

Forvaltningsplan for havert

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 Stortingsmelding 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 FORVALTNINGSPLAN

3.1 Forvaltningsmål

3.2 Forvaltningsstrategier

3.3 Forvaltningstiltak

3.4 Internasjonal evaluering

4 TILRÅDNING OM FORSKNING OG OVERVÅKING

4.1 Genetisk studier og migrasjoner fra Russland og Storbritannia

4.2 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 havert 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.
- Utvikling av bestandsmodeller for havert prioriteres, og slike modeller brukes til å evaluere hvordan forskjellige fangstnivåer påvirker havertbestandene.
- Kunnskap om selenes økologiske rolle må styrkes.
- Det gjennomføres undersøkelser for å konkretisere skader på fiskerinæringen, skadens karakter, omfang og geografiske utbredelse.
- Studier av havertenes romlige utbredelse gjennom året må videreføres og styrkes.
- Det må foretas en risikovurdering for havert i Norge og levedyktighetsanalyser gjennomføres for å få etablert minste livskraftige bestandsnivå.
- Overvåkning av bestandsutvikling må videreføres og metodene for overvåkning må utvikles og forbedres.
- Forskning og rådgivning for havert i Norge må evalueres i et internasjonalt system.

1 INNLEDNING

1.1 Tidligere og nåværende forvaltning i Norge

Seljakt på norskekysten har meget lange tradisjoner. Havert, som føder unger på land i de ytre kystområdene, har trolig vært beskattet siden de første veidemenn innvandret etter istiden. Ved innføring av jordbrukskultur og faste bosetninger ble seljakt mer og mer knyttet opp mot ”kobbeveider” med enerett til jakt for grunneieren. Lovbestemmelser om kobbeveide finnes allerede i Frostadtingsloven (11.-13. århundre) og Magnus Lagabøtes Landslov (1276).

Den første nyere loven som regulerte selfangst kom i 1876 og regulerte varigheten av den kommersielle fangstsesongen i Vesterisen. Denne loven ble revidert flere ganger før den ble avløst av Selfangstloven i 1951. Selfangstloven ble senere brukt som hjemmel for flere fredningsbestemmelser av kystsel. Havert ble fredet i Sør-Trøndelag fylke fra 1953, og om sommeren ved Orskjæra og Ravnane i Møre og Romsdal fra 1966. Fra 1973 ble all sel totalfredet fra svenskegrensen til og med Sogn og Fjordane, og sesongfredet i perioden 1. mai – 30. november langs kysten nord for sogn og Fjordane. I tillegg ble det innført spesielle regler for avlving av sel på norskekysten. Fredningstiden ble i 1985 redusert med en måned fra 1. mai – 31. oktober. Utenom fredningstiden var det fri jakt på sel.

Det ble registrert en økning i flere lokale selbestander i 1970-årene. Samtidig ble det meldt om problemer for fiskerierne med skader på fangst og redskap, noe som ble relatert til økning av kystselbestander. Det ble derfor satt i gang et fellingsprogram for kystsel som resulterte i at 1220 havert ble skutt i området Stad til Lofoten i årene 1980-1989, inkludert noen få havert skutt i Rogaland. I tillegg kommer den uregulerte og urapporterte jakten i jakt sesongen.

Et interdepartementalt utvalg med formål om å utarbeide forslag til forvaltning av kystsel avga sin innstilling i april 1990 (NOU 1990: 12 Landsplan for forvaltning av kystsel). Tiltrådningene fra dette utvalget omfattet blant annet at det skulle innføres ordinær jakt innenfor gitte perioder, med krav om lisens og rapporteringsplikt for jegerne. Dette ble foreslått for at myndighetene skulle få mulighet til å styre jakten for å regulere utviklingen av selbestandene. Utvalget foreslo også at det skulle fastsettes et målnivå for selbestandene og et referansenivå 20% under målnivået. Slik sett var utvalget tidlig ute med 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 basert på retningslinjene i NOU 1990: 12. Fra og med 1997 ble det innført kvoter for jakten og krav om registrering av jegere og plikt til innrapportering av fangst. Kvotene blir bestemt av Fiskeridirektøren som også innhenter råd fra fiskerinæringen og andre næringsaktører gjennom Sjøpattedyrrådet. Fordelingen av kvotene delegeres til Regiondirektørene for fiskeri og havbruk. Havert kan jaktes fra 1. februar til 30. september i områdene sør for Stad, og fra 2. januar til 15. september nord for Stad.

Fram til og med 2002 var fastsatt kvote for fangst av havert i samsvar med anbefalingene fra Havforskningsinstituttet (kvoten var på 5 % av bestandsanslagene, med mulighet for inntil 30 % økning av den anbefalte kvoten i områder hvor tettheten av havert var høyest og hvor det var konflikter mellom sel og fiskerier). I 2003 ble imidlertid kvotene satt langt høyere (25 %

av bestandsanslaget) med formål å redusere antall havert langs kysten. I tillegg ble det innført en kompensasjonsordning for skutte havert langs kysten. Ordningen pålegger jegerne å sende inn data (diverse mål og kjeve) for skutte dyr og at tapte dyr rapporteres. Påskutte, men tapte dyr utgjør en ukjent andel av fangsten, og det er uklart i hvor stor grad tapte dyr faktisk rapporteres. Kompensasjonsordningen har medført en økning i fangstene. Anbefalt, fastsatt og utnyttet kvote i årene etter 1997 er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Kvoter og fangst av havert langs norskekysten i 1997-2009. Kvote anbefales av Havforskningsinstituttet og fastsettes av Fiskeridirektøren.

