

Forvaltning av kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) - et økologisk eksperiment?

skrevet av

Ellen Øseth



**Mastergradsoppgave i fiskerifag
studieretning fiskeribiologi
(60 studiepoeng)**

**Institutt for akvatisk biologi
Norges fiskerihøgskole
Universitetet i Tromsø
Februar 2008**



Forord

Innleveringen av denne masteroppgaven markerer slutten på mine studier på Universitetet i Tromsø. Jeg tar med meg mange gode minner fra studietiden, og ønsker å takke alle studentene i Fiskerikandidat kull 2001 for et godt studiemiljø. Spesielt jentene i kollokvieregjengen – våre diskusjoner før alle eksamener var helt uvurderlig.

I prosessen med skrivingen av masteroppgaven må jeg rette en spesiell takk til min hovedveileder, Einar M. Nilssen. Han har brukt utallige timer på å hjelpe meg, og det har aldri vært nei til svar når jeg har bedt om hjelp. Jeg vil også takke min biveileder Jan H. Sundet ved Havforskningsinstituttet og mannskapet om bord på F/F Johan Ruud. Jeg kommer til å savne hele kollegiet på MaReMa – spesielt jentene på mastergradskontoret.

Som delvis frikjøpt politiker har det vært vanskelig å finne rom tidsmessig for å skrive ferdig masteroppgaven, men SVs fylkestingsgruppe har vært utrolig forståelsesfulle nå i innspurten, slik at jeg har fått fullført. Uten hjelp fra min flotte familie som har stilt opp og passet barn og hjulpet til, hadde jeg kanskje ikke blitt ferdig.

Jeg har lært mye nytt i denne prosessen, og min nysgjerrighet rundt kongekrabben har absolutt blitt større. Det er så mye vi burde vite om krabben, men som det enda bare er spekulasjoner og gjetninger rundt. Det er ei noe spesiell utfordring i forhold til å skrive oppgave om kongekrabben, og det er at mye av litteraturen på området faller inn under begrepet ”grå litteratur” – det vil si at det kan være til dels vanskelig tilgjengelig. Vitenskaplige artikler som er vanskelig tilgjengelig for alle interesserte gjør at vi kanskje ikke får drevet forskningen fremover på samme måte som for andre arter. Nye oppdagelser springer ofte ut fra en opplevelse av å være uenig i det etablerte. Jeg håper derfor at denne oppgaven kan være et bidrag også til å tilgjengeliggjøre noe av kunnskapen vi har rundt kongekrabben i våre farvann.

Ellen Øseth

Tromsø, 11. februar 2008

Sammendrag

Kongekrabben, *Paralithodes camtschaticus*, ble satt ut i Barentshavet på 60-tallet av russiske forskere, og har i dag etablert en reproduserende bestand både i russisk og norsk del av Barentshavet. Krabben er en forvaltningsmessig utfordring ettersom den både er en introdusert, fremmed art og en kommersielt lønnsom art. I dag har den en antatt utbredelse fra grensa mot Russland og kanskje ned til Tromsøområdet, og det er indikasjoner på at det er etableringer relativt langt fra kysten, også utenfor 12 nm, i norsk økonomisk sone.

Krabben er en fødemessig generalist som har potensial til å fjerne store mengder organismer fra havbunnen, og den foretar sesongmessige vandringer for å skaffe seg føde og for å gyte. Hunnkrabbene kan ha betydelige mengder egg som har en inkubasjonstid på nesten et år og en larvefase på rundt to måneder i våre farvann, med en passiv transport med havstrømmene før den slår seg ned på passende bunnssubstrat. Kjønnsmodning ser ut til å inntreffe ved 110 mm ryggskjoldlengde for både hunner og hanner.

Gjennom en nylig fremlagt Stortingsmelding om forvaltning av kongekrabbe skisseres hvordan norske myndigheter ønsker å forvalte denne fremmede arten; både gjennom et utrydningsfiskeri med gitte tiltak for å begrense spredning og gjennom et kommersielt fiskeri innen et geografisk avgrenset område. Der foreslås det å starte et kommersielt fiskeri også etter hunner, men det gjøres ikke noen vurdering av minstestørrelse eller beskatningsgrad for dem. Ut fra biologiske kriterier ser det ut til at et minstemål for hunner på 125 mm ryggskjoldlengde vil være formålstjenlig ut fra et ønske om fortsatt å ha en kommersiell bestand.

Med det økende fokus på biologisk mangfold og økosystembasert forvaltning kan det stilles store spørsmålstegn ved den forvaltningsmessige behandlingen av kongekrabbe. Det er en meget stor utfordring å kombinere forvaltning av en introdusert art som en ressurs med grunnelementene i økosystembasert forvaltning. Jeg gjør i denne oppgaven noen betraktninger og kommer med noen anbefalinger i forhold til hvordan dilemmaet rundt kongekrabben kan vurderes og håndteres.

Nøkkelord: Kongekrabbe, *Paralithodes camtschaticus*, forvaltning, invasjonsart, fremmede arter, økologiske effekter

Innhold

1. Innledning	11
2. Utbredelse og miljø	15
2.1. Utbredelse i Stillehavet	15
2.1.1. Saltholdighet og temperatur i Stillehavet	16
2.2. Utbredelse i Barentshavet	17
2.2.1. Saltholdighet og temperatur i Barentshavet	19
2.3. Fremtidig utbredelse	19
3. Biologi	23
3.1. Grunnleggende biologiske trekk	23
3.2. Tidlige livsstadier og prefererte habitater	24
3.3. Sesongmessig migrasjon	27
3.4. Fødevalg og -atferd	29
3.5. Reproduksjon og fekunditet	30
3.6. Vekst og skallskifte	31
4. Utbredeshistorie i Barentshavet	33
5. Forvaltningshistorikk i Barentshavet	37
6. Stortingsmelding nr 40 (2006-2007)	41
6.1. Tiltak innenfor kommersielt område	42
6.2. Tiltak utenfor kommersielt område	44
7. Internasjonale konvensjoner i forhold til kongekrabben	47
8. Gangen fra bestandsestimater til kvoteråd	49

9. Invasjonsteori	53
9.1. Økosystem og økosamfunn	56
10. Kongekrabbetokt våren og høsten 2006	59
10.1. Introduksjon	59
10.2. Material og metode – tokt juni 2006	59
10.3. Analysemetoder	62
10.3.1. Størrelses- og kjønnsfordeling	62
10.3.2. Knekkpunktanalyse for å bestemme morfologisk kjønnsmodning	62
10.3.3. Beregning av prosentandel eggberende hunner	64
10.4. Biologiske resultater	65
10.4.1. Størrelses- og kjønnsfordeling	65
10.4.2. Morfologisk kjønnsmodning	66
10.4.3. Prosent eggberende hunner - vår og høst	70
10.4.4. Lengdefrekvensfordeling fordelt på fangstredskap, kjønn og ulike fangstlokaliteter i Varanger – vår og høst	70
10.5. Diskusjon av toktresultater	71
11. Diskusjon	77
11.1. Økosystembasert forvaltning	78
11.2. Bedriver vi økosystembasert forvaltning av kongekrabbe?	80
11.3. Mulige effekter på økosystemene	82
11.4. Handtering av kunnskapsmangelen rundt kongekrabben	88
12. Avsluttende kommentarer	95
13. Litteratur	97

1. Innledning

I mai 2007 var det påvist 2483 fremmede arter i Norge. En fremmed art er en art som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde, og som har vært avhengig av aktiv eller passiv hjelp fra mennesker for å oppnå sin nye utbredelse (Se kapittel 9 for mer inngående definisjoner innenfor invasjonsteori). Noen av artene har ikke etablert seg i stort omfang, mens andre har klart å etablere levedyktige og reproduserende bestander (Norsk Svarteliste 2007). En av de største truslene mot biologisk mangfold i hele verden, og i fattige deler av verden spesielt, er nettopp fremmede arter, som kan gi negativ innvirkning på folks livs- og næringsgrunnlag. Det har vært et stort fokus på økologisk risiko i forhold til arter som står i fare for å dø ut, såkalt rødlistearter, og IUCN (Den internasjonale naturvernorganisasjonen) har innenfor dette utviklet en internasjonalt akseptert metodikk som Norge har benyttet. I forhold til fremmede arter er det ikke utviklet en slik metodikk. Fokuset på fremmede arter er likevel økende, og et felles kriteriesett er utviklet for å få en mer standardisert sammenlikning av økologiske effekter uavhengig av hvilken artsgruppe man studerer (Norsk Svarteliste 2007).

Kongekrabben (*Paralithodes camtschaticus*) er en av de mest verdifulle kommersielle arter av marine invertebrater i hele verden (Gabaev 2007). Den ble satt ut i Barentshavet på 1960-tallet av russiske forskere, og klarte å etablere en reproduserende bestand. I 2006 ble bestanden i norsk økonomisk sone beregnet til i underkant av 4 millioner individer over 70 mm skallengde, mens det i russisk sone er estimert at det finnes 15,7 millioner voksne hannkrabber (Sundet og Jelmert 2007). Bestandene har økt mye de siste årene og ser fortsatt ut til å være økende i størrelse (Sundet og Jelmert 2007). Kongekrabbens suksess i å etablere seg i Barentshavet fører med seg mange nye utfordringer. Kongekrabben er kommersielt lønnsom (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007), og som alltid når det gjelder endringer i sammensetning i et økosystem, er det ikke enkelt å predikere de biologiske og økologiske konsekvensene (Norsk Svarteliste 2007).

Hvordan skal Norge møte fremtidens utfordringer i forhold til kongekrabben? Regjeringa Stoltenberg II har lagt fram ei Stortingsmelding som det er ventet at flertallet på Stortinget i all hovedsak slutter seg til. Avgivelse fra næringskomiteen er ventet 14. februar 2008, og komiteens innstillinger vil således ikke bli en del av grunnlaget for denne oppgaven. Alle rykter angående komiteens innstillinger tyder på at det ikke blir dramatiske fravikelser fra Stortingsmeldingas hovedlinjer. Meldinga har som siktemål å skape en balanse mellom de

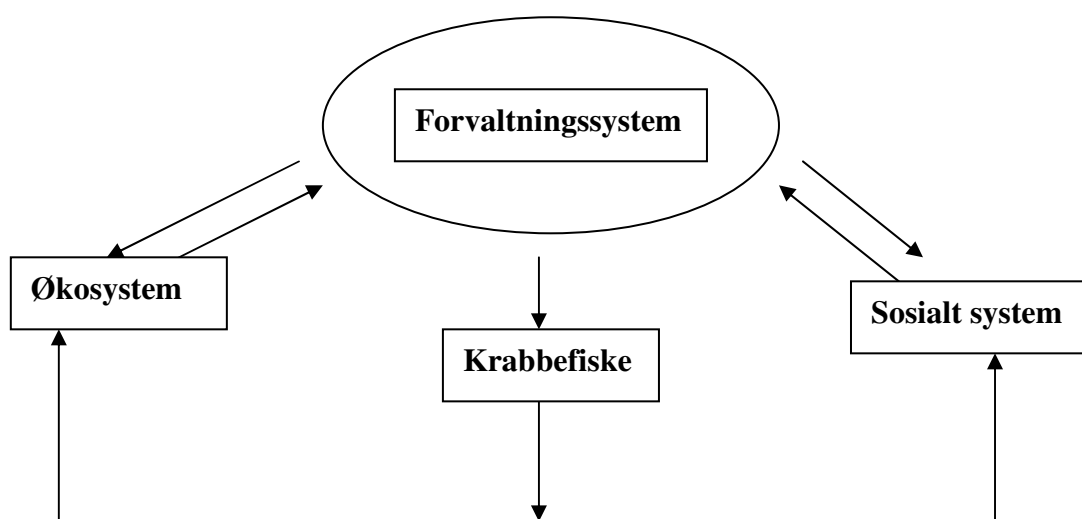
ulike hensyn i forhold til krabben (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). På den ene siden vet man ikke nok om de potensielle konsekvensene den kan ha på økosystemet, på den andre siden er den en økonomisk ressurs som er viktig i flere lokalsamfunn, spesielt i Finnmark.

Kongekrabben og fisket etter denne bidrar til store interessekonflikter, ikke bare mellom miljøvernere og næringsaktører, men også internt mellom fiskere (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Adgang til fisket etter krabben er en lukrativ tillatelse, men som ikke alle kan få. Indikasjoner på at krabben kan påvirke bestandene av kommersielt lønnsomme fiskearter, som lodde, rognkjeks og steinbit, bidrar også til en spenning internt blant fiskere som fangster på krabben og de som høster av de konvensjonelle fiskeartene (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

I denne oppgaven er ikke tilnærmingen til forvaltningsregimet basert på hvem som skal få adgang til fiskeriet og med hvilke kriterier. Jeg har sett på forvaltningsregimet for kongekrabben i et biologisk perspektiv, med fokus på de eventuelle økologiske effektene av at vi forvalter den som vi gjør. Uavhengig av de økonomiske ringvirkningene kan man stille seg spørsmålet om hvorvidt den forvaltningsmessige tilnærminga til kongekrabben er et gigantisk økologisk og biologisk eksperiment i Barentshavet. Kongekrabben er kommet for å bli i våre farvann, og effektene av vår gjest fra øst vil ikke kunne fastslås før etter en tid. Kan vårt rammeverk for beskatning av ressurser direkte overføres på en introdusert art, og hvilke konsekvenser vil dette i så tilfelle kunne gi på økosystemet? Dilemmaet i forhold til kongekrabben står mellom økonomisk fortjeneste og potensiell negativ påvirkning på økosystemet.

