andre ukjente områder og derfor ikke registreres i tellingene. Det foreligger ikke datagrunnlag til å evaluere om slike forstyrrelser har hatt betydning for flytellingene i de aktuelle hårfellingsområdene for steinkobbe langs

kysten. I noen selkolonier er det gjennomført 2 til 3 flytelling med noen dagers mellomrom. Antall registrerte sel kan variere relativt mye innenfor samme området, noe som kan indikere at det har vært forstyrrelser som følge av jakt eller annen ferdsl.

Det er viktig at metodikken for overvåkning av bestandene standardiseres og utføres på en slik måte at en får mål på den statistiske usikkerheten som er inkorporert i tellingene. For at bestandsovervåkninngen skal kunne benyttes for å oppdatere kvotebergninger er det viktig at tellingene er istand til å detektere endringer i bestandene på for eksempel 10% over en femårsperiode.

I løpet av de siste to tiår har det vært to kjente utbrudd (1988 og 2002) av virus epizootier med høy morbiditet og mortalitet på steinkobbe. Kystsel utsettes også for andre påvirkninger som kan influere på helsestatus og overlevelse, f. eks. miljøgifteksponering. Samtidig med at det gjennomføres innsamling av dyr/materiale til andre undersøkelser, bør det også gjøres systematiske helseundersøkelser særlig mht kartlegging av sykdom som kan redusere reproduksjon og overlevelse.

Overvåkning av bifangst må videreføres på minst samme nivå som i dag.

4.3 Modellering av livskraftige bestander

Dersom en bestand lever i et naturlig miljø og ikke utsatt for spesielle akutte eller vedvarende negative faktorer, vil et uttak at ett dyr pr år øke risikoen for utryddelse av bestanden i et hundreårsperspektiv dersom bestanden er mindre enn ca 50 individer (Bjørge *et al.*, 1994). Små, isolerte bestander (for eksempel bestander av steinkobbe i indre deler av de store fjordsystemene på Vestlandet og langs Skagerrak fra Buskerud til Vest-Agder) bør derfor ikke eksponeres for jakt. Likeledes bør det ikke settes kvoter på små avgrensede bestander (selv om de teller mer enn 50 individer) som er særegne på grunn av sin geografiske plassering eller sin tilknytning til spesielle økosystemer (eksempelvis steinkobbene i Lysefjorden).

I den reelle verden utsettes bestandene av kystsel for en rekke negative miljøfaktorer. I tillegg til jakt, er bifangst i fiskerier en av de viktigste faktorene. Det er tidligere registrert dødelighet av merka unger på ca. 5-7 % for både steinkobbe og havert som følge av bifangst. Her vil ny kartlegging iverksatt av Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet gi kvantitativ informasjon i løpet av 2007 (jfr kap. 2.3). Det er også sannsynlig at antallet kystsel som meldes skutt under den ordinære jakten er underrapportert som følge av kompensasjonsordningen. Det vil si at dyr som synker ikke blir rapportert fordi de ikke gir utbetaling. En annen viktig faktor er sykdomsutbrudd med stor dødelighet. To ganger i løpet av de siste 20 årene har virus-sykdom satt bestanden av steinkobbe kraftig tilbake i Nordsjøen.

Når en tar slike hensyn med i betraktningen blir minste livskraftige bestandsstørrelse vesentlig høyere enn 50 dyr. En foreløpig simulering av minste livskraftige bestandsstørrelser for selbestandene i Østersjøen viste at med de miljøbelastninger selene i Østersjøen er utsatt for, reduseres sannsynligheten for å overleve i 100 år når bestandene blir mindre enn ca 10 000 individer. Trusselbildet er noe annerledes ved norskekysten, med blant annet vesentlig lavere risiko for svekket reproduksjon pga miljøgifter. Det bør derfor gjøres en vurdering av hvilke aktuelle og potensielle miljøfaktorer norske bestander av kystsel eksponeres for som basis for en levedyktighetsanalyse tilpasset norske forhold, og det er resultatet av en slik analyse som må legges til grunn for å sikre livskraftige bestander langs norskekysten.

4.4 Konkretisering av skader for fiskerinæringen

I St. meld. nr 27 ((2003-2004) og i Stortingets behandling av denne, legges det opp til å regulere bestandstilveksten av kystsel for å avbøte skader for fiskerinæringen m.v., samtidig med at man bevarer livskraftige bestander basert på vitenskapelig rådgivning. Stortingsmeldingene påpeker at det må kartlegges mer eksakt i hvilke områder selene