År	Anbefalt kvote	Gitt kvote	Fangst
1997	260	260	36
1998	267	319	34
1999	268	373	130
2000	625	625	176
2001	285	625	105
2002	285	355	110
2003	355	1186	353
2004	368	1186	302
2005	400	1216	379
2006	400	1536	329
2007	360	1186	456
2008	410	1040	458
2009	410	1040	516
Sum	4693	10947	3384

1.2 Forvaltning i andre europeiske land

I EU er sel vernet gjennom "Habitatdirektivet" (Directive 92/43/EEC), men havert, baltisk ringsel og steinkobbe kan fanges under visse forutsetninger. Medlemsland som vil ha fangst av disse artene er pålagt å gjennomføre bestandsovervåkning som sikrer at fangsten er bærekraftig. I det Baltiske området har havertbestanden økt fra omkring 10 000 dyr i år 2000 til det dobbelte i 2006. Dette har, samtidig med nedgang i de kommersielle fiskebestandene, ført til økende konflikter mellom havert og fiskerier, særlig i de finske områdene. Konfliktene har resultert i økt fokus på utviklingen og forvaltningen av selbestandene (se Management Plan for Finnish Seal Populations in the Baltic Sea). Forvaltningen av havert i Finland har endret seg fra en periode med forbud av fangst på havert mellom 1982 og 1997, til en kvoteregulert fangst fra 1998 og til i dag. I svenske områder ble jakt på sel stoppet i 1975. I den finske forvaltningsplanen for sel er prinsippet om å opprettholde livskraftige bestander sentralt. Det skisseres krav til forskning og til uttak av bestandene, samt verneverdige

aspekter, herunder vern av områder. Det ble åpnet for kvotejakt på havert i Sverige i 2001 (EFSA 2007).

I tillegg til "Habitatdirektivet" gir "The Conservation of Seals Act" (1970) det lovmessige grunnlaget for regulering av avlivning og fjerning av sel i vill tilstand i England, Wales og Skottland. I Skottland blir det avlivet havert som forstyrrer fiskerier og oppdrettsvirksomhet. I "closed season" dvs. fra 1. september til 31. desember, må man ha lisens for å skyte sel. Lisenser i "closed season" gis i forbindelse med forskning- og utdannelsesformål, innsamling av dyr til zoologiske hager, for å beskytte fiskerier, redusere bestander av sel, og til utnyttelse av sel som ressurs. Lisens er ikke nødvendig utenom "closed season" (EFSA 2007). Det finnes ikke tilgjengelige offisielle data over hvor mange havert som skytes hvert år, men det er blitt estimert at rundt 3500 sel blir drept hvert år (COWI 2008: side 87). Rifle er påbudt ved avlivning av sel, og det er ulovlig å bruke garn og gift med formål å avlive sel. Utstedelse av lisens for rifle er opp til lokale politimyndigheter og tillatelsen er blant annet knyttet opp til bruken av rifle. Dersom avlivning av sel ikke er inkludert i riflelisensen, kan våpenet heller ikke benyttes til seljakt. Det finnes ingen reguleringer knyttet til riflekaliber og kule typer (kun et krav om minimum anslagsenergi) for avlivning av sel. Det er heller ingen teoretiske og praktiske jegerprøver for slik jakt. "The Conservation of Seals Act" (1970) gir forvaltningen relativt stor fleksibilitet til å endre reguleringer etter forholdene, både omkring fredningsbestemmelser og når det gjelder krav til utøvelse av jakt. I Skottland er deler av "The Conservation of Seals Act" (1970) under evaluering og det kan forventes visse innstramminger omkring regulering av jakt på sel (EFSA 2007).

På Færøyene var det tidligere en mer intensiv jakt på havert, men i 1967 ble det slutt på skuddpremie i denne jakten. Samtidig ble det innført strengere bestemmelser for anskaffelse av rifle. Lisens for rifle gis i dag til personer i tilknytning til akvakulturanlegg og det er kun i forbindelse med oppdrettsnæringen at det er tillatt å avlive havert. Det er ikke implementert noe forvaltningsregime for havert på Færøyene. Oppdrettsnæringen kan avlive alle sel som er i konflikt eller oppholder seg i nærheten av oppdrettslokaliteten. Det er ikke pålagt å registrere skutt sel, slik at årlig antall havert som skytes er ukjent. Basert på en spørreundersøkelse ble det kalkulert at det avlives 200-400 havert i året. Det foreligger heller ikke noe bestandsestimat for havert på Færøyene. Dette skyldes at muligheten for tellinger er svært vanskelig, fordi ungene fødes i huler som i mange tilfeller kun har undersjøisk åpning. Det antas at hårfelling også i stor grad foregår i slike huler. Det imidlertid anslått at bestanden er mellom 1000 og 2000 havert (Mikkelsen 2007).

Havert jaktes med bruk av rifle og klubbing (av unger), eller ved bruk av garn i mange områder rundt Island. Rettighetene til fangst av sel er knyttet til landeiere (farmere). Det foreligger ingen forvaltningsplan for havert på Island. Intensiv jakt bidro til en reduksjon av havertbestanden fra 8000-11500 havert i 1982 til 4100-5900 havert i 2002 (Hauksson 2007).

Havert er fredet og rødlistet i Russland (Zyrianov and Mishin 2007), hvor bestanden på rundt 3500 dyr (Haug et al. 1994) er utbredt langs nordkysten av Kola.

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

St.meld. nr. 27 Norsk sjøpattedyrpolitikk 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 kystselenes 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 av steinkobbe og havert basert på vitenskapelig rådgivning.

For å bidra til å løse problemene i forhold til fiskeriene vil bestandene av havert reguleres med sikte på å avbøte skadeomfanget, basert på områdespesifikk kunnskap om bestander og skadeomfang. Regjeringen finner det hensiktsmessig å harmonisere norsk forvaltning av havert med forvaltning av arten i våre naboland. I sjøsamiske områder er seljakt og utnyttelse av sel fremdeles en del av identiteten til befolkningen av fjord- og kystsamer. 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:
"respekttere, 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

Havert, *Halichoerus grypus*, er utbredt på begge sider av Nord-Atlanteren med tre hovedbestander, hvor den vestlige bestanden finnes langs østkysten av USA og Canada, henholdsvis i Massachusetts og Maine og fra Nova Scotia til østkysten av Labrador. I Europa regnes havert fra Biscaya i sør til kysten av Kola i nord, inkludert rundt de Britiske øyer, Færøyene og Island, som en hovedbestand. Den tredje bestanden er den Baltiske (i Østersjøen).

Langs norskekysten, fra Rogaland til Finnmark, finnes havert med varierende grad av tetthet vanligvis på de ytterste og mest værharde holmer og skjær. Haverten er lett kjennelig med sitt hestelignende hode og sin lange snute. Hannene kan i europeiske farvann bli 2,3 m lange, og veie over 300 kg, hunnene er betydelig mindre, opp til 1,9 m og 190 kg. I Vest-Atlanteren kan dyrene bli noe større, med hanner på rundt 400 kg. Alder ved kjønnsmodning er 5–7 år, og maksimal registrert levealder i vill tilstand er 46 år for hunner og 30 år for hanner (Bonner 1981). Ungene blir født med kvit fosterpels (lanugo) og veier ved fødsel 15–20 kg. Dieperioden varer mellom to og tre uker og i løpet av denne tiden øker ungene vekten til 40–50 kg, og for de største individene opp til ca 60 kg. Når ungene er rundt to uker gamle begynner de gradvis å røyte fosterpelsen, som er helt felt etter 20–25 dager. Ungene oppholder seg stort sett på land de første to-tre ukene, men det observeres av og til unger yngre enn to uker i sjøen, og de kan også forflytte seg i lag med mora til nærliggende holmer.