Motivasjonen jeg personlig har for å skrive denne oppgaven er basert på min interesse for både miljøvern og politisk utforming av forvaltningsregimer for ressurser. Jeg har som fylkespolitiker ved flere anledninger blitt bedt om å komme med innspill til ulike forvaltningstiltak, og har alltid latt meg fascinere av samspillet mellom biologisk fagkunnskap og politiske beslutninger som kjennetegner ressursforvaltning. Det spesielt interessante med kongekrabben er at den etter hvert har blitt ei utfordring i forvaltningsøyemed; hvilke hensyn skal veie tyngst i utforminga av et forvaltningsregime. En introdusert art som er økonomisk lønnsom utløser et annet tenkesett og bidrar til at både politikere, fiskere og forskere må ha flere perspektiver enn om krabben ikke hadde hatt kommersielt potensial. Grunnen til dette er

at det er flere enheter som forvaltningen gir konsekvenser innen, som vist i figur 1. For det første gir arten implikasjoner innen økosystemet, da det vil være vanskelig å se for seg at en introdusert art ikke skulle ha noen form for innvirkning på et økosystem, når man vurderer alle de mulige direkte og indirekte interaksjonene i et økosystem (Falk-Petersen et al. 2006). For det andre er arten lønnsom for dem som fanger den, og forvaltningsregimet vil dimensjonere krabbefiskeriet og legge grunnlag for hvem som sitter igjen med fortjenesten. Sist – men ikke minst – har forvaltningen en effekt på det sosiale systemet, ved at samfunnsstrukturer er bygd opp rundt krabbenæringa, samt at eventuelle påvirkninger på økosystemet kan gi endringer i sosiale systemer tuftet på høsting, bearbeiding og salg av andre arter fra det samme økosystem. Slik sett er kongekrabben et meget interessant objekt for studier, hvor mange innfallsvinkler innen og også mellom ulike fagdisipliner kan benyttes. Figur 1 illustrerer dette godt; de ulike ”omgivelsene” rundt kongekrabben vil innbyrdes påvirke hverandre. Økosystemet påvirkes av krabbens tilstedeværelse, og påvirkningen endres i forhold til bestandsstørrelsen. Bestandsstørrelsen er igjen et resultat av fiskepresset som reguleres gjennom et forvaltningssystem. På den andre siden vil nettopp økosystemets status være noe av grunnlaget for valget av forvaltningssystem. Det sosiale systemet er avhengig av krabbefisket, og påvirker også dette gjennom at det sosiale systemet ihensyntas ved valg av forvaltningssystem. Ved kun å studere ett element i figuren vil man miste verdifull informasjon for å forstå den totale problematikken rundt kongekrabben. Min fagbakgrunn er tverrfaglig, noe som skulle gi et utgangspunkt for nettopp å belyse kongekrabben fra mer enn en synsvinkel, faglig sett.



Figur 1:

Samspillet mellom ulike enheter av kongekrabbeforvaltningen. Utarbeidet etter inspirasjon fra plenumsdebatt på MaReMa (Senter for marin ressursforvaltning ved Norges Fiskerihøgskole).

Sett i lys av dette, ønsker jeg å samle den tilgjengelige kunnskap som kan være relevant for forvaltning av kongekrabbe i våre farvann, med spesielt henblikk på å systematisere det vi vet om dens biologi og de potensielle og bekreftede økologiske konsekvensene av krabben. På noen områder er det fyldig kunnskap, spesielt når jeg også innlemmer den forskning som er gjort på krabben i dens opprinnelsesområde. Spørsmålet er om vi kan anvende denne kunnskapen direkte i forhold til problemstillinger rundt krabben i russisk og norsk område i Barentshavet. Uten felt- og laboratoriestudier som enten verifiserer eller avkrefter at krabben har like eller liknende karaktertrekk i våre farvann, kan man ikke benytte den store kunnskapsbasen som faktisk eksisterer. I lys av dette, og for å følge prosessen rundt forvaltningsråd med egne øyne, deltok jeg på tokt med F/F Johan Ruud i Varanger og Porsanger i juni 2006, og fanget kongekrabbe med både trål og teiner. Dermed ligger det en liten praktisk del inne i oppgaven, hvor jeg har sett på størrelses- og kjønnsfordeling mellom de to fangstmetodene og også mellom høst og vår. Størrelse ved kjønnsmodning er et sentralt begrep i forhold til forvaltning av en krabbebestand, så jeg har også benyttet forskjellige metoder for å kartlegge nettopp dette. I tillegg gir jeg noen forsiktige anslag på hva som ville være en biologisk forsvarlig minstelengde på hunner dersom det skal iverksettes fangst på dem.

2. Utbredelse og miljø

2.1 Utbredelse i Stillehavet

Mye av litteraturen om *Paralithodes camtschaticus*' biologi baserer seg på krabben i dens naturlige utbredelsesområde i Stillehavet, i og med at den der har vært gjenstand for forskning betydelig lengre enn i våre havområder. Den nordlige utbredelsesgrense ved den asiatiske kysten av Beringhavet er ved Karaginskiyøya hvor voksne individer er observert sporadisk, mens den nordlige grense på den amerikanske kysten ligger rundt 59° N (Rodin 1989). For umodne kongekrabber er den nordlige utbredelsesgrense i Okhotskhavet ved Gizhiginskiybukta, mens voksne individer forekommer nært Okhotsk og i Tauyskiybukta. De sørlige grenser for utbredelse anses å være Pos'yet-bukta i Japanhavet og Cape Erimo, Hokkaido. På den amerikanske kysten er sørlig grense ved British Columbia (Rodin 1989). Kongekrabbens utbredelsesområder både i Stillehavet og Barentshavet er antydnet i figur 2.



Figur 2: Utbredelse av rød kongekrabbe, *Paralithodes camtschaticus* (gule felter) (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007)

Kongekrabben overvintrer på dypt vann, ofte dypere enn 100 meter, og faktisk noen ganger dypere enn 200 meter. Parring og gyting skjer på grunt vann, under 50 meters dybde og noen ganger helt oppe på 10 meters dybde (Ivanov 2002).

2.1.1. Saltholdighet og temperatur i Stillehavet

Temperatur, saltholdighet og strømforhold varierer mye innen kongekrabbens utbredelsesområde, og viser også store årstidsvariasjoner (Rodin 1989; Reed 1999). Okhotskhavet må kunne regnes som et sub-arktisk hav, med harde vintre og lave vanntemperaturer. Variasjonene i temperatur og saltholdighet skyldes vannutveksling med nordlige deler av Stillehavet og Japanhavet og stor grad av vertikal vannutveksling om vinteren (NODC 2001). Saltholdigheten varierer mellom 32,5‰ og 33,5‰, og vanntemperaturen ved bunnen varierer gjennom året fra ca -2°C til 2°C (Shcherbina et al. 2003). Beringhavet har også store svingninger i temperatur og saltholdighet. Ved Beringstredet viste noen undersøkelser at temperaturen varierte fra -1,8°C til 2,3°C, mens saltholdigheten varierte fra 31,0‰ til 33,0‰ (Woodgate et al. 2005).

I krabbens naturlige utbredelsesområde finner man dem i havområder med temperaturer mellom -1,7°C og 11°C (Jørgensen og Sundet 2003), så det er tydelig at de tolererer store variasjoner i temperatur.

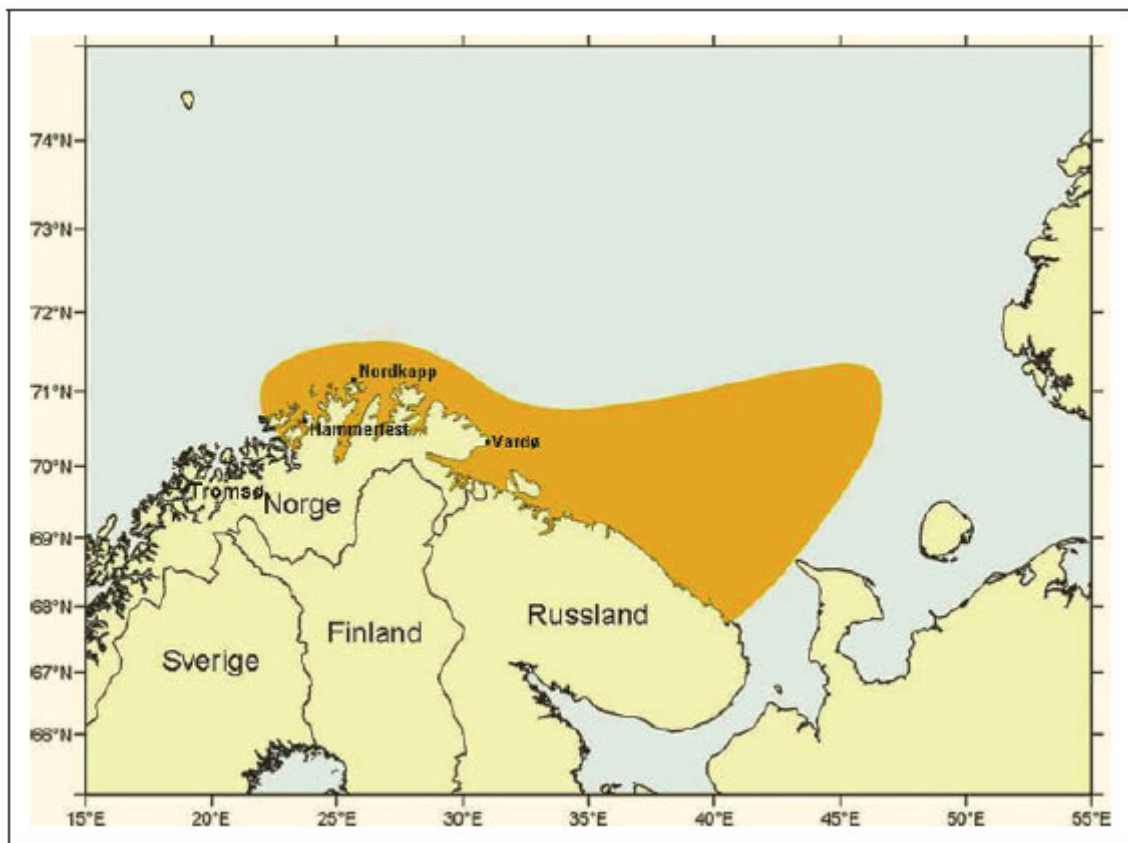
Man vet egentlig ikke mye om hvilken toleranse kongekrabben har i forhold til saltholdighet. I krabbens nordligste utbredelsesområde i Norton Sound i Alaska finnes den ved kysten når havet er isbelagt, men er ikke tilstede i den isfrie perioden (Jørgensen et al. 2005). Dette kan bety at saltholdighet er en begrensende faktor for kongekrabbens utbredelse, da saltholdighet ved bunnen i de isfrie periodene er langt lavere enn når området er isbelagt. Umodne kongekrabber utenfor Alaska ser ut til å være mer tolerante for lavere saltholdighet gjennom en mer effektiv osmoregulering enn voksne krabber, noe som må sies å være nødvendig for å kunne utnytte habitatet på grunnere vann nært land (Thomas og Rice 1992). Til tross for dårlige data på saltholdighetstoleranse, opererer Jewett og Onuf (1988) med en optimal saltholdighet for larver, umodne krabber og voksne krabber på 26 til 34‰.

Kongekrabben er en kaldtvannsart som i sitt voksne stadium tolererer temperaturer fra -1,7 til +11°C, og temperaturtoleransen varierer på de ulike livsstadier (Jørgensen et al. 2005).

Studier av kongekrabben ved vest-Kamchatka har vist at vandringen fra overvintringsområdene på kontinentalskråningen til grunnere vann avhenger av økning i vanntemperaturen på bunnen og krabbens fysiologiske status før gyting (Jørgensen et al. 2005). I mai-juni samles kjønnsmodne krabber i høy tetthet på 10 – 15 meters dybde. Her har vannet en temperatur på rundt 2°C og formeringen skjer i juni-juli på 50 meters dybde ved samme temperatur (Rodin 1989).