forvolder skade for fiskerinæringen, og i disse områdene vil bestandene bli regulert med sikte på å avbøte skadeomfanget. Dette bør baseres på områdespesifikk kunnskap om bestander og skadeomfang. Parasitter (kveis) i fisk, skader på garnbruk, fisk som fjernes fra garn/line, skremme-effekt, regulær sel-fisker-konkurranse i lokale områder, problemer i oppdrettsanlegg og sel i lakseelver er konfliktområder som nevnes i forbindelse med kystsel. Det foreligger imidlertid svært lite konkret dokumentasjon basert på systematiske undersøkelser eller observasjoner. Kystselenes rolle i det økologiske systemet er ufullstendig kartlagt langs norskekysten. Det er helt nødvendig å gjennomføre økologiske studier, særlig i områder hvor næringsinteressene har sterke meninger om at kystsel skaper problemer for fiskeriene. Slike studier bør i tillegg til kystselenes antall og matkonsum, også omfatte ressurskartlegging av de viktigste fiskeressursene og uttaket fra fiskeriene (yrkes-, fritids- og turistfiske) i området. Dette er data som er nødvendig for å kunne evaluere selenes rolle i økosystemet. I tillegg til informasjon om dyrenes næringsvalg bør det også skaffes kunnskap om deres romlige fordeling gjennom året ved bruk av satellittmerke-teknologi. Det må derfor gjennomføres undersøkelser der målsetningen er å få konkret og kvantitativ kunnskap om:

- Skadens karakter (hva slags skade og på hvilke måte den forvoldes);
- Skadens omfang (for eksempel økonomisk omfang)
- Geografisk område som er berørt.

Fiskerinæringen bør selv delta i et systematisk og repeterbart registreringsarbeid for å kartlegge omfanget av skader forvoldt av sel.

4.5 Konkretisering av verneverdige elementer

Verneverdige aspekter ved bestandene av steinkobbe skal beskrives og vektlegges i implementeringen av forvaltningsplanen. Direktoratet for naturforvaltning inviteres til å utarbeide en konkretisering av verneverdige aspekter ved norske steinkobbebestander og hvordan disse aspektene står i forhold til nasjonale forpliktelser inngått i forbindelse med internasjonale verneavtaler og konvensjoner.

Regjeringen går inn for å gjennomføre de kartlegginger og undersøkelser som er nødvendige for å implementere og gjennomføre den vedtatte forvaltningsplanen. Det forutsettes at aktiviteten gjennomføres innenfor de budsjetttrammer som Regjeringen til enhver tid stiller til disposisjon for formålet.

Benyttet litteratur

- Berg, I., Haug, T. & Nilssen, K.T. 2002. Harbour seal (*Phoca vitulina*) diet in Vesterålen, North Norway. *Sarsia* 87: 451-461.
- Bjørge, A. 1979. An isopode as intermediate host of cod-worm. *FiskDir. Skr. Ser. HavUnders.* **16**: 561-565.
- Bjørge, A. 1991. Status of the harbour seal *Phoca vitulina* L. in Norway. *Biological Conservation*, **58**: 229-238.
- Bjørge, A. 1992. Reproduction of the harbour seal *Phoca vitulina* in Norwegian waters. *Sarsia*, **77**: 47-51.

- Bjørge, A., Bekkby, T., Bakkestuen, V. & Framstad, E. 2002B. Interactions between harbour seals, *Phoca vitulina*, and fisheries in complex coastal waters explored by combined Geographic Information System (GIS) and energetic modelling. *ICES Journal of Marine Science*, **59**: 29-42.
- 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. & Øien, N. 1999. Statusrapport for Havforskningsinstituttets overvåkning av kystsel. Rapport SPS-9904. 35 sider.
- Bjørge, A., Øien, N. & Fagerheim, K.A. 2007. Abundance of Harbour Seals (*Phoca vitulina*) in Norway Based on Aerial Surveys and Photographic Documentation of Hauled-Out Seals During the Moulting Season, 1996 to 1999. *Aquatic Mammals* **33**(3).
- Bjørge, A., Øien, N., Hartvedt, S., Bøthun, G. & Bekkby, T. 2002A. Dispersal and bycatch mortality in gray, *Halichoerus grypus*, and harbor, *Phoca vitulina*, seals tagged at the Norwegian coast. *Marine Mammal Science*, **18**(4): 177-190.
- Härkönen, T., Harding, K. C., & Lunneryd, S. G. 1999. Age and sex specific behaviour in harbour seals leads to biased estimates of vital population parameters. *Journal of Applied Ecology*, **36**: 824-840.
- Nilssen, K.T., Skavberg, N.-E., Poltermann, M., Haug, T., & Henriksen, G. 2006. Status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Norway. NAMMCO Working Group on Harbour Seals, Copenhagen, Denmark, 3-6 October 2006. 9 pp.
- Nilssen, K.T. 2007: Kystsel. Kyst og Havbruk 2007. *Fisken og havet*, særnr. 2–2007:78-80.
- 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.
- Wiig, Ø. 1987. A review of coastal seal culls in Norway 1980 to 1986. Coastal Seal Symposium, Oslo (Norway) – April 28-29, 1987. International Council for Game and Wildlife Conservation, CIC: 227-234.
- Øritsland, N.A. & Markussen, N.H. 1994. Outline of a physiologically based model for population energetics. *Ecological Modelling*, **52**: 267-288.
- Øynes, P. 1964 Sel på norskekysten fra Finnmark til Møre. *Fiskets Gang* 1964: 694-707.
- Øynes, P. 1966. Sel i Sør-Norge. *Fiskets Gang* 1966: 834-839.