Havertene er flokkdyr som danner kolonier, særlig i forbindelse med ungekasting (fødsel) og parring og hårfelling. Havertene har faste lokaliteter langs kysten hvor ungekastingen foregår.

Det fødes i liten grad unger utenfor de faste kasteområdene og i slike tilfeller er det kun snakk om noen få individer. I området mellom Froan i Sør-Trøndelag og Lofoten er havertens kasteperiode fra midt i september til slutten av oktober, mens havert i Troms og Finnmark, samt i Rogaland, føder unger fra midt i november til midt i desember. Dyrene skifter pels (hårfeller) en gang i året, i februar-mars. Havert spiser i hovedsak fisk med en rekke kystnære arter på menyen, særlig steinbit, torsk, sei og hyse. Den er hovedvert for parasitten torskekveis som er et betydelig problem for kystfiskerier. Havert kan også skape problemer for fiskere og fiskeoppdrettere ved at den kan spesialisere seg på å hente mat i garn, line og merder.

2.2 Bestandsstruktur og forvaltningsenheter

I Stortingsmelding 27 om norsk sjøpattedyrpolitikk slås det fast, at forvaltningen av sel i Norge skal sikre levedyktige bestander. I ressursbiologien er begrepet bestand vanligvis ensbetydende med en gruppe av reproduktivt isolerte dyr. Mitokondrielt DNA nedarves i langt overveiende grad fra mor til avkom og denne markøren er derfor særlig velegnet til å belyse hunnenes bestandsstruktur, som er av størst umiddelbar betydning for bestandsdynamikken. Havert blir forvaltet regionalt innenfor områdene Lista–Stad, Stad–Lofoten og Vesterålen–Varanger. DNA-undersøkelsene hos havert viser en sterk genetisk differensiering mellom de tre nåværende forvaltningsområdene.

De foreløpige resultater av de genetiske undersøkelsene gir gode indikasjoner på at det vil være mulig å kunne fastslå bestandsidentiteten for havert som fanges langs norskekysten med en rimelig grad av sikkerhet. Slik informasjon vil for eksempel kunne belyse effekten av jaktuttaket på forskjellige bestander. I tillegg vil genetiske data på individnivå gjøre at innsamling av bestandsspesifikke biologiske parametere med hensyn til vekst og reproduksjon, sikrere kan relateres til bestanden innenfor det aktuelle forvaltningsområdet. Slike biologiske data vil være nyttige i bestandsmodelleringer.

2.3 Bestandsstørrelse og trend

Det er vitenskapelig enighet om at estimering av årlig ungeproduksjon som basis for å beregne totalbestand gir pålitelige bestandsestimater for havert (Harwood & Prime 1978). Ungetellinger gjennomføres ved bruk av båt (vanligvis et større fartøy med gummibåt til bruk i selkoloniene) eller ved bruk av flyfotografering. Havertenes årlige ungeproduksjon estimeres ved å telle og stadiebestemme unger i alle kastekoloniene langs norskekysten. Med stadiebestemmelse menes at havertungene aldersklassifiseres (i dager) etter hvilket stadium i morfologisk utvikling de befinner seg i inntil de har røytet bort fosterpelsen (Kovacs & Lavigne 1986). Ved flere besøk i kastekoloniene under båtbaserte undersøkelser er det vanlig å merke ungene med et plastmerke i den ene baksveiven. Merkinger gjøres i hovedsak for å unngå dobbelttelling, men de gir også nyttig informasjon om migrasjoner og dødelighet i fiskeredskaper. I tillegg gir slike merkinger fasit ved studier av selenes alder, som bestemmes ved å telle vekstsoner i tannsnitt. I Norge er det et mål å framskaffe nye landsdekkende bestandsestimater omtrent hvert femte år. På grunn av tilgjengelige forskningsmessige ressurser i forhold til havertenes utbredelse langs Norges lange kyst, må bestandsestimering av arten gjennomføres i delområder av kysten, slik at det oppnås total landsdekning over en 2-3 års periode. I undersøkelser i andre områder, som blant annet omfatter data om

ungeproduksjon og hunnenes reproduksjon, er det for bestander med årlige vekst på omtrent 7-12 % blitt estimert faktorer (4.0–4.7) for omregning mellom årlig ungeproduksjon og bestanden av ett år gamle og eldre dyr (1+) (Harwood & Prime 1978; Zwanenborg & Bowen 1990). De samme omregningsfaktorene mellom ungeproduksjon og resten av bestanden er blitt brukt i de norske bestandsestimeringene av havert, men data for reproduksjon er i ferd med å gå ut på dato. For sikrere å kunne estimere totalt antall havert i Norge, må det i tillegg til gode data for ungeproduksjon, også innhentes informasjon om alder ved kjønnsmodning og hvor stor andel av hoene i de forskjellige årsklassene som er gravide. Data om alderssammensetning i bestanden, samt alder og kjønn i fangst og bifangst, er også viktig i denne sammenhengen.

Øynes (1964,1966) gjennomførte de første registreringer av havert langs norskekysten i begynnelsen av 1960-årene. Undersøkelsene var basert på intervju med fyrvoktere, fiskere, seljegere og andre med kunnskap om havertbestandene. Basert på dette grunnlaget, altså uten tellinger, ble det anslått en årlig produksjon av rundt 660 havertunger mellom Stad og Finnmark, hvorav Halten-Froan ble beskrevet som det viktigste kasteområdet med rundt 300 unger årlig. Det ble konkludert med at det ikke ble født havertunger sør for Stad.

Nye kartlegginger av havert langs norskekysten ble gjort i årene 1979-1986, hvor Wiig (1986) anslo minimum totalbestand i Norge til å være rundt 3100 havert. I perioden fra 1987 til 1992 ble de gjennomført kartlegginger av havert i flere lokaliteter langs kysten (Wiig 1987a, 1987b, 1988, 1989; Wiig og Øritsland 1987; Wiig et al 1990; Haug et al. 1994; Bakke & Lorentsen 1999), som indikerte en viss økning i antall havert.