2.2. Utbredelse i Barentshavet

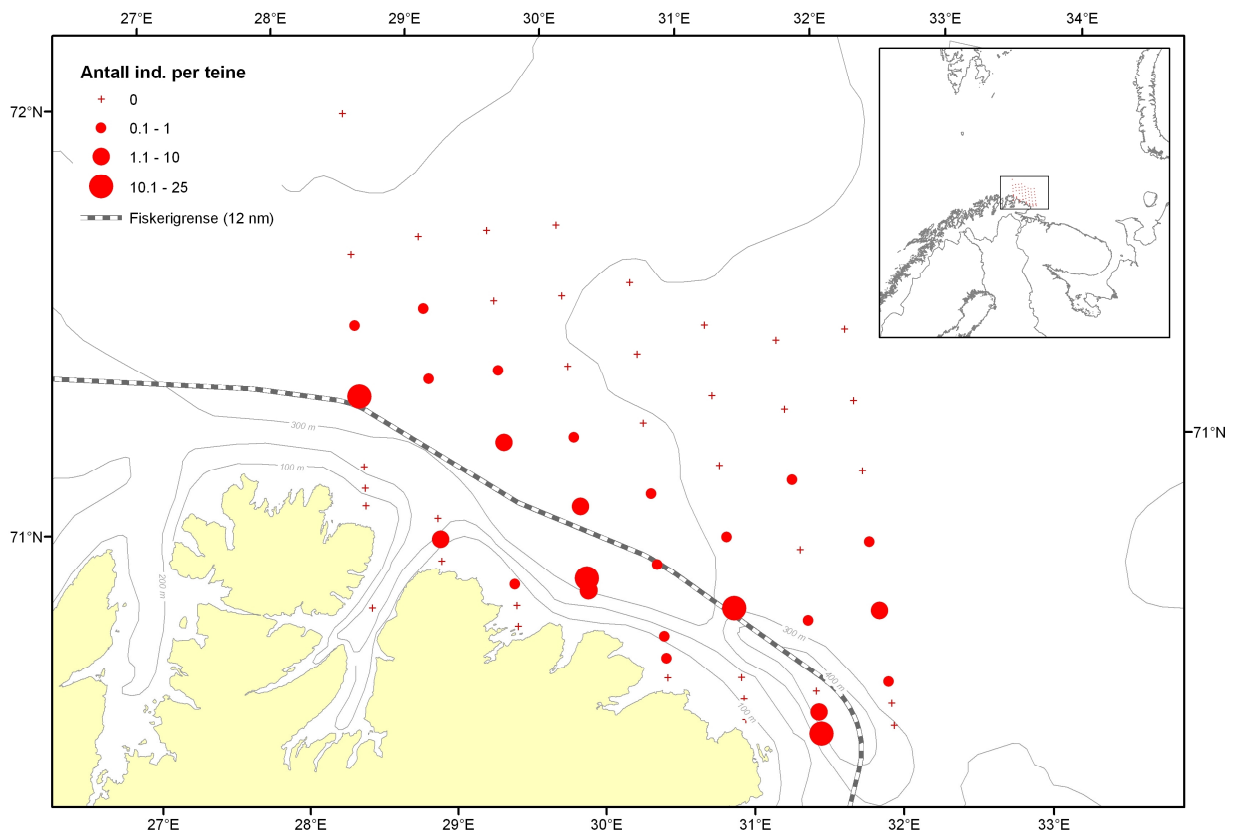
For bestanden i Barentshavet er det ikke enkelt å trekke klare grenser for utbredelsen, etter som det er tatt kongekrabber i Lofoten i 2003 og i Nord-Trøndelag i 2005 (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Observasjonene er enkeltstående tilfeller som etter all sannsynlighet er på grunn av ulovlig utsettelse av krabber (Urdahl 2004). Noen av de rapporterte registreringene viser seg også å være store tollkrabber, som lett kan forveksles med kongekrabber (se mer om dette i kapittel 3.1). Utbredelsen i Barentshavet er antatt å være som markert i figur 3.



Figur 3:
Utbredelse av kongekrabben i Barentshavet (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007)

Likevel er det helt nylige observasjoner som gir grunnlag for å tro at kanskje krabben er kommet lengre sør enn tidligere antatt. Avisa Nordlys kunne 13.11.07 melde at den første

kongekrabben var tatt i Balsfjorden i Troms (Benjaminsen 2007). Det er nylig gjort registrering i Kvænangen (Nordlys 2008), i løpet av fjoråret var det to-tre registreringer som lot seg dokumentere i Ullsfjord (Nilssen 2008b). Som en enestående observasjoner sier dette ikke så mye, men hvis det viser seg å faktisk være vandrende individer som også har følge med flere, er det grunn til å revurdere oppfatningen av utbredelsesområde for kongekrabben. Dagens registrerte utbredelsesfront ser dermed ut til å kunne være i Tromsøområdet, men det bør foretas mer inngående undersøkelser for å fastslå dette. Registreringene lengre sør er trolig et resultat av ubevisst eller bevisst utsetting av krabbe eller feilrapportering av stor trollkrabbe.



Figur 4:

Kart over teinestasjonene på Østhavet under bestandskartlegginga høsten 2007. Diameter på sirkelene angir relativ mengde fangst (Sundet og Hjelset 2007)

I og med at vi her snakker om en introdusert art som er fremmed i våre områder, er utbredelsen av krabben ikke noe statisk fenomen, men snarere er det stor dynamikk i forekomsten av den. Østhavet, utenfor 12 nm fiskerigrænse, ble i 2006 erklært så godt som krabbefri. Det var kun et fåtall hannkrabber som ble fanget her da (Eliassen 2006). Året etter hadde samme området store forekomster av krabbe, som vist i figur 4 (Sundet og Hjelset

2007), og man mener at det er snakk om en reell etablering (Sundet 2008). Derfor vil man stadig trenge å foreta undersøkelser av utbredelse, for å holde seg oppdatert på endringer fra år til år.

2.2.1. Saltholdighet og temperatur i Barentshavet

Vannmassene i Barentshavet deles normalt i tre ulike typer – atlantehavsvann som har en saltholdighet over 35‰ og en temperatur på over 3°C, arktisk vann med en saltholdighet på mellom 34,3 og 34,8‰ og en temperatur på under 0°C, og kystvannet som har en saltholdighet på under 34,7‰ og en temperatur på over 2°C (Loeng 1991). Barentshavet er et grunt hav med et gjennomsnittlig dyp på under 230 meter (Loeng 1991), og det karakteriseres av kompliserte hydrografiske forhold på grunn av en variabel bunntopografi med dype renner som Bjørnøyrenna og Storfjordrenna, samt grunnere banker som Storbanken, Sentralbanken og Gåsebanken (Breen 1990). Havstrømmene er i stor grad påvirket av bunntopografien (Bogstad et al. 2007). Det dypeste området er i Bjørnøyrenna med en dybde på 500 meter, mens de grunneste områdene er på Spitsbergenbanken og i de sørøstlige områder ved Kolgujev, hvor dybden er under 50 meter (Loeng 1991). Atlantehavsvannet, som altså er ganske varmt, strømmer inn i Barentshavet fra sør, mens kaldt arktisk vann strømmer inn fra nordøst og danner den oseaniske polarfronten der det møter det varme atlantehavsvannet (Breen 1990; Loeng 1991; Bogstad et al. 2007). Havtemperaturen i Barentshavet varierer fra år til år ettersom den styres av både eksterne og lokale faktorer, som temperaturen og volumet hos det innstrømmende atlantehavsvannet og varmeutveksling med atmosfæren (Loeng 1991; Ottesen et al. 2000; Bogstad et al. 2007). I den østlige delen av Barentshavet kan det være isdekt helt ned til kysten, mens det i de sørvestlige deler er isfritt også om vinteren (Bogstad et al. 2007).

2.3. Fremtidig utbredelse

For at krabben skal kunne spre seg ytterligere i våre farvann er den enten avhengig av at voksne krabber vandrer til nye områder (Havforskningsinstituttet 2007), at vannstrømmer transporterer tilstrekkelig antall pelagiske larver til nye områder (Havforskningsinstituttet 2007), eller at mennesker på nytt foretar en aktiv eller eventuell ubevisst spredning av den. Sistnevnte er kanskje ikke sannsynlig, i alle fall ikke i stor skala. Riktignok foregår det forskning både i Russland og Norge på hvordan man kan domestisere kongekrabben – enten gjennom oppføring av voksen fanget krabbe med for dårlig kjøttfylde eller ved å kontrollere

hele utviklingen fra egg til ferdig høstmoden krabbe (Fiskeriforskning 1998; 2002; Kovatcheva 2006). Dersom dette lykkes og man opplever en oppdrettsindustri i stor skala, vil eventuelle rømminger eller uhell kunne bidra til ytterligere spredning.

Det synes å være mange oppfatninger av hvilket spredningspotensial kongekrabben har, og ulike studier kommer også frem til forskjellige konklusjoner innen området. Jurij Orlov, en av forskerne bak metoden for utsettelsen av kongekrabben, hevder å ha gjort beregninger som viser at krabben vil kunne vandre helt inn i Middelhavet, men dette er en teori andre forskere ikke deler med han ettersom kongekrabben er en kaldtvannsort (Olsen 2003). Likevel forventes det, ut fra migrasjonspotensialet til voksne krabber og den lange pelagiske perioden til zoealarvene, at en pågående geografisk spredning vil fortsette (Pedersen et al. 2006). Fremtidig utbredelse vil selvsagt avhenge av de grunnleggende miljømessige behov og toleransegrenser hos arten, og kanskje spesielt larvenes temperatortoleranse og oppholdstiden i det pelagiske system. Det er også en selvsagt forutsetning at miljøbetingelsene for den voksne krabben er tilfredsstillende i det området larvene bunnsløp. I en Fiskerikandidatoppgave fra 2002 omtales temperatur som begrensende faktor for voksne krabbers potensial for spredning (Hansen 2002). Konklusjonen der er en forsiktig antydning om at havtemperaturene i opprinnelsesområdene sammenfaller i stor grad med vintertemperaturen langs norskekysten. Krabben vil ut fra disse resultatene muligens ikke trekke lengre sørover, men heller etablere seg rundt Svalbard hvor temperaturene tilsvarer temperaturpreferansen til kongekrabben. Det er også et faktum at noen arter som har blitt flyttet fra sitt opprinnelige miljø til nye områder kan utvikle nye toleransegrenser og egenskaper (Nilssen 2003b), slik at selv om studier på kongekrabben i opprinnelsesområdet indikerer en spesifikk preferanse eller toleransegrense, kan dette endre seg gjennom tilpasningen til et nytt område med et nytt miljø. Dette defineres med en fellesbetegnelse som genetisk drift – at arten har endret genetisk karakter, og det er spesielt sannsynlig i de tilfeller der det er få individer som danner utgangspunktet for den nye bestanden (Nilssen 2003b).

Kongekrabbebestanden i Barentshavet har sitt opphav i relativt få krabber, og det har vært utført flere studier i forhold til om det kan være ”genetiske flaskehals” til stede i forhold til bestanden (Jørstad et al. 2002; 2007), noe som kan være avgjørende for dens spredningspotensial. En genetisk flaskehals betyr kort og godt at det er for liten genetisk spredning i materialet som introduseres, slik at genetisk diversitet i bestanden som helhet blir for lav. Tidlige undersøkelser konkluderer med at det kan se ut til at det er slike ”flaskehals”

til stede (Jørstad et al. 2002), mens seinere studier med mer raffinerte metoder viser det motsatte (Jørstad et al. 2007). Usikkerheten rundt krabbens eventuelle tilpasning gjør det nødvendig å gjøre utstrakt forskning på bestandens genetik over lengre tid, fordi det er viktig å kartlegge eventuelle små genetiske differensieringer i forskjellige områder. Dette vil kunne ha avgjørende betydning for vurderingen av hvilke forvaltningsregimer kongekrabben skal underlegges i fremtiden (Jørstad et al. 2007).

Voksne kongekrabber kan legge ut på vandring dersom næringstilgangen i et område blir for dårlig (Norsk Polarinstitut 2003). I forhold til hvor langt krabbene kan vandre, begrenses dette av det fysiske miljøet og tilgangen på byttedyr eller tettheten av kongekrabbe (Jørgensen et al. 2005), men potensialet for vandringer er stort. I Stillehavet er det gjort målinger på voksne krabber som har vandret 3-13 km på et døgn, 172 km på 6 måneder og 426 km på et år (Sundet og Jelmert 2007).

Etablering på bakgrunn av larvedrift har vært gjenstand for fokus i flere år. Spesielt har det vært prioritert å kartlegge eventuell forekomst og da i neste omgang konsekvenser på Svalbard (Norsk Polarinstitut 2003). Det er ikke usannsynlig at krabben skal klare å etablere seg ved Svalbard (Havforskningsinstituttet 2007), og det ble i 2003 rapportert i media om at kongekrabben hadde vandret helt til Svalbard, ettersom fiskere hadde fått to individer under torskefisket (Granlien 2003). Krabbene som det ble rapportert om ble imidlertid ikke brakt til land for artsbestemmelse, og i ettertid har det vært konkludert med at krabbene ikke kunne vært kongekrabbe, men heller den mindre krabben trollkrabbe (Norsk Polarinstitut 2003). Likevel er statusen til kongekrabben uavklart i forhold til Svalbard, men ut fra strømsystemer og temperaturer i havet kan man forvente at den vil etablere seg der ved hjelp av larvedrift. Også Bjørnøya vil være et naturlig område å overvåke med tanke på spredning, da dette er et annet sannsynlig etableringsområde (Nilssen 2003a). Ved å holde havområdene rundt Svalbard og Bjørnøya under oppsikt, vil man forhåpentligvis registrere etableringen når den inntreffer, slik at man kan overvåke hele prosessen rundt etableringen.

I fremtiden vil forståelsen av klimaendringers påvirkning på artene i våre farvann ha stor betydning for om vi lykkes med en forvaltning som sikrer bestandene best mulig, og for å klare å predikere deres eventuelle endring i utbredelse. Sjøtemperaturen i den nordøstlige delen av Nord-Atlanteren har vist en økende trend de siste to-tre tiår, og FNs klimapanel har aldri vært mer sikker på at endringene er menneskeskapt. Stenevik og Sundby (2007) viser til

at den mest nærliggende effekten av at våre farvann varmes opp, er at flere kommersielt viktige fiskeslag vil forflytte seg innen og delvis ut av vår økonomiske sone. Produktivitet i både kommersielt interessante fiskearter og deres byttedyr vil også kunne endres som en følge av endrede havtemperaturer. Tidligere variasjoner i klima og observasjoner av effekter på populasjoner gjør det mulig å lage estimater av hvilke konsekvenser som kan ventes av fremtidige klimaendringer (Stenevik og Sundby 2007). For andre arter kjenner vi til at endringer, til og med små og forbigående sådanne, i vannsirkulasjoner, temperatur eller liknende kan påvirke utbredelse og populasjonsstørrelse. Forekomsten av juvenile torsk i Barentshavet har variert fra østlig til vestlig utbredelse forskjellige år, noe som kan forklares av variasjoner i sirkulasjonsmønsteret, først og fremst drevet av vind (Stenevik og Sundby 2007). Endringer i havstrømmer og havtemperatur vil kunne gi implikasjoner også for utbredelsen av kongekrabbe, og derfor er studier på larveutbredelse knyttet mot oseanografiske studier og mer grunnleggende kartlegginger av temperaturpreferanser viktig for å kartlegge i hvilke områder vi kan forvente at krabben vil spre seg til.