Basert på flyfotograferinger i 1996-1999 ble ungeproduksjonen hos havert kartlagt i området Froan til Lofoten, mens antall hårfellende havert ble registrert i Troms og Finnmark. Undersøkelsene resulterte i et estimat på rundt 4400 havert langs norskekysten, bortsett fra Rogaland som ikke ble undersøkt (Bjørge & Øien 1999).

I 2001–2003 ble det gjennomført nye båtbaserte undersøkelser av havertens ungeproduksjon langs hele kysten fra Finnmark til Rogaland, hvor det ble funnet at det årlig ble født ca 1200 havertunger. Dette tilsvarte en estimert totalbestand på 4600–5500 ett år og eldre havert (1+), basert på omregningsfaktorer på 4.0–4.7 mellom antall fødte unger og antall havert (1+) (Nilssen & Haug 2007). Resultatet er noe høyere enn i perioden 1996-1999, men metodene var også forskjellige. Studier for å avklare mulige forskjeller mellom estimer basert på flyfotografering og båtbaserte tellinger av ungeproduksjonen er nå under gjennomføring og vil bli brukt til evaluering av de to bestandsanslagene.

I 2006 ble det startet opp nye bestandsundersøkelser av havert langs norskekysten. Det ble gjennomført tellinger, stadiestemminger og merking av havertunger langs kysten av Troms og Finnmark i november-desember 2006. Undersøkelsene viste en økning i ungeproduksjonen av havert i Troms fra 41 unger i 2003 til 76 unger i 2006, og fra 169 i 2001-2003 til 207 unger i Finnmark i 2006. Dette resulterte i en estimert havertbestand på ca 1200 (1130-1330) ett år og eldre dyr (1+) for forvaltningsområdet Troms og Finnmark i 2006, mot ca 900 (840-990) havert (1+) i 2001-2003.

I september-oktober 2007 ble det gjennomført tilsvarende båtbaserte undersøkelser i området fra Froan i Sør-Trøndelag til Lofoten i Nordland. I tillegg ble flyfotografering gjennomført i noen lokaliteter. Et nytt landsdekkende estimat for havert, som også inkluderer Rogaland, forventes å være klart høsten 2008.

Når de siste resultatene er klare vil det foreligge tre landsdekkende bestandsestimater for havert de siste 10-12 årene i Norge. Sammen med noen supplerende innsamlinger av biologiske data for særlig hunnenes reproduksjon, samt data for fangst og bifangst, vil dette gi grunnlag for modelleringer av havertenenes forventede bestandsutvikling. Slike modeller kan brukes til å beregne fangstkvoter, og til evaluering av hvordan forskjellige fangstnivåer vil påvirke bestandenes utvikling.

2.4 Økologi og forhold til fiskerier

Havertenenes matkonsum

Havert spiser nesten utelukkende fisk, men man kan også finne rester av krepsdyr i mage- og tarminnhold og i feces. Krepsdyr kan være spist direkte av havert, men er mest sannsynlig sekundære byttedyr, altså kommer fra mageinnholdet til fisk som er spist av selen. I en undersøkelse av dietten til flere selarter i Jarfjord i Finnmark i 1986-1991 fant Skeie (1995) at havert hadde spist 18 forskjellige fiskearter. Torsk dominerte totalt med hensyn til konsumert biomasse, men også steinbit, hyse, tobis, lodde, sild og flatfisker forekom i betydelig grad i dietten. I et studie av havertenenes konsum i Finnmark, Nordland og Rogaland i 1999-2007 ble det totalt funnet 16 forskjellige arter av fisk i havertens diett (Tuominen 2005). Steinbit, torsk, sei og hyse dominerte både i antall og biomasse i dietten i alle områdene. Sild, tobis og flatfisk forekom også i betydelig grad i noen områder. Undersøkelsene viste at havert i hovedsak konsumerte torskefisk mellom 5 og 20 cm (maks. 54 cm), og steinbit mellom 30 og 60 cm. Det ble funnet at dietten varierte relativt lite sesongmessig, men med noe større variasjon mellom år.

Basert på havertens diett og ved bruk av en modifisert bioenergetisk modell for grønlandssel (Nilssen et al. 2000), samt antall havert (Nilssen & Haug 2007), ble havertens årlige totalkonsum av fisk i norske farvann estimert til ca. 15 000 tonn (95% CI:8727– 22620). Tabell 2 viser havertens konsum av de viktigste artene i dietten, samt bestandsstørrelse og fiske av kysttorsk. Konsumet av torsk er sannsynligvis en blanding av kysttorsk og skrei. Det totale konsumet av torsk er noe høyere enn tallene i Tabell 2 viser, fordi torsk under gruppen uidentifisert torskefisk også må inkluderes. Ved å fordele konsumet av uidentifisert torskefisk basert på den relative fordelingen mellom identifisert torsk, hyse og sei i dietten, ble det totale konsumet av torsk justert til ca. 5 500 tonn.

Havertenenes totale konsum av torskefisk er relativt lite sammenlignet med bestandene av kysttorsk, sei og hyse, og i forhold til fiskerienes uttak av disse artene. Det foreligger svært liten kunnskap fra norske farvann om hvor havertene har sine viktigste beiteområder, om disse er lokalt i fjorder, kystnært eller lengre ute til kanten kontinentalsokkelen. Informasjon fra havert merket med satellittsendere i Skottland viste at dyrene beitet langt ute i Nordsjøen og i mindre grad kystnært. Slik informasjon vil være viktig å innhente også fra havert i norske

farvann for å få et bedre bilde av artens økologiske betydning og mulige lokale effekter på fiskebestander.

Tabell 2. Havertenes årlige konsum (i tonn) av byttedyr langs norskekysten. Anslått fritids- og turistfiske og kommersielt fiske av torskefisker er gitt.

Havertens konsum av arter /fiske og bestand av kysttorsk	Lista-Stad	Stad-Lofoten	Vesterålen - Finnmark	Totalt konsum /fiske /bestand
Torsk	262	954	1178	2394
Hyse	0	189	192	382
Sei	246	1015	96	1356
Torskefisk uidentifisert	1	4440	832	5273
Steinbit	23	3954	566	4543
Sild	0	177	3	180
Andre fisker	3	682	120	805
Totalt konsum	535	11411	2987	14 933
Fritids- og turistfiske kysttorsk				10-12 000
Kommersielt fiske kysttorsk				26 000
Kommersielt fiske hyse				140 700
Kommersielt fiske sei				212 500
Bestandsstørrelse kysttorsk				85 000
Bestandsstørrelse hyse				473 500
Bestandsstørrelse sei				1 309 500

Havert og kveis

Havert er, som steinkobbe, hovedvert for nematoden (rundormen) som blir kalt kveis eller torskekveis, *Pseudoterranova decipiens*. Kveisens kretsløp er beskrevet under ”Forvaltningsplan for steinkobbe” og vil derfor ikke bli nærmere omtalt i dette avsnittet. Havert regnes imidlertid som en viktigere hovedvert og spreder av torskekveis enn steinkobbe. Dette har sammenheng med at havert i større grad enn steinkobbe spiser bunnlevende fisk og dermed blir sterkere infisert av kveis og at havert forflytter seg over større områder og slik øker spredningen av kveis. Det er i tidligere studier både i Norge og andre steder også funnet langt flere nematoder i havert sammenlignet med steinkobbe. Bjørge (1984) fant i gjennomsnitt 60, 519 og 1521 nematoder i henholdsvis steinkobbe, ikke kjønnsmodne havert og voksne havert langs kysten fra Stad til Vestfjorden. I en undersøkelse av 31 havert i Lofoten og Vest-Finnmark høsten 2000, ble det funnet parasitter i alle analyserte havertmager, hvor torskekveis, var dominerende og utgjorde rundt 80 % av parasittene, mens resten bestod hovedsaklig av *Contracaecum osculatum*. Kjønnsmodne store

havarter var mest infisert og det ble funnet et estimert maksimalt antall på 8430 parasitter i en voksen hann på 270 kg i Lofoten. For voksne havert (>150 kg) var gjennomsnittlig antall parasitter i Lofoten og Finnmark henholdsvis 3073 (310 – 8430) og 3995 (2960 – 4890). For yngre havert (<150 kg) var gjennomsnittlig antall parasitter i Lofoten og Finnmark henholdsvis 829 (280 – 1650) og 1004 (20 – 3720).

Mengden av kveis i kommersielle fiskearter er dårlig kartlagt langs norskekysten. Det samme kan sies om eventuelle variasjoner i kveismengde i perioder og i områder, samt økonomiske konsekvenser for fiskerinæringen.

Bifangst og skader på redskap

Havert er utsatt for bifangst i fiskeredskaper (Bjørge et al 2002). Det er ikke gjennomført systematiske undersøkelser som viser det økonomiske omfanget av skader på fiskeredskap som skyldes bifangst av havert. I andre områder, slik som i Østersjøen, er havert kjent for å kunne gjøre stor skade på fangstene av for eksempel sild og laks i kystfiskerier. At skadeomfanget er større i dette området enn hva som er kjent langs norskekysten, kan skyldes at havertbestanden er større i Østersjøen og at fiskebestandene der er sterkt reduserte.

Siden høsten 2005 har Havforskningsinstituttet samlet systematiske data om bifangst av sjøpattedyr i fiskeredskaper. Foreløpige analyser tyder på at det hvert år tas 100-200 havert i garn langs norskekysten. Bifangsten er et uttak fra bestandene som bør tas med i beregningene ved fastsettelse av kvoter.

2.5 Habitater og forhold til verneplaner

Flere verneområder langs norskekysten har havert som en del av vernemotivet. Froan i Sør-Trøndelag og Tjørholmene i Rogaland er eksempler på dette.

3. FORVALTNINGSPLAN

3.1 Forvaltningsmål

Forekomsten av havert har en egenverdi som et viktig og naturlig forekommende element i vår kystfauna. Norge har forpliktet seg til å verne mangfoldet i norsk natur, blant annet gjennom 'Konvensjonen om biologisk mangfold'. Regjeringens mål er å opprettholde havertens utbredelse og sikre livskraftige bestander innenfor deres naturlige utbredelsesområder. I praktisk forvaltning må regjeringen imidlertid avveie ønsket om bevaring av relativt store, i lokal sammenheng, 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.

Grunnlaget for økte jaktkvoter av kystsel, med formål å redusere bestanden i områder hvor selene hevdes å gjøre stor skade, må være basert på konkretisering av skadeomfang. Skadens karakter (hva slags skade og på hvilken måte den forvoldes), skadens omfang (for eksempel økonomisk omfang) og geografisk område som er berørt må avklares. Det foreligger imidlertid svært lite konkret informasjon basert på systematiske undersøkelser eller observasjoner av skader forvoldt av havert. Havertenes rolle i det økologiske systemet er ufullstendig kartlagt langs norskekysten. Det er derfor helt nødvendig å gjennomføre økologiske studier, særlig i områder hvor næringsinteressene har sterke meninger om at havert skaper problemer for fiskeriene. Økologiske studier bør i tillegg til havertenes antall og matkonsum, også omfatte ressurskartlegging av de viktigste fiskeressursene og uttaket fra fiskeriene (yrkes-, fritids- og turistfiske) i området. Slike data er nødvendig for å kunne evaluere selenes rolle i økosystemet og i samspillet med menneskelig næringsaktivitet. Et slikt økologisk studie i regi av Havforskningsinstituttet er nå igangsatt i Porsangerfjorden hvor matkonsumet og den økologiske rollen til havert og steinkobbe er inkludert.

Det foreslås at dagens bestandsnivå av havert innenfor de tre regionale områdene Lista–Stad, Stad–Lofoten og Vesterålen–Varanger defineres som målnivå (MN) for arten i Norge. Bestandene innenfor hver region kan ha forskjellig grad av beskatning, basert på hensyn til dokumenterte skader for fiskerinæringen. Det forventes at den igangsatte bestandestimeringen av havert langs norskekysten vil bli fullført høsten 2008. Det vil da foreligge data som gjør det mulig å evaluere status for havert i Norge og om den tidligere og dagens beskatningen av havert langs kysten har påvirket bestandsnivåene.

3.2 Forvaltningsstrategier

Det foreslås at samme prinsipper for forvaltningsstrategi skal være gjeldende for begge kystselartene. Det er imidlertid et politisk spørsmål hvor stor man ønsker at bestandene skal være, men det er viktig å huske at Regjeringens mål er å opprettholde havertenes utbredelse og sikre livskraftige bestander innenfor deres naturlige utbredelsesområder.