3. Biologi

3.1. Grunnleggende biologiske trekk

Kongekrabber er blant verdens største artropoder, og har et typisk krabbeliknende utseende og et sterkt kalsifisert ytre skjelett (Jørgensen et al. 2005). De har et sammenvokst hode og thorax, en asymmetrisk abdominal flap, et par chelipeds, tre par gangføtter og en rekke antenner og munnleder (mandibler, maxillaer og maxillipeder) (Jørgensen et al. 2005).

Taksonomien til kongekrabben er slik i følge Holte (1987) og Fukuhara (1985):

Rekke: Crustacea

Klasse: Malacostraca

Underklasse: Eucarida

Orden: Decapoda

Underorden: Pleocyemata

Infraorden: Anomura

Familie: Lithodidae

Slekt: Paralithodes

Art: *P. camtschaticus* (Tilesius)

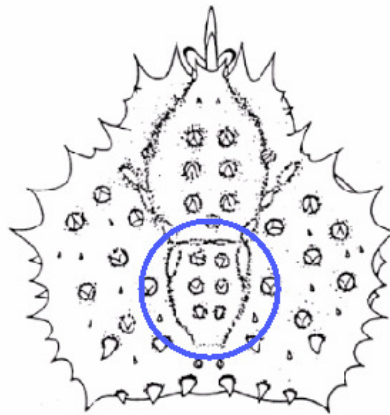
Kongekrabben er en av fem arter av slekten Paralithodes. Naturlig utbredelse for tre av dem er i det nordlige Stillehavet og Beringhavet; *P. camtschaticus* (Tilesius), *P. platypus* (Brandt) og *P. brevipes* (Brandt), mens to kun forekommer på dypt vann utenfor California; *P. rathbuni* (Benedict) og *P. californiensis* (Benedict) (Fukuhara 1985).

Kongekrabben er altså ikke en ekte krabbe (infraorden Brachyura), men tilhører sammen med blant annet trollkrabben infraordenen Anomura (Nilssen 2003a). Krepsdyr, organismer innen klassen Crustacea, har normalt fem par gangføtter. I infraordenen Anomura er det bakerste beinparet sterkt redusert og ligger under ryggskjoldet. Dette medfører at det kan se ut som om kongekrabbene bare har fire beinpar, hvorav de fremste er modifisert til klør.

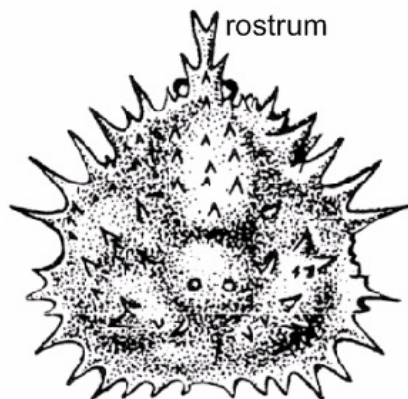
Kongekrabbehannen bruker det bakerste beinparet til å plassere spermier under hunnene (Nilssen 2003a).

I tillegg til kongekrabben finnes det flere andre krabber i subarktiske områder i Beringhavet og de nordlige deler av Stillehavet. I norske farvann har ofte krabben blitt forvekslet med trollkrabben, *Lithodes maja*. Disse er morfologisk sett ganske like, men voksne individer er betydelig mindre i størrelse og i tillegg kan de enkelt skilles fra hverandre ved at trollkrabben har et todelt rostrum og kraftigere pigger rundt ryggskjoldet. Kongekrabben har også et sentralt hjerte/lungefelt med 6 knaster (figur 4).

P. camtschaticus
Red King Crab



L. maja



Figur 4:

Forskjeller på krabber som lett kan forveksles; kongekrabben *P. camtschaticus* og trollkrabben *L. maja* (etter Sundet og Jelmert 2007).

3.2. Tidlige livsstadier og prefererte habitater

Kongekrabbens larver klekker som en prezoea i april i våre havområder (Nilssen 2003a; Epelbaum et al. 2006), og dette første prezoeastadiet varer bare en kort stund – under en time ved 7-8°C vanntemperatur (Epelbaum et al. 2006). Etter dette gjennomgår larvene fire pelagiske zoeastadier; benevnt zoea I-IV. Gjennom disse stadiene er larvens utseende nokså likt (figur 5), men ekstremitetene utvikles og øker i lengde (Epelbaum et al. 2006).



Figur 5:

Zoealarve med ryggskjoldlengde på ca 2,2 mm (kilde: Havforskningsinstituttets nettside).

Tiden fra klekking til bunnslåing er avhengig av vanntemperatur og næringstilgang. Studier fra opprinnelsesområdet viser at det tar omtrent 460 døgngader fra klekking til bunnslåing (Pedersen et al. 2006). Ved bunnslåing har krabben ca 2 mm ryggskjoldlengde, og i våre farvann regner man med at det tar rundt 100 døgn før larven bunnslår seg (Nilssen 2003a), noe som stemmer godt med 460 døgngaders inkubasjon. Etersom larvene flyter høgt i vannsøyla, helt oppe i det såkalte Ekman-laget ved 30-50 meters dybde, er deres drift mest sannsynlig sterkt påvirket av vindforholdene under larvefasen (Pedersen et al. 2006)

Larvene er til dels passive i den pelagiske fasen, ved at de transporteres passivt med strømmer (Pedersen et al. 2006). Både laboratorie- og feltstudier har vist at de likevel migrerer vertikalt i vannsøyla, ved at de befinner seg dypere når det er mørkt enn ved dagslys (Shirley og Shirley 1987b), og at de kan bevege seg horisontalt, og utviser både positiv rheotaksis og fototaksis ved gitte lysintensiteter (Shirley og Shirley 1987a). Larvene lever av planteplankton og dyreplankton, og benytter sine bevegelsesevner blant annet til å beite på stratifisert planteplankton (Shirley og Shirley 1989). Etter det fjerde zoeastadiet skjer en dramatisk endring i utseende, og larven går over i glaucothoestadiet (figur 6). Dette er det siste stadiet før bunnslåing, og glaucothoene er semipelagiske ettersom deres svømmeatferd avtar gradvis før de endelig bunnslår (Epelbaum et al. 2006).



Figur 6:

Glaucothoestadiet hos kongekrabbe. Den ser ut som en liten krabbe, men kan strekke ut sin abdominale flap og benytte denne til svømming. Ikke før etter at krabben har funnet et passende habitat og skiftet skall, mister den svømmeferdighetene sine og blir fullstendig demersal (kilde: Alaska Fisheries Sciences Senters nettside)

Når larvene bunnsår, skjer dette på grunt vann, som regel på svamper, bryozoer eller makroalger. Det første stadiet som umoden krabbe, før første skallskifte, skiller seg morfologisk sett fra de påfølgende stadiet ved at den har et pæreformet ryggskjold, noe som etter dette er fraværende til fordel for et mer rektangulært ryggskjold (Epelbaum et al. 2006). Det første leveåret, før de oppnår en ryggskjoldlengde på 20 mm, lever de hver for seg. I andre leveår ser man at krabbene endrer atferd og danner ”podder”; store, konsentrerte ansamlinger av små krabber (Jørgensen et al. 2005). Etter de to første leveårene vandrer krabbene til en vanddybde på 20-50 meter, hvor de kan forekomme i slike ansamlinger. Voksne individer finnes på sand- og mudderbunn, og det er forskjeller i atferden ut fra størrelse, livshistorie og kjønn. Hunn- og hannkrabber lever atskilt i store deler av året, og oppholder seg bare sammen i klekke- og gyteperioden på våren (Jørgensen et al. 2005). Rød kongekrabbe antas å kunne leve i 20 år og vokse til en ryggskjoldlengde på 220 mm og en vekt på over 10 kg (Jørgensen et al. 2005; Pedersen et al. 2006).

Basert på studier av de største uavhengige populasjonene i Stillehavet, vest-Kamchatka, vest-Okhotskhavet og Bristolbukta, har Rodin (1989) satt opp fire faktorer som ligger til grunn for preferert habitat. Disse basistrekkene inkluderte komplekse biologiske, geografiske og oseanografiske kvaliteter for habitatet til krabben. For det første må forholdene og tidspunkt for eggklekking sammenfalle med strømmer som kan transportere larvene til passende habitater for at de umodne krabbene skal overleve. Larvene kan potensielt transporteres betydelige avstander av strømmer, og forutsetningen for vellykket rekruttering er at larvene transporteres til habitater med velutviklet bunnfauna med tette konsentrasjoner av hydroider,

bryozoeer og svamp. Området må også ha mulig vern mot predatorer. Den voksne krabben er avhengig av en bred kontinentalsokkel med rike fødekonsentrasjoner. Det er også viktig at det ikke foreligger hindringer i veien for krabber som er like før kjønnsmodning i forhold til å kunne vandre inn til gyteområdene. Dype renner, slamsedimenter og andre barrierer må altså ikke forekomme mellom den reproduserende populasjon og de umodne krabbene. Det viktigste av disse faktorene er likevel at det finnes gode habitatforhold for post-larvestadiene (Rodin 1989).

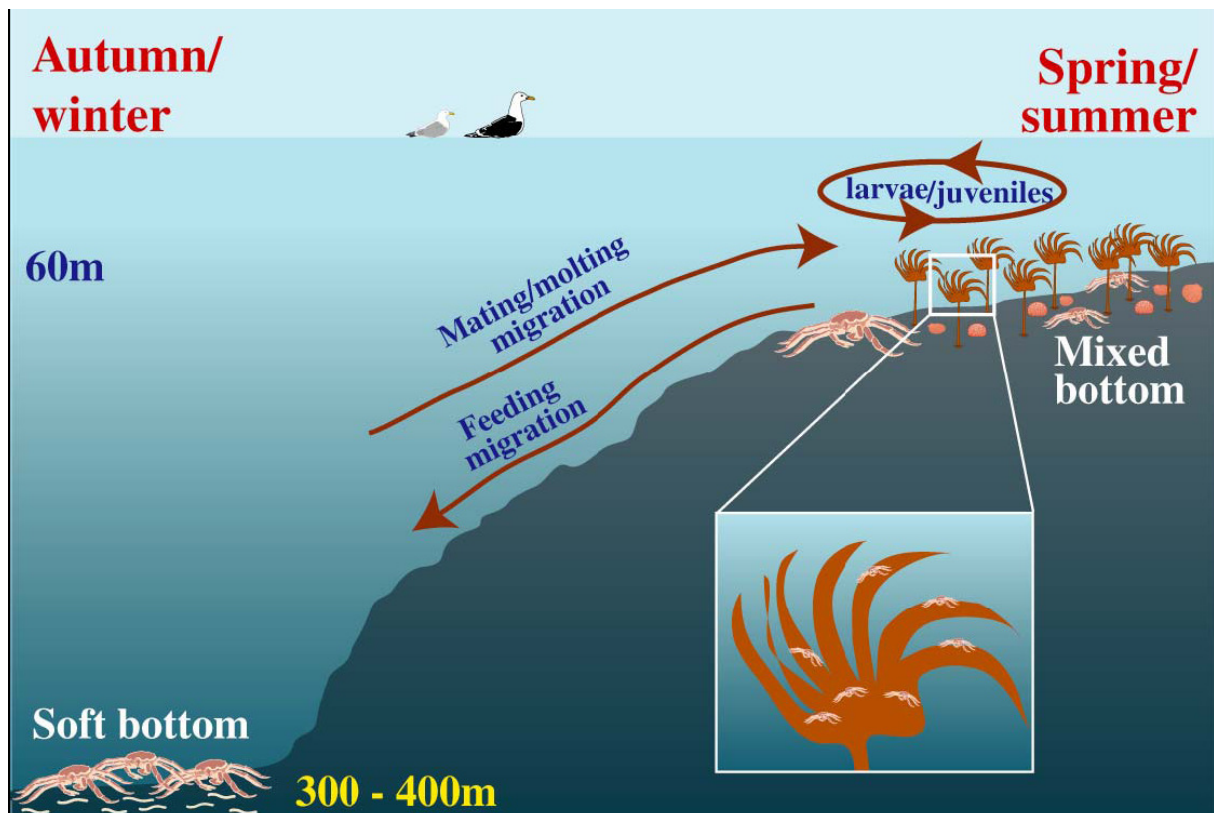
Overlevelsen til ettårige krabber er direkte relatert til tilgangen av ly og gjemteplasser, mens avhengigheten av epifaunaen avtar etter hvert som krabben blir eldre (Jørgensen et al. 2005).

I norsk økonomisk sone er det gjennomført et studie på hvor kongekrabbelarvene ender opp og bunnslår, ut fra strømforhold og gytesteder (Pedersen et al. 2006). Datasimuleringer har vist at det er store variasjoner fra år til år i forhold til hvor krabbelarvene transporteres (Pedersen et al. 2006). Ettersom strømforhold langs norskekysten varierer, vil de pelagiske larvene også nødvendigvis transporteres ulike avstander og til litt ulike områder. Likevel ser det ut til at de fleste larvene ender opp langs kysten, og slik sett kan havne i fordelaktige habitater ved bunnslåing. En liten andel av larvene ser ut til og transporteres vestover, 22-34% i årene 1998, 1999 og 2000, mens hovedandelen av larvene transporteres østover og nordøstover (Pedersen et al. 2006). Larvene transporteres betydelige avstander. Datasimuleringer viser opp til 314 km nettotransport langs norskekysten (Pedersen et al. 2006).