Bestandsregulerende tiltak innrettes slik at de har størst virkning i områder der det dokumenteres vesentlig skadevirkning for fiskerinæringen forvoldt av havert. Det forutsettes at MN ligger fast over lengre tid, men likevel slik at det vil være mulig å justere nivået i forhold til nye bestandestimeringer, 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 1. Strategier for å forvalte bestandene av havert 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 havert.

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	Ferdsels- og forstyrrelsesbegrensinger på kasteplassene

3.3 Forvaltningstiltak

Populasjonsmodellering

Forståelse for hvordan selbestander endres i tid og romlig struktur er et viktig område innen marin forskning som har direkte betydning for forvaltningspolitikk og praksis. Data samlet inn fra tokt og feltstudier gir ofte et begrenset innblikk i status for hele bestanden. For å kunne ta beslutninger på basis av observasjoner (målinger) er statistiske modeller viktige verktøy.

Tellinger av havertenenes ungeproduksjonen langs norskekysten foregår omtrent hvert femte år. For å konvertere slike tall til estimater av totalbestanden trenger vi estimater av en rekke biologiske parametre som, ungeproduksjon, ungedødelighet, dødelighet blant 1+ dyr, alder ved kjønnsmodning og reproduksjonsrater. I tillegg kommer uttak av bestanden gjennom fangst og bifangst. Data for ungeproduksjon, alder ved kjønnsmodning, reproduksjonsrater samles inn gjennom tokt, mens data for dødelighet innhentes i noen grad ved hjelp av merkeforsøk og for unger gjennom observasjoner i kasteområdene. Naturlig dødelighet kan også estimeres ved modellering.

Landsdekkende bestandsestimeringer av havert i Norge har vært gjennomført siden 1996 og i løpet av høsten 2008 vil den tredje landsdekkende estimeringen av ungeproduksjon være gjennomført. Det mangler fremdeles oppfølgende innsamlinger av reproduksjonsdata fra havert. Før slike data er på plass må bestandssituasjonen for havert karakteriseres som "datafattig" dersom man legger til grunn kravene som ICES stiller for bestandene av grønlandssel og klappmyss i Nord-Atlanteren. I henhold til disse kriteriene kreves det 3 bestandsmålinger (ungeproduksjon) og oppdaterte data for reproduksjon (alder ved kjønnsmodning og graviditetsfrekvens) i løpet av 15 år for at en bestand skal kunne defineres som "datarik" (ICES 2005). Det planlegges å innhente data for havertenenes reproduksjon i løpet av 2009 og dermed endre status for havertbestandene fra "datafattig" til "datarik". Når resultatene av dette arbeidet er på plass vil det være grunnlag for bestandsmodelleringer av arten. I slike modeller vil bestandenes framtidige utvikling ved forskjellige nivå for fangst og bifangst kunne estimeres.

Fangstkvoter

Hvor stort uttaket av havertbestandene kan være for at bestandene skal være bærekraftige vil avhenge av hvor mye kunnskap som foreligger. Når det er lite kunnskap om bestanden (datafattig) kan det anvendes en modifisert utgave av en metode som benyttes under Marine Mammal Protection Act i USA for å fastsette hvor stor beskatningen av bestander kan være. Metoden går ut på at man kjører populasjonen 100 år frem i tid under ulike fangstbetingelser og ser på hvor sannsynlig det er at bestanden når et minimumsnivå.

En Total Allowable Catch (TAC) er beregnet basert på bestandens størrelse og produksjon. TAC skal ligge fast mellom hver gang bestandene telles og justeres i henhold til telleresultatene. Estimert bifangst trekkes fra estimert TAC, og den resterende del kan frigis som jaktkvoter. En metode for å beregne TAC er å benytte en metode kalt Potential Biological Removals (PBR) som brukes under Marine Mammal Protection Act i USA. Den beregnes ut fra:

$$PBR = 1/2 \cdot N_{\min} \cdot R_{\max} \cdot F_R,$$

hvor N_{\min} er et minimums bestandsestimat, R_{\max} er teoretisk maksimum produktivitetsrate, og F_R er en gjenvekstfaktor. Totalbestanden ble beregnet ved å skalere opp ungeproduksjonen. Det ble brukt skaleringsfaktorer i området 3,5 - 4,7. I forvaltningsområdet Troms og Finnmark er det et estimat på 283 unger. Dette gir et bestandsestimat på 1 274 - 1 613 dyr, og en PBR på 76 - 97 dyr. I forvaltningsområdet Stad – Lofoten er det et estimat på 919 unger. Dette gir et bestandsestimat på 4 136 - 5 238 dyr, og en PBR på 248 - 314 dyr. Dette gir PBR på 324-411 for det totale antallet havert langs norskekysten, noe som er noenlunde det samme kvotenivået (uten at det er tatt hensyn til bifangst) som Havforskningsinstituttet har foreslått siden 1997. I disse beregningene har vi antatt teoretisk vekstpotensiale for havert langs norskekysten lik 12 % ($R_{\max} = 0.12$) og gjenvekstfaktoren $F_R = 1$. PBR-metodikken er konservativ og bygger inn flere sikkerhetsmarginer. For grønlandssel i Vesterisen viste det seg imidlertid at PBR lå nært opp til likevekstfangsten som ble estimert ved bruk av bestandsmodellering.

3.4 Internasjonal evaluering

Forskning og rådgivning av havert i Norge bør evalueres i et internasjonalt system som NAMMCO eller ICES.

4 TILRÅDNING OM FORSKNING OG OVERVÅKNING

4.1 Genetiske studier og migrasjoner fra Russland og Storbritannia

Undersøkelser av mitokondrielt DNA fra havert viser klare genetiske forskjeller mellom de tre nåværende forvaltningsområdene: Lista–Stad, Stad–Lofoten og Vesterålen–Varanger. Det er sannsynlig at det også er flere bestander med ubetydelig utveksling av reproduserende hunner også innenfor disse to hovedområdene. Resultatene viser at havertbestandene i Nord-Norge og Russland genetisk sett adskiller seg vesentlig fra øvrige havertpopulasjoner i Europa og Nord-Amerika og utgjør en såkalt evolusjonær signifikant enhet. Kastepopulasjonen i Rogaland er genetisk sett veldig lik bestanden på Isle of May i Skottland og det er sannsynlig at disse to kolonier i stor grad har samme opphav. De nordnorske og russiske kolonier har

svært lav genetisk diversitet. Dette indikerer at disse bestandene har vært igjennom en genetisk flaskehals som følge av svært lave bestandsstørrelser. Dette kan skyldes hardt jaktpress frem til midten av forrige århundre.

Det finnes data, basert på tradisjonelle sveivmerkinger, som viser at russiske haverter i perioder kommer til kysten av Troms og Finnmark (Henriksen et al. 2007). Det mangler imidlertid data om hvor mange haverter og i hvor lang tid de oppholder seg i norske farvann. Det finnes heller ikke informasjon om hvor stor andel av havertfangsten i Troms og Finnmark som er russiske dyr. Kunnskap om identiteten til havert kan innhentes gjennom genetiske studier av alle havertene som felles i de to nordligste fylkene. Det er kjent gjennom satellitt og sveivmerking av havert at britiske haverter i perioder oppholder seg i norske kystfarvann så langt nord som til Sør-Trøndelag. Det kreves tilsvarende genetiske studier som nevnt ovenfor for å undersøke i hvor stor grad britiske havert også blir skutt i Norge. Studier for å avklare i hvor stor grad havert fra andre områder oppholder seg i norske farvann er nødvendig for å kunne evaluere den økologiske rollen til arten på en bedre måte.

4.2 Bestandsovervåkning

Nye landsdekkende bestandstellinginger bør gjennomføres omtrent hvert femte år. På grunn av tilgjengelige forskningsmessige ressurser i forhold til havertenes utbredelse langs Norges lange kyst, må bestandsestimering av arten gjennomføres i deler av kysten hvert år, slik at det oppnås total landsdekning over en 2-3 års periode. Arten blir forvaltet regionalt innenfor tre hovedområder: Lista–Stad, Stad–Lofoten og Vesterålen–Varanger. DNA-undersøkelser av havert viser klare genetiske forskjeller mellom de tre nåværende forvaltningsområdene. Telling av havert bør i så stor grad som mulig organiseres slik at hvert forvaltningsområde dekkes innenfor samme år.

Estimering av årlig ungeproduksjon som basis for å beregne totalbestand gir pålitelige bestandsestimater for havert. Ungetelling gjennomføres ved bruk av båt og/eller ved flyfotografering og det kreves 2-3 tellinger gjennom kasteperioden for å få tilstrekkelige data til å estimere ungeproduksjonen. Ved båtbaserte undersøkelser telles og stadiebestemmes havertungene. Med stadiebestemmelse menes at havertungene aldersklassifiseres (i dager) etter hvilket stadium i morfologisk utvikling de befinner seg i perioden da de røyter bort fosterpelsen. For å unngå dobbelttelling ved flere besøk i kastekoloniene er det vanlig å merke ungene med et plastmerke i den ene baksveiven. Merkingene gir også nyttig informasjon om dyrenes forflytninger og om dødelighet i fiskeredskaper. I tillegg gir gjenfangster av merka sel helt sikre data om dyrets alder, som bestemmes ved å telle vekstsoner i tannsnitt.

I framtida kan det være aktuelt å gå over til mer bruk av flyfotografering ved estimering av havertenes ungeproduksjon. Dette vil medføre behov for noen metodiske studier for å kunne sammenligne resultater mellom flyfotografering og båtbaserte tellinger. Noen slike datainnsamlinger er allerede gjort, men det kreves noen flere undersøkelser for at resultatene fra ungeproduksjonsestimater basert på de to ulike metodene skal kunne brukes i modelleringer av havertbestandene.

Innsamling av reproduksjonsdata vil i nærmeste framtid være en prioritert oppgave for havertundersøkelsene i Norge. Slike innsamlinger må gjennomføres omtrent hvert tiende år, slik at det foreligger tilstrekkelig informasjon for bestandsmodelleringer.

Basert på tidsserier for ungeproduksjon, informasjon om alder ved kjønnsmodning og hvor stor andel av hoene som er gravide, informasjon om fangst og bifangst vil det være mulig å utvikle bestandsmodeller som kan gi sikre prognoser for bestandsutviklingen. Slike modeller kan brukes til å beregne fangstkvoter, og til vurdering av hvordan forskjellige fangstnivåer (både fangst og bifangst) vil påvirke bestandenes utvikling. I tillegg kan modelleringer også brukes til å gjennomføre simuleringer med varierende parametere for reproduksjonsdata. Slike sensitivitetsanalyser vil gi kunnskap om i hvor ofte det må suppleres med innsamlinger av reproduksjonsdata fra havert.

4.3 Modellering av livskraftige bestander

”Risk-analyse” er et nyttig verktøy for å undersøke hvor sårbar havertbestanden er for ulike fangstscenarier. Sannsynligheten for at bestanden avtar til en nedre grense i løpet av 100 år er estimert. I simuleringene har vi benyttet en nedre grense på 10%, 20% og 30% av dagens bestandsnivå som kritisk, og en vekstfaktor på 1.088. Den laveste grensen på 10% er brukt av Harding et.al. (2007) i tilsvarende svenske analyser av havertbestanden i Østersjøen. Under denne grensen vil bestanden regnes som nærmest utryddet. Grensen for minimum bestandsnivå på 30% brukes i Canada i forvaltningen av grønlandssel og klappmyss, som et nivå hvor all fangst opphører fullstendig (ICES 2005). I analysen har vi lagt til grunn at dersom bestanden kommer under 50 % av dagens nivå opphører all fangst. Analysen gir 1 % sannsynlighet for å nå kritisk bestandsnivå i løpet av 100 år med et årlig uttak på rundt 300 dyr, og 10 % sannsynlighet for å nå kritisk bestandsnivå i løpet av 100 år med et årlig uttak på rundt 550-650 dyr. Ved å bruke 20% eller 30% av dagens bestandsnivå som nedre grense for bestandsstørrelse vil det ved en fangst av 300 havert være henholdsvis ca. 23% og ca. 65% sannsynlighet for å nå minimumsnivåene i løpet av 100 år. Ved et uttak av 500 havert årlig vil det være 100% sannsynlig for at bestanden reduseres til 30% av dagens nivå i løpet av 100 år.