3.3. Sesongmessig migrasjon

Kongekrabben har to hovedmigrasjoner, en for å formere seg og skifte skall, og en for å skaffe føde. Dette er et mønster man ser for kongekrabben i hele dens naturlige utbredelsesområde. Disse migrasjonene er synkrone, det vil si at alle krabbene i populasjonen foretar vandringen på samme tidspunkt (Stone et al. 1992). Studier på enkeltområder kan kartlegge de spesifikke vandringsmønstre med hensyn på tid og geografi. Slike studier er gjort i dens opprinnelsesområder, blant annet i Auke Bay i Alaska, med spesielt henblikk på hunnens vandring (Stone et al. 1992). Om våren, etter parring og etter at hunnene har fått utrogn, ser man en gradvis vandring mot dypere vann. Der vil krabbene oppholde seg til sein høst (Stone et al. 1992). Etterpå vandrer de tilbake til grunt vann og oppholder seg der til sein vinter/tidlig vår, før en gradvis, men fremdeles synkron, vandring til litt dypere områder.

Mellom mars og mai trekker kongekrabbene på nytt inn mot grunt vann for å skifte skall og pare seg (Stone et al. 1992). Variasjoner finnes, blant annet kan det se ut til at førstegangsgytere innehar en større variasjon i vandringsmønster enn de som har gytt før (Stone et al. 1992). I våre farvann finner vi liknende vandringsmønstre (figur 7). På senvinter og tidlig sommer vandrer krabbene inn til grunnere vann på 10-30 meters dybde, hvor de formerer seg. Parringen ser ut til å skje i april (Nilssen 2003a). Etter gyting vandrer både hunnkrabber og hannkrabber til dypere vann på ca 300 meters dybde for å beite (Jørgensen et al. 2005). Voksne krabber samler seg i grupper ut fra størrelse og kjønn, for så komme sammen igjen først under neste gyting (Nilssen 2003a). Umodne krabber som er mindre enn 120 mm i ryggskjoldlengde blir værende på grunt vann på 20-50 meters dybde nært kysten, og finnes sjelden sammen med de voksne krabbene på dypere vann (Jørgensen et al. 2005).



Figur 7:

Sesongmessig migrasjon hos kongekrabben: Migrasjonen om våren/sommeren for å gyte og skifte skall til grunnere områder med bentiske samfunn i hovedsak bestående av kalsifiserte byttedyr og fødemigrasjonen om vinteren/høsten til bløtbunn hvor det er stor forekomst av annelider. Forstørret bilde viser umodne kongekrabber på tang (Jørgensen et al. 2005).

3.4. Fødevalg og -atferd

Valg av føde varierer naturlig nok med livshistorie, både på grunn av endring i størrelse og endring i habitat. Den pelagiske larven spiser både planteplankton og dyreplankton (Paul et al. 1989), før den går over til bivalver, gastropoder, echinodermer og polychaetaer når den har bunnslått (Pavlova et al. 2007). Disse dyregruppene utgjør hovedandelen av mageinnholdet til kongekrabben, og polychaetaene øker betydelig andelsmessig om høsten og vinteren (Gerasimova 1997). Både små og store krabber spiser stort sett det den måtte komme over; sjøstjerner og andre echinodermer, ulike typer skjell, fiskeegg og tang (Nilssen 2003a; Jørgensen et al. 2005). Observasjoner av mageinnhold viser at kongekrabben spiser når det er tilgang på mat, uten at den følger spesielle sykluser i fødeatferden. Det er kun ved skallskifte, vekst og reproduksjon at fødeinntaket reduseres, men dette ser ikke ut til å vare mer enn to til tre uker (Jørgensen et al. 2005). Sammensetningen av byttedyrene er områdespesifikk, det vil si at det er geografiske forskjeller i hva og i hvilke mengder kongekrabben spiser (Jewett og Feder 1982). Kongekrabben har to hovedmetoder i forhold til spising; enten griper den større byttedyr og river det i biter eller så filtrerer den ut mindre organismer fra substratet etter å ha rørt rundt i bunnsedimentet med den minste gripekloen (Jørgensen 2005).

Mageanalyser har vist seg å være vanskelig anvendbart for å kartlegge sammensetning og mengde av byttedyr hos krabbene. Dette er fordi fordøyelsen går raskt (Nilssen 2003a). I tillegg eter krabben ofte ikke hele organismene, men river deler av dem og fjerner dermed en større andel av byttedyrene fra habitatet enn det de, målt i vekt av konsum, faktisk eter (Pavlova et al. 2007). Ut fra flere undersøkelser, både i felt og laboratorium, må man kunne fastslå at kongekrabben er en generalist, at den spiser det som til en hver tid er mest tilgjengelig (Nilssen 2003a).

Vandringer foretatt av voksne individer, med unntak av migrasjonen for å formere seg, ser ut til å være styrt av fødetilgang, ved at de vandrer mot områder med større tetthet av potensiell føde (Jørgensen et al. 2005). Deres evne til å tilbakelegge store distanser gjør at krabbene har potensial til å rekke over store områder av havbunnen. Likevel viser andre studier at dersom det ikke foreligger noen grunn for at kongekrabben skal vandre ut av et område, så gjør den det heller ikke. Krabben har et tydelig vandringsmønster hvor den beveger seg mellom forskjellige områder hvor det er god fødetilgang (Jørgensen et al. 2007).

3.5. Reproduksjon og fekunditet

Fekunditet (antall egg per hunnkrabbe), størrelse og alder ved kjønnsmodning varierer i kongekrabbens naturlige utbredelsesområde. I Stillehavet er det også funnet betydelige geografiske forskjeller i fekunditet, ved at krabbene fra de sørøstlige deler av Stillehavet har en mye høyere fekunditet enn krabbene ved Kamchatka (Rodin 1989). Dette kan tyde på at beregninger av fekunditet i opphavsområdet i beste fall vil kunne benyttes veiledende for å si noe om fekunditet i våre farvann. Forskjellene er så store som at voksne hunner mellom 94 og 171 mm ryggskjoldsbredde i det sørøstlige Beringhavet har gjennomsnittlig 206 000 egg, mens voksne hunner ved vestlige Kamchatka mellom 86 og 115 mm ryggskjoldsbredde har kun 61 000 egg i gjennomsnitt (Rodin 1989).

I Barentshavet finner man flere av de samme trekkene for reproduksjon og fekunditet som i opprinnelsesområdet. Som beskrevet tidligere, finner parringen sted i april. Dette foregår på den måten at store hannkrabber holder fast og bærer en hunnkrabbe som er klar for skallskifte (Nilssen 2003a). Etersom kongekrabben ikke har sædbeholder som hunnen kan oppbevare sæden i frem til eggløsning, må hannen befrukte hunnen akkurat ved eggløsning. Andre krepsdyr som hummer, eremittkreps og taskekrabbe har en slik sædbeholder og er dermed ikke avhengig av at befruktning skjer akkurat ved eggløsning (Nilssen 2003a). I tillegg må hunnen skifte skall for å kunne slippe eggene, slik at hannen også passer på henne i denne sårbare fasen. Hannen hjelper hunnen med å bli kvitt sitt gamle skall, og parer seg deretter med henne ved å plassere spermien ved hennes genitalåpning, og eggene befruktes når de kommer ut av genitalåpningen (ytre befruktning) (Jewett og Onuf 1988). Eggene fester seg til de abdominale pleopodene med det samme de er sluppet og befruktet (Jewett og Onuf 1988). Hannene er polygame, det vil si at de kan befrukte flere hunner gjennom en sesong, mens hunner parer seg bare med en hann per år (Jewett og Onuf 1988).

Ulike studier på fekunditet og størrelse ved kjønnsmodning hos kongekrabben i Barentshavet har vært utført, men i og med at det er så store variasjoner i opprinnelsesområdene, kan man også forvente store geografiske forskjeller i våre farvann. Rist (1999) gjorde i sin cand.scient-oppgave fekunditetsundersøkelser i Varangerfjorden og Tanafjorden. I Varanger varierte eggantall fra 70 000 hos de minste hunnene til ca 480.000 hos de største, og i Tana hadde hunnene opp til 450 000 egg. Generelt kan man si at en stor hunnkrabbe på 160 mm ryggskjoldlengde kan ha over 500 000 egg (Nilssen 2003a). Hjelset et al. (in prep.) dokumenterte at størrelsen ved kjønnsmodning hos hunner varierer i norske fjorder, men at

den ligger på rundt 110 mm ryggskjoldlengde. Studier viser at også hanner kjønnsmodner ved ca 110 mm ryggskjoldlengde (Sundet et al. 2002; Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Hunnene går med utrogn, som er befruktete egg festet til hunnens kropp, i 11-12 måneder mens inkubasjonen foregår, og eggene klekkes dermed like før neste parring (Jewett og Onuf 1988; Sundet 2006).

3.6. Vekst og skallskifte

Krabber vokser gjennom ecdysis; skallskifte. Dette vil si at de kvitter seg med sitt ytre kalsifiserte skjelett og danner et nytt som er større, noe som er karakteristisk for Arthropoda. Skallskiftet utgjør en kritisk situasjon for kongekrabber av begge kjønn, da det nye skallet ikke er hardt før etter en tid. Selv de store krabbene, som ellers har få naturlige fiender, er sårbare for predatorer i denne prosessen. Det er frekvensen av, og størrelsesøkningen ved, skallskifte i hver størrelsesgruppe som bestemmer vekstraten til kongekrabben (Kuzmin og Sundet 2000). Det er av avgjørende betydning for forvaltningen av mange krepsdyr at man har kunnskap om økningen i størrelse ved og frekvens av skallskifte for å kunne gi mest mulig riktige faglige råd i forhold til kvotestørrelse. Alder må altså bestemmes indirekte ut fra størrelse, og er dermed avhengig av gode modeller for alder – størrelsessammenheng. Slike modeller kan utvikles ved hjelp av data fra eksperimentelle studier (Caddy 1988). Selv om vekst hos skalldyr kan fremstå å være diskontinuerlig er den ikke det, det foregår en kontinuerlig vekst på bløtdeler selv om målbar økning i lengde bare finner sted ved skallskifte (Caddy 1988; Nilssen og Sundet 2006). Problematikken i denne fremgangsmåten for bestemmelse av alder er at det spesielt for lengelevende krabbearter forekommer stor variasjon i skallskiftefrekvens ut fra omgivelsene. Både temperatur, mattilgang, skader på individet og stress antas å kunne påvirke både størrelsesøkning ved skallskifte og tid mellom skallskifter (Caddy 1988). I tillegg skifter unge kongekrabber skall flere ganger fra april til august (Nilssen 2003a).

Etter kjønnsmodning endrer skallskiftefrekvensen seg for både hann- og hunnkrabber. Hunnkrabbene skifter skall en gang i året forbundet med gyting, mens hanner har en større irregularitet i skallskiftene, hvor sannsynlighet for at krabben skal skifte skall påfølgende sesong avtar med økende størrelse (Nilssen og Sundet 2006). På samme vis skiller hunnkrabbene og hannkrabbene seg fra hverandre når det gjelder tilvekst ved hvert skallskifte. Hunnene opplever en dramatisk nedgang i økning i størrelse per skallskifte etter at de har

kjønnsmodnet, fra et gjennomsnitt på 14,4 mm til et gjennomsnitt på 5,1 mm (Nilssen og Sundet 2006). Dette er mest sannsynlig fordi hunnene investerer mer energi i gonadeproduksjon og i såkalt "parental care" – ved at de bærer eggene utenpå skallet (Caddy 1988). Hannene har variasjoner i størrelsesøkning per skallskifte, fra 10 mm til 23 mm, men det ser ikke ut til at kjønnsmodningen utgjør noe endringspunkt i så måte (Nilssen og Sundet 2006). Hannene ser ut til å skifte skall om vinteren, mellom november og februar, mens hunnene altså skifter skall i forbindelse med klekking av eggene og parring i april (Nilssen 2003a).

4. Utbredeshistorie i Barentshavet

Kongekrabben er en kommersiell art i dens opprinnelsesområde, noe som i sin tid var grunnlaget for utsettelsen i Barentshavet (Olsen 2003). Russiske forskere utførte de første forsøk på utsettelse i Barentshavet allerede på 1930-tallet, men dette lyktes ikke på grunn av dårlige transportfasiliteter på den tiden. Metodene ble så forbedret, og den biologiske bakgrunnen for utsettelsen av kongekrabbe i Barentshavet ble kartlagt fra 1959 av den russiske forskeren Yuri Orlov (Orlov og Karpevich 1965). Iverksetting av introduksjonen ble godkjent av *Den Vitenskaplige komiteen for Akklimatisering* (egen oversettelse) 3. mars 1961, selv om det forelå motstand fra enkelte (Orlov og Ivanov 1978). Motstanden var basert på kritikk av metoder for transport og frykt for lavt økonomisk utbytte av utsettelsen, ikke de biologiske konsekvenser på økosystemene (Gudimov et al. 2003). Komiteen var ledet av Professor A. F. Karpevich, og de stolte på at metodene for transport, utviklet av Orlov, skulle fungere.