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

Benyttet litteratur

- Bakke, Ø. and Lorentsen, S.H. 1999. Estimation of offspring production from a limited number of stage-structured censuses. *Biometrics* 55:321-325.
- Bjørge, A. 1984. Parasitic nematodes in stomachs of grey seals, *Halichoerus grypus*, and common seals, *Phoca vitulina*, along the Norwegian coast. ICES C.M. 1984/N:3 Marine Mammals Committee. 8 pp.
- Bjørge, A. and Øien, N. 1999. Statusrapport for Havforskningsinstituttets overvåkning av kystsel. Havforskningsinstituttet, Rapport SPS-9904. 35 pp.
- Bjørge, A., Øien, N., Hartvedt, S., Bøthun, G. and Bekkby, T. 2002. Dispersal and bycatch mortality in grey, *Halichoerus grypus*, and harbor, *Phoca vitulina*, seals tagged at the Norwegian coast. *Mar Mamm Sci* 18: 9963-976.
- Bonner, W.N. 1981. Grey seal *Halichoerus grypus* Fabricius, 1791. Pp. 111-144 in Ridgway SH, Harrison RJ (eds) Handbook of Marine Mammals. Volume 2. Seals. Acad. Press, London
- Conservation of Seals Act, 1970. United Kingdom. An Act to provide for the protection and conservation of seals in England and Wales and Scotland and in the adjacent territorial waters. 29 May 1970. http://faolex.fao.org/cgi-bin/faolex.exe?rec_id=00167&database=FAOLEX&search_type=link&table=result&lang=eng&format_name=@ERALL. Accessed 17/12/2007.
- COWI 2008. European Commission, Directorate-General Environment "Assessment of the potential impact of a ban of products derived from seal species". April 2008. 136 pp.

- Directive 92/43/EEC of the Council of May 1992 as regards conservation of natural habitats and wild fauna and flora (OJ L 206, 22.07.1992, p.7-50).
- EFSA 2007. Scientific Opinion of the panel on Animal Health and Welfare on a request from the Commission on the Animal Welfare aspects of the killing and skinning of seals. *The EFSA Journal* (2007) 610, 1-123.
- Harding, K.C., Härkönen, T., Helander, B. & Karlsson, O. 2007. Status of Baltic grey seals: Population assessment and extinction risk. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 33-56.
- Harwood, J. and Prime, J.H. 1978. Some factors affecting the size of British grey seal populations. *J. Appl. Ecol.* 15: 401-411.
- Haug, T., Henriksen, G, Kondakov, A., Mishin, V., Nilssen, K.T. and Rørv, N. 1994. The status of grey seals *Halichoerus grypus* in North Norway and on the Murman coast, Russia. *Biol Conserv* 70: 59-67.
- Hauksson, E. 2007. Abundance of grey seals in Icelandic waters, based on trends of pup-counts from aerial surveys. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 85-97.
- Henriksen, G., Haug, T., Kondakov, A., Nilssen, K.T. & Øritsland, T. 2007. Recoveries of grey seals (*Halichoerus grypus*) tagged on the Murman coast in Russia. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 197-201.
- ICES WGHARP Report 2005. Report of the ICES/NAFO Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHARP). 30 August-3 September 2005, St. Johns, Newfoundland, Canada. ICES C.M. 2006/ACFM:06 Ref.D,G. 48pp.
- Kovacs, K.M. and D.M. Lavigne. 1986. Growth of grey seal (*Halichoerus grypus*) neonates: differential maternal investment in the sexes. *Canadian Journal of Zoology* 64: 1937-1943
- Management Plan for the Finnish Seal Populations in the Baltic Sea. Ministry of Agriculture and Forestry 4b/2007. 95 pp.
- Mikkelsen, B. 2007. Present knowledge of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Faroese waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 79-84.
- Nilssen, K.T. and Haug, T. 2007. Status of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Norwegian waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 23-31.
- Nilssen, K.T., Pedersen, O.-P., Folkow, L.P., & Haug, T. 2000. Food consumption estimates of Barents Sea harp seals. *NAMMCO Sci. Publ.* 2: 9-27.
- NOU 1990: 12. Landsplan for forvaltning av kystsel. 158pp.
- Øynes, P. 1964. Sel på norskekysten fra Finnmark til Møre. *Fiskets Gang* 50: 694-707.
- Øynes, P. 1966. Sel i Sør-Norge. *Fiskets Gang* 52: 834-839.
- Skeie, K. 1995. Næringsvalg og nisjedeling mellom selarter i Jarfjord. Hovedfagsoppgave i Marin Zoologi, Universitetet i Oslo. 60 pp.
- St.meld. nr. 27 (2003-2004). Norsk sjøpattedyrpolitikk. 125pp.

- Tuominen, T.-R. 2005. Studies of the Grey Seal's (*Halichoreus grypus*) Feeding Habits in selected areas of the Norwegian Coast. Cand. Scient. Thesis, Department of Aquatic BioSciences, Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø. 52 pp.
- Wiig, Ø. 1986. The status of the grey seal *Halichoerus grypus* in Norway. *Biol Conserv* 38: 339-349.
- Wiig, Ø. 1987a. The grey seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) in Finnmark, Norway. *FiskDir Skr Ser HavUnders* 18: 241-246.
- Wiig, Ø. 1987b. The grey seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) in Rogaland, Norway. *FiskDir Skr Ser HavUnders* 18: 303-309.
- Wiig, Ø. 1988. The grey seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the common seal *Phoca vitulina* L. in Troms, northern Norway. *Fauna Norv Ser A* 9: 43-46.
- Wiig, Ø. 1989. The grey seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the common seal *Phoca vitulina* L. in Lofoten and Vesterålen, northern Norway. *Fauna Norv Ser A* 10: 1-4.
- Wiig, Ø. and Øritsland, T. 1987. The grey seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the common seal *Phoca vitulina* L. in Sogn og Fjordane, western Norway. *Fauna Norv Ser A* 8: 21-24.
- Wiig, Ø., Ekker, M., Ekker, T. and Røv, N. 1990. Trends in the pup production of grey seals, *Halichoerus grypus*, at Froan, Norway, from 1974 to 1987. *Holarct. Ecol.* 13: 173-175.
- Zirianov, S.V. and Mishin, V.L. 2007. Grey seals on the Murman coast, Russia: status and present knowledge. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 13-22.
- Zwanenberg, K.C.T. and Bowen, W.D. 1990. Population trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in Eastern Canada, p.185-197. In W.D. Bowen (ed.) Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. Edited by. *Can Bull Fish Aquat Sci* 222.