Det kan i dag virke merkelig at krabben ble satt ut gjennom et statlig program for introduksjon av nye arter, men i Sovjetunionen var det på det tidspunktet en stor vitenskap å akklimatisere og introdusere nye arter. Bare i 1966 ble 383 ulike transplantasjoner foretatt, fordelt på 29 arter, underarter og hybrider (Karpevich og Lukonina 1970). Orlovs intensjon var å skape et verdifullt fiske etter den godt betalte arten også i Barentshavet og i de tilstøtende farvann (Olsen 2003). Det som i dag ville vært å betrakte som miljøkriminalitet var på den tiden en vitenskaplig sett høyt ansett aktivitet. Ingen andre lands myndigheter ble informert om utsettelsen, slik at norske myndigheter verken hadde mulighet til forhindre eller begrense utsettelsen (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Krabbene som ble satt ut i Barentshavet i årene fra 1961 til 1969 var fanget i Peter den Storebukta og utenfor den sørvestlige kysten av Kamchatka i Okhotskhavet. De 2 609 5-15-årige krabbene og omtrent 10 000 umodne krabbene ble i all hovedsak sluppet ut i Kol'skij Zaliv-regionen. De store krabbene besto av 1 655 hunner og 954 hanner, mens de umodne krabbene var fordelt likt mellom kjønnene (Orlov og Karpevich 1965). I tillegg ble ca 1,5 millioner egg transportert og klekket før de ble satt ut i 1961 (Orlov og Karpevich 1965). Transporten av krabbene, eggene og yngelen ble hovedsakelig foretatt via jernbane og fly (Kuzmin og Olsen 1994). I 1977-78 ble ytterligere 1 200 voksne krabber transportert og satt ut i Kolskybukta (Kuzmin og Olsen 1994). I 1974 ble en stor hunnkrabbe fanget i Kolskybukta, og etter dette

ble bifangster av kongekrabber i russiske farvann rapportert så godt som årlig. Fra 1990-tallet gikk frekvensen av bifangst opp, og det var ikke lengre bare enkeltindivider som ble fanget. Krabbens tilstedeværelse ble også rapportert av sportsdykkere og fritidsfiskere (Kuzmin og Olsen 1994).

I norske farvann ble krabben først rapportert i indre Varangerfjord i 1976, etter å ha blitt tatt som bifangst på kveitegarn. Ut over 1980-tallet ble bifangst av kongekrabbe også mer vanlig i norske kystfiskerier, skjønt det var fremdeles bare snakk om enkeltkrabber eller noen få individer (Kuzmin og Olsen 1994). Våren 1992 fikk norske garnfiskere hundrevis av kongekrabber i garnene, noe som raskt utviklet seg til å bli et problem. Garn ble ødelagte og krabben var, på grunn av avtaler inngått gjennom den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon, ulovlig å omsette. Bifangstproblematikken i 1992 blir oppfattet som et vendepunkt i norsk forvaltning av kongekrabbe (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007), og førte til at problemstillingen ble tatt opp i den blandede norsk-russiske fiskerikommisjonen i november 1992. Der ble resultatet at Norge og Russland utvekslet informasjon om forekomst av kongekrabben i norske og russiske farvann, og at de skulle koordinere og utvide forskningsinnsatsen på krabben (Den blandede norsk-russiske fiskerikommisjon 1992).

Estimater av totalbestanden, definert som krabber av begge kjønn over 70 mm ryggskjoldlengde, har vært laget siden 1994 i både norsk og russisk økonomisk sone (Sundet og Sokolov 2006). Problemet med de minste krabbene er ikke løst – ettersom de som har en ryggskjoldlengde under 70 mm befinner seg på dybder som ikke dekkes av bunntrålingen som danner grunnlaget for bestandsestimatene. Dermed inkluderes ikke krabber under 70 mm ryggskjoldlengde i begrepet "totalbestand" (Sundet og Sokolov 2006). Bestandsestimatene i perioden 2001 – 2006 spriker betydelig, spesielt i russisk sone (tabell 1).

Tabell 1:

Estimater på total bestandsstørrelse fra 2001 til 2006 i russisk sone, norsk sone og totalt i Barentshavet, basert på "swept-area"-metode med bunntrål. (Sundet og Sokolov 2006)

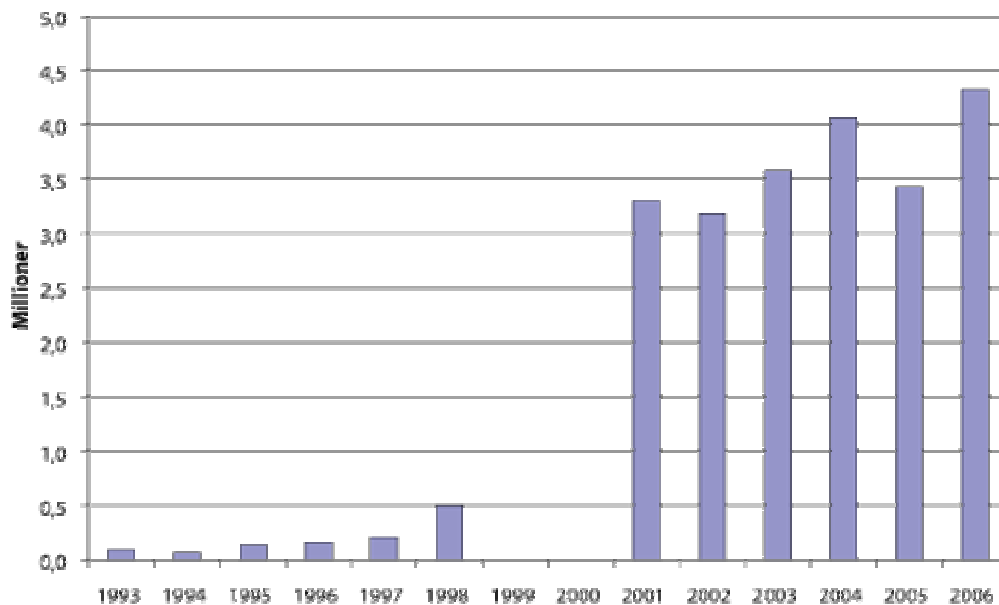
År	Russisk sone	Norsk sone	Totalbestand Barentshavet
2001	12210300	2970119	15180419
2002	4315900*	3179830	7495730*
2003	19995200	3575026	23570226
2004	12759800	4063000	16822800
2005	13359000	3426000	16785000
2006	9600000*	4322000	13922000*

* Underestimert

Med unntak av de to årene bestandsstørrelsen er underestimert i russisk økonomisk sone, kan det se ut som en stigende tendens i Barentshavet som helhet, men det er vanskelig å konkludere noe i forhold til dette for perioden 2001 - 2006.

I den norske sonen ser man en klar forskjell i bestandsstørrelsen dersom man sammenlikner 1990-tallet med 2000-tallet. Videre ser man en svak økning fra 2001 til 2006 (figur 8).

Bestandsundersøkelsene har økt sitt dekningsområde og kongekrabbebestanden har økt sin utbredelse i løpet av denne perioden. Et bedre mål på bestandsutviklinga vil kanskje heller være å fokusere på endring i tetthet innen det samme området mellom årene, eller operere med CPUE-data ("Catch per unit effort"; fangst per innsatsenhet) som kunne sammenliknes fra år til år i de samme områdene.



Figur 8:
Beregnet årlig totalbestand av kongekrabbe i norsk sone i perioden 1993–2006
(Stortingsmelding nr. 40 2006-2007)

5. Forvaltningshistorikk i Barentshavet

Fra de første observasjoner av kongekrabben i norske farvann på midten av 70-tallet gikk det lang tid før den ble viet spesiell oppmerksomhet i forvaltningssamarbeidet mellom Norge og Sovjetunionen/Russland. Første gang arten er nevnt i offisielle dokumenter fra den felles norsk-sovjetiske fiskerikommisjon, er under den 20. sesjon i 1991 (Den blandete norsk-sovjetiske fiskerikommisjon 1991). Under fiskeriforhandlingene mellom Norge og Russland i 1992 ble partene, etter forslag fra Russland, enige om fortsatt å ha forbud mot fangst av kongekrabbe, og at de skulle koordinere og utvide forskningen på krabben (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1992). Kongekrabben ble etter dette tatt opp som fast punkt under fiskeriforhandlingene hvert år, og i 1994 ble det fastsatt forskningskvoter for begge land, med det formål å forberede kommersiell fangst i fremtiden (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1994). To år etterpå var Russland og Norge fremdeles ikke kommet i gang med noe kommersielt fiske, men fortsatte forskningssamarbeidet og skulle også forberede forvaltningsbestemmelser som minstemål, mengdemålingsmetodikk, tiltak mot irregulær fangst, tiltak i forhold til bifangstproblematikken og vurdere krabbens innvirkninger på det marine miljø (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1996). Disse prosessene gikk ikke spesielt fort, da protokollen fra det påfølgende år i kommisjonen er helt identisk hva kongekrabbe angår (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1997). Først i 2000 ble det bestemt at kommersiell fangst skulle starte fra sesongen høsten 2002 - vinteren 2003 (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2000). I juni samme år ble det opprettet en arbeidsgruppe med ansvar for å forberede kommersiell fangst, gjennom at de skulle utrede alle aspekter tilknyttet forvaltning av kongekrabben (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Arbeidsgruppen leverte innstillingen sin i august 2001, og samme år ble de første regulerings tiltakene, basert på arbeidsgruppens forslag, fastsatt. Disse gikk i hovedsak ut på å følge prinsippene for forvaltningen i krabbens opprinnelsesområde, med regulerings tiltak innrettet etter størrelse, kjønn, sesong og type fangstredskap. Det ble da etablert et minstemål for fangstbar krabbe på 132 mm ryggskjoldlengde, det var kun tillatt å fangste på hannkrabber, fangsten skulle foregå på høst/vinter og teiner med gitte kvaliteter var eneste tillate fangstredskap. Dette er samme forvaltningssystem som benyttes i krabbefisket i Alaska, det såkalte "3-S regime", hvor de tre S-ene står for Sex, Size og Season (Nilssen og Sundet 2006). I det norske kongekrabbefisket ble minstemålet satt til 137 mm ryggskjoldlengde (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). I tillegg skulle fangsten foregå på minimum 100 meters dybde og beskatningsgraden ble lagt på inntil 20% av hannkrabbene over minstemål (Den

blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2001). Russlands andel av kvoten i 2001 og 2002 ble tatt utelukkende som forskningsfangst, mens det ble åpnet for at Norge kunne bedrive utprøving av andre fangstregimer.

Frem til 2004 ble kongekrabben i forvatningsmessig sammenheng betraktet som en felles norsk-russisk bestand. Under fiskeriforhandlingene med Russland i 2003 fikk Norge ensidig råderett over å fastsette forvaltningsregime vest for 26° østlig bredde, så fremt dette ikke ga negativ påvirkning på krabbebestanden i russisk økonomisk sone (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2003). Grensen for fellesforvaltningen ble trukket ved Skinnstakknæringen på Magerøya, slik at hele Porsangerfjorden ble tilhørende området med fellesforvaltning. Fra august 2004 innførte Norge et regime som innebar fri fangst og forbud mot utkast av levedyktig krabbe vest for denne grensa (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Fra kongekrabben for første gang var et tema under forhandlingene til den norsk-russiske fiskerikommisjonen og frem mot et kommersielt fiskeri ble den for hvert år viet stadig større oppmerksomhet, og de gjensidige forpliktelsene om tettere forsknings- og forvaltningssamarbeid ble forsterket.

I protokollen fra det årlige møtet mellom norske og russiske forskere 15.–17. mars 2005 ble det inngått enighet om en videre samkjøring av forskningsinnsatsen på kongekrabbe, gjennom et samlet 3-årig forskningsprogram fra 2005-2007. Det ble satt ned en arbeidsgruppe som skulle ta for seg påvirkning på bunnfauna, metoder for bestandsestimering og forvaltningsmål for kongekrabben (Forskermøte mellom norske og russiske forskere 2005).

Etter denne forskersesjonen ble forvaltningen for kongekrabben behandlet i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjonen 24.–28. oktober 2005. Overraskende nok kunne den russiske delegasjonen meddele at de allerede hadde fastsatt kvote for russisk område, stikk i strid med tidligere avtaler og praksis. Russland hadde fastsatt en total kvote på 3 millioner individer for 2006 i russiske jurisdiksjonsområder i Barentshavet. Norge kunne ikke gjøre annet enn å konstatere at Russland, ved ensidig å fastsette en nasjonal kvote for fangst av kongekrabbe, hadde fraveket avtaler om forvaltning av bestanden som har vært gjeldende siden 1993 (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2005). På grunn av Russlands ensidige fastsettelse av kvote, ble det besluttet at Norge på ensidig basis skulle fastsette en

kvote for kongekrabbe i norsk jurisdiksjonsområde øst for 26°Ø på 300.000 individer for 2006.

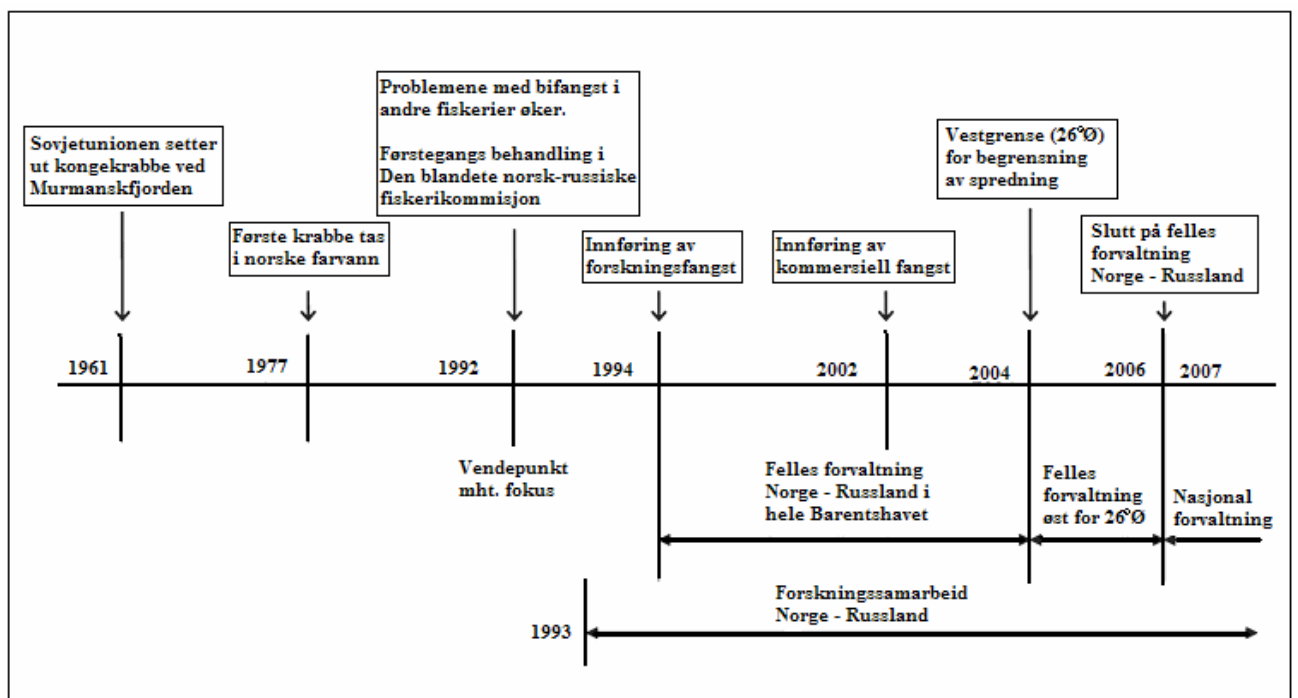
Partene ba forskere i begge land å vurdere om det var hensiktsmessig å videreføre en felles forvaltning av kongekrabbebestanden i Barentshavet og fremlegge resultatene på 35. sesjon i ”Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon” (Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2005). Høsten 2005 satte Fiskeri- og kystdepartementet ned en ny arbeidsgruppe for å gjennomgå regelverket i forhold til forvaltning av kongekrabbe. Denne arbeidsgruppen leverte sine anbefalinger i mars 2006 (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Anbefalingene kom i form av en gjennomgang av de prinsipielle forhold rundt forvaltning av kongekrabbe og et fremtidig nasjonalt reguleringsystem (Evaluering av forvaltningen av kongekrabbe 2006).

Gjeldende beskatningsstrategi for fangst av kongekrabbe i norsk sone, øst for 26°Ø, innebærer kun fangst på hannkrabber over 137 mm ryggskjoldlengde innenfor en gitt fangstperiode. Det var i 2002 satt en beskatningsgrad på 20% av antall hannkrabber over 132 mm ryggskjoldlengde, mens beskatningsgraden i 2006 og 2007 ble økt til henholdsvis ca 36,7% og ca 30% (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Deltakeradgangen i det norske fiskeriet etter kongekrabbe har bygget på at det var de fiskerne som var mest berørt av problematikken med bifangstproblemer med kongekrabbe om skulle få adgang til å delta i fisket. Dette ble gjort på den måten at det var et krav om å ha fisket et visst kvantum torsk med garn eller line, eller rognkjeks med garn, i kongekrabbens hovedutbredelsesområde innenfor en forutgående periode for å kvalifisere til deltakelse i kongekrabbefisket. Fartøyene ble fordelt i to grupper; gruppe I og gruppe II, hvor fartøyene i gruppe I fikk dobbelt så store kvoter som de i gruppe II (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Vilkårene for deltakelse i 2002 for begge grupper var at fartøyet hadde mellom 8 og 15 meters lengde, eier og høvedsmann var i fiskerimantallet henholdsvis på blad B og blad A for gruppe I og gruppe II, og at eieren hadde deltatt med fartøyet og fisket og levert henholdsvis for gruppe I og gruppe II minst 5 eller 3 tonn torsk, fisket på garn eller line i området fra og med Kinnarodden og østover til grensa mot Russland i minst to av årene 1999, 2000 eller før 1. september 2001. (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Disse deltakerkriteriene ga en økning fra 127 fartøy totalt med adgang i 2002 til 264 fartøy med adgang i 2006 (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

At Norge ensidig kunne fastsette forvaltningsregime for kongekrabben, i tillegg til at kongekrabben hadde fått et stort fokus i flere sammenhenger, førte til at det ble besluttet å legge frem en egen Stortingsmelding om kongekrabben. Arbeidet med Stortingsmeldingen tok lengre tid enn departementet først trodde, og fristen for fremleggelse ble stadig utsatt inntil meldinga ble lagt frem 14. september 2007.

En oppsummerende fremstilling av viktige milepæler for forvaltningen av kongekrabbe er gjengitt i figur 9.



Figur 9: Tids- og hendelsesakse for kongekrabben i Barentshavet (etter Stortingsmelding nr. 40 2006-2007)

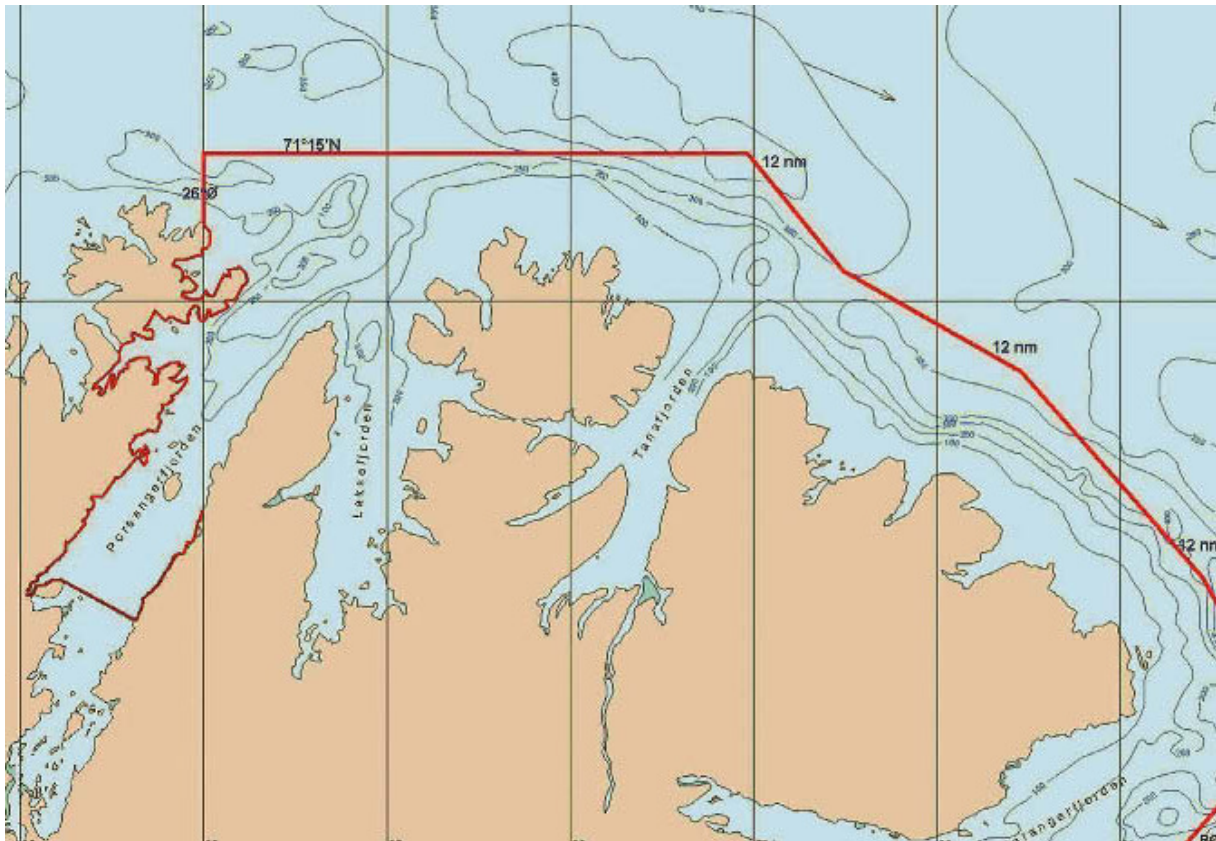
6. Stortingsmelding nr 40 (2006-2007)

Det var store forventninger fra flere hold knyttet til fremleggelsen av ei egen Stortingsmelding om kongekrabbe. I meldinga fikk man en gjennomgang av flere aspekter ved kongekrabben, som dens historikk i våre områder, dens økonomiske-, samfunnsmessige-, og til dels de økologiske effekter og et forslag til forvaltningsregime. Jeg vil i denne gjennomgangen av Stortingsmeldinga konsentrere meg om de foreslåtte forvaltningstiltak.

Første er det verd å merke seg at alle anbefalinger og foreslåtte tiltak i meldinga er rettet inn mot to hovedmål (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007), (sitat):

”(...) å rette oppmerksomhet mot eventuelle effekter på økosystemet som følge av kongekrabbens inntreden, samtidig som det må tas hensyn til næringsaktører og kystsamfunn i områder hvor kongekrabben allerede er etablert.”

For å klare å tilfredsstill disse til dels motstridende hensyn, opprettholdes avgrensningen mellom et kommersielt fangstområde og et område hvor intensjonen er å hindre en videre spredning i norske havområder. Vestlig grense for det kommersielle fisket er foreslått ved 26°Ø og en avgrensning mot den sørlige del av Porsangerfjorden. Lenge verserte det rykter om at Næringskomiteen på Stortinget skulle, gjennom sin behandling av Stortingsmeldinga, foreslå å fjerne avgrensningen mot indre del av Porsangerfjorden, men de siste ryktene like før innlevering av denne oppgaven var at man ikke kom til å gjøre dette likevel. Nordlig grense følger 71°15'N fra 26°Ø mot øst til denne linja langs 71°15'N møter territorialgrensen som går 12 nm fra grunnlinjen nordøst av Slettnes, for så å følge territorialgrensen i sørøstlig retning til grensen mot Russland, som avtegnet på kartet i figur 10 (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).



Figur 10:

Kart over foreslått avgrensning av kommersielt område (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007)

6.1. Tiltak innenfor kommersielt område

På grunn av kongekrabbens spesielle status som både en økonomisk ressurs og en mulig økologisk trussel, legges det opp til en forvaltning basert på forvaltningsprinsipper som skiller seg litt fra de prinsippene man ellers legger til grunn for forvaltning av andre kommersielle arter. Det åpnes for å iversette tiltak for å begrense bestandsstørrelsen i kommersielt område, selv om dette kan redusere det potensielle langtidsutbyttet fra kommersiell fangst (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Tidligere har det, som nevnt i kapittel 5, kun vært tillatt å fange hannkrabber over en viss størrelse. I Stortingsmeldinga foreslås det at både hann- og hunnkrabber skal beskattes. Dette er for det første begrunnet i at Havforskningsinstituttet har gjennomført undersøkelser som tyder på at store hunner med rogn potensielt har et vandringmønster som kan bidra til spredning av bestanden (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Registreringen av en økende andel kjønnsmodne hunner uten befruktet utrogn, spesielt i Varanger, borger for mangel på befrukningsdyktige hannkrabber i bestanden (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). I tillegg er det en forsiktig forventning om at et uttak av eldre hunnkrabber vil kunne øke langtidsutbyttet

av bestanden. Stortingsmeldinga foreslår ikke noe minstemål for hunner, men det er foretatt en estimering av antall hunner på over 137 mm ryggskjoldlengde i norsk økonomisk sone. Dersom fangst av hunner blir aktuelt, skal minstemål og beskatningsgrad fastsettes årlig, og det skal gis egne kvoter på hunnkrabber i tillegg til kvotene på hanner (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Når det gjelder beskatningsgrad er det problematisk å foreta langtidsfremskrivninger av utbyttet fra bestanden, blant annet på grunn av varierende bestandstetthet og kjønnsfordeling i utbredelsesområdet. På grunn av målet om å begrense videre spredning av krabben, slår regjeringa fast at de ønsker en høg beskatningsgrad, dog innenfor rammer som gir en lønnsom fangst. De ønsker videre at både minstemål og beskatningsgrad vurderes og fastsettes årlig, for å finne en balanse mellom de to hovedhensynene (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Skadet krabbe er et økende problem i fisket etter kongekrabbe. Krabbe som tas om bord i fartøy, men viser seg å ha skader, er hittil normalt satt ut igjen. Dette er fordi det er feilfri krabbe som gir best pris i alle salgslødd. Stortingsmeldinga legger opp til at en andel av kvoten skal gå til skadet krabbe, slik at det sørges for at ikke andelen skadet krabbe i bestanden akkumuleres videre og man får en bedre ressursutnyttelse (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Bifangst av kongekrabbe i fiskeriene etter andre arter har lenge vært et problem. Stortingsmeldinga legger opp til en legalisering av bifangst av kongekrabbe – det vil si en overgang fra et utkastpåbud, som medførte redusert lønnsomhet for fiskerne, til en mulighet for å omsette utilsiktet bifangst på lovlig vis. Dette vil også kunne bidra til å etablere et marked for kongekrabber av flere størrelser. Nærmere bestemmelser om fangstredskaper og tillatt andel av total bifangst må fastsettes nærmere om dette skulle bli aktuelt (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

Stortingsmeldinga foreslår en fri deltakelse for alle merkeregistrerte fartøy under 11 meters lengde fra Øst-Finnmark, inkludert Nordkapp og Porsanger kommuner, samt videreføring av deltakeradgang for alle fartøy ut over denne kategorien som i dag har adgang, både i vest- og Øst-Finnmark og i andre deler av landet. En slik utvidelse av antall fartøy med adgang til fiskeriet vil gi en økning fra 264 fartøy i 2006 til ca 500 fartøy (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Dagens gruppeinndeling i gruppe I og gruppe II, som har sin bakgrunn i ulike

kvalifiseringskrav (se kapittel 5), oppheves til fordel for en ny gruppeinndeling som kun skiller mellom fiskere på blad A og blad B, hvor fiskere på blad A skal gis en halv kvote i forhold til fiskere på blad B (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

I følge Sortingsmelding nr 40 (2006-2007) skal hele beskatningsstrategien og konsekvensene av denne evalueres etter fem år.

6.2. Tiltak utenfor kommersielt område

Ettersom det er et mål at kongekrabbebestanden skal holdes på et lavest mulig nivå utenfor det kommersielle området, er det foreslått fri fangst av begge kjønn og alle størrelser i dette området. Det er i tillegg foreslått en videreføring og utvidelse av utkastforbudet, som skal gjelde over alt utenfor kommersielt område. Dette alene vil ikke være tilstrekkelig for å begrense spredning, ettersom kongekrabbefangst i stor utstrekning bare kommer til å bli gjennomført så lenge det er økonomisk lønnsomt. Bestanden blir da nedfisket til et nivå hvor det ikke lengre lønner seg å fiske, deretter vil bestanden ta seg opp igjen med den følge at et fiskeri igjen kan starte. I oppbyggingsfasen kan spredning være veldig sannsynlig (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). En relativt stor og kontinuerlig fangstinnsats må til for at det skal bli et reelt desimeringsfiske, og dette vurderes oppnådd ved å supplere fri fangst med andre virkemidler som for eksempel tilskuddsordninger for krabber fanget utenfor kommersielt område (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). En slik "skuddpremie" foreslås gjennomført ved opprettelsen av et fond finansiert av næringa selv, med eventuell medfinansiering fra det offentlige i en startfase. Det er likevel ikke trukket noen konklusjoner om hvorvidt et slikt regime skal innføres, bare at det skal utredes i løpet av 2008 (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

I kongekrabbens opprinnelsesområder har strenge reguleringer i forhold til størrelse og kjønn medført at det ikke er etablert noe marked for småkrabber eller hunnkrabber på verdensbasis. For å legge til rette for en kommersiell utnyttelse av større deler av bestanden enn de største hannkrabbene, foreslås det å legge til rette for statlig støtte til produktutvikling.

Oppdrett og oppfôring av kongekrabbe foregår i dag i begrenset omfang, men det foregår et kontinuerlig utviklingsarbeid ettersom dette kan være kommersielt interessant. For å begrense spredning av krabber på grunn av domestisering av dem slår Stortingsmeldinga fast at denne

aktiviteten ikke skal tillates utenfor kommersielt område (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

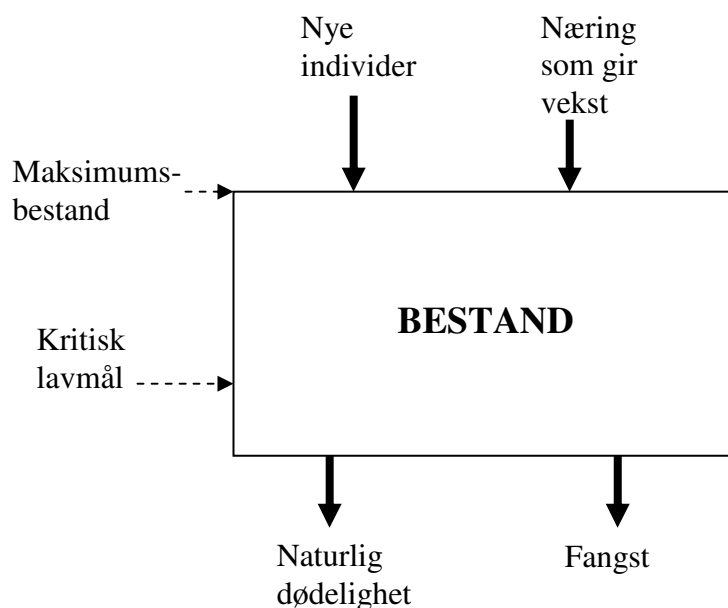
Effektene av strategiene for å begrense spredning må evalueres årlig i forhold til spredningsstatus, og i likhet med tiltakene innen kommersielt område foreslås det er grundig gjennomgang av tiltak etter fem år, for å danne grunnlag for videre forvaltning (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007).

7. Internasjonale konvensjoner i forhold til kongekrabben

Det levnes ingen tvil om at kongekrabben er en introdusert art i våre farvann, og dermed omfattes arten av en del internasjonale konvensjoner. Noen konvensjoner omhandler tiltak mot *innføring* av nye arter (FNs havrettskonvensjon 1982; Konvensjonen om biologisk mangfold 1992), men i tilfellet for kongekrabben i norske farvann er ikke dette relevant da utsettelsen allerede er skjedd, uten at Norge som part ble informert eller tatt med på råd. I de samme konvensjonene plikter dessuten myndighetene å forhindre skader på miljøet på grunn av introduserte arter. Ansvaret er litt ulikt formulert i de to konvensjonene, ved at FNs havrettskonvensjon gir statene en plikt til å hindre, begrense eller kontrollere *forurensning* av det marine miljø av fremmede eller nye arter som kan føre til betydelige og skadelige forandringer i det (FNs havrettskonvensjon 1982), mens Konvensjonen om biologisk mangfold pålegger statene *så langt det er mulig og hensiktsmessig* å hindre, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemet, habitat eller arter (Konvensjonen om biologisk mangfold 1992). Begrepene *forurensning* og *så langt det er mulig og hensiktsmessig* blir dermed viktige i denne sammenheng. I tillegg er det ytterligere en FN-konvensjon som fastholder at føre-var-prinsippet skal være rådende for bevaring, forvaltning og beskatning av fiskebestander, for å verne de levende ressurser i havet og bevare det marine miljø, samt at manglende eller utilstrekkelige vitenskaplige opplysninger ikke kan benyttes som en begrunnelse for ikke å iverksette bevarings- og forvaltningstiltak (FN-konvensjonen om fiske på det åpne hav 1995).

8. Gangen fra bestandsestimater til kvoteråd

Innfallsvinkelen til utarbeidelsen av bestandsestimater, og i neste omgang kvoteråd, baseres i all hovedsak på det samme utgangspunkt uavhengig av hvilken art det er snakk om – tidsserier av data fra både fiskerier og forskningstokt gjennom flere år (Nedreaas 2007). Det er fem hovedfaktorer som blir viktige i forhold til vurderingen av bestandene. *Dødelighet som følge av fiskeri* betegner hvor stor del av bestanden som tas ut på grunn av fiske hvert år. *Høstingsmønsteret* betegner hvilke størrelses- og/eller aldersgrupper som tas ut gjennom fiskeri. *Gytebestandens størrelse* gir et mål på reproduksjonsevnen i bestanden. *Rekruttering* definerer hvor stor tilvekst bestanden produserer årlig. Alt avhengig av hvilken art det dreier seg om, deles ofte dette ytterligere opp i forhold til om det gjelder rekruttering til bestanden som helhet, gytebestanden eller den fiskbare bestanden. *Fangst og landing* er mål på hvor mye av arten som tas av fiskefartøy og landes (Nedreaas 2007). Figur 11 viser en forenklet fremstilling av hvilke faktorer som påvirker bestandens størrelse. I tillegg til dette foretas feltundersøkelser for å kartlegge alderssammensetning og endringer i denne fra år til år (Nedreaas 2007).



Figur 11:

Faktorer som påvirker størrelsen på den enkelte bestanden. Individvekst og rekruttering gjennom nye individer gir økning i bestandens biomasse, mens naturlig dødelighet og fangstuttak fører til en reduksjon i bestandens biomasse. Etter Michalsen et al. (2004)

Bestandskartlegging utføres ved at et antall trålhal foretas over undersøkelsesområder, og at sammensetningen og mengden biologisk materiale i disse trålhalene forventes å samsvare

med det som faktisk eksisterer i området. Tetthet av den art man undersøker blir dermed beregnet ut fra arealet som er trålet, og totalbestand og endring fra foregående år innen området kan så beregnes (Michalsen et al. 2004; Nedreaas 2007). Måling av eggproduksjon, merking-og-gjenfangst og videoovervåkning kan komplementere resultater som fremkommer gjennom de andre metodene (Nedreaas 2007).

Ulike mål for forvaltningen vil gi ulike forvaltningsstrategier. Ulike forvaltningsstrategier kan igjen deles opp i varige strategier og tidsbegrensede sådanne (Nedreaas 2007). Å beskatte en bestand med en gitt høstingsgrad er en varig strategi, mens å stenge et område på grunn av feil størrelsessammensetning eller innblanding av for mange andre arter er en tidsbegrenset strategi. Likevel er det begrepet bærekraftighet som skal være grunnpilaren i et hvert forvaltningssystem som har som siktemål å skape langsiktig utbytte, og de biologiske, økonomiske og eventuelle andre faktorer må ihensyntas og balanseres. Føre-var-prinsippet ble nedfelt i en rekke internasjonale konvensjoner etter Rio-konferansen i 1992 (Michalsen et al. 2004). ICES (det internasjonale råd for havforskning) har definert tallfestede føre-var-referansepunkter i forhold til gytebestandsstørrelse (B_{pa}) og beskatningsgrad eller fiskedødelighet (F_{pa}) for de fleste bestander det høstes kommersielt av (Michalsen et al. 2004). Dette er grenser som er satt ut fra at bestanden med stor sannsynlighet skal holde seg på et nivå der rekrutteringen ikke svikter, og kan dermed medføre en større fiskedødelighet enn hva som ville vært riktig for å maksimere langtidsutbyttet. Dermed kan forvaltningen legge opp til et fiskeri som medfører lavere fiskedødelighet enn F_{pa} . Etter 1998 nyanserte ICES disse målene ved å gå over til begrepet "høstet ut over sikre biologiske grenser" som en definisjon på de bestander som har en for høy fiskedødelighet, men fremdeles har en tilstrekkelig gytebestand (Michalsen et al. 2004).

Det er flere metoder som kan anvendes for å beregne størrelsen på bestanden. VPA; *Virtuell Populasjonsanalyse*, benyttes for å størrelsesberegne de ulike årsklassene bakover i tid, og er et nyttig redskap som utgangspunkt for fullstendig bestandsestimering. Metoden baserer seg på fangstdata gjennom flere år, et estimat av naturlig dødelighet og et estimat av hvor mye biomasse vi mener fortsatt befinner seg i populasjonen av den gitte årsklassen. Disse data benyttes så for å regne seg tilbake i tid og beregne størrelsen på årsklassen år for år (Michalsen et al. 2004).

ICA; *Integrated Catch Analysis*, benyttes for de fleste pelagiske fiskebestander i våre havområder. Den baserer seg på at man konstruerer en kunstig bestand med ukjent rekruttering og dødelighet. Ut fra dette kan modellerte fangster og toktindekser beregnes med ulike uttrykk for dødelighet og rekruttering, og ved å sammenlikne de faktisk observerte verdier for fangst og toktresultater, kan man beregne de ukjente parametrene (Michalsen et al. 2004).

Det finnes mange flere modeller, og de blir stadig modifisert og raffinert. Det er ulike modeller som passer for ulike arter ut fra deres livsstrategi. Det er også utviklet flerbestandsmodeller, som for eksempel MULTSPEC; *Multispecies Model for fish and Marine Mammals in the Barents Sea*, som er en simulasjonsmodell for lodde, sild, torsk, grønlandsel og vågehval (Bogstad et al. 1997). Likevel er det slik at alle modeller som brukes medfører en viss usikkerhet – de er tross alt forenklinger av en kompleks virkelighet (Michalsen et al. 2004). Å legge føre-var-prinsippet til grunn betyr også å ta høyde for denne usikkerheten når bestandsestimater utformes, slik at det er klokere å holde bestanden på et for høgt nivå og unngå en kollaps dersom bestandsestimatene skulle bli høge over noen år, enn å legge seg helt opp til et maksimalmål for uttak gjennom fiskeri eller fangst over flere år (Michalsen et al. 2004).

LPA; *Length-Based Population Analysis*, er en modell som kan benyttes på krepsdyr. Denne modellen inkorporerer stokastisk vekst og gradvis rekruttering med økende lengde. Vekst, sannsynlighet for skallskifte, tetthet og rekruttering utledes med en ikke-lineær minstekvadrat-metode (Yamaguchi et al. 2002). Slike lengdebaserte modeller er ofte tilpasset den enkelte art som undersøkes. For kongekrabbe har Zheng og Kruse (1998) utviklet en metode for å klare og inkorporere flere typer data i en lengdebasert bestandsestimeringsmodell. Deres modell kunne sammenfatte data fra trål- og teineundersøkelser fra ulike tider på året, fangstrapporteringer fra kommersielt fiskeri og merke-gjenfangstdata, som sammen gir en konsistent og jevn bestandsstørrelse.

For å kartlegge kongekrabbens utbredelse og bestandsstørrelse i norske farvann, har Norges Fiskerihøgskole og Havforskningsinstituttet siden 1993 gjennomført årlige kongekrabbetokt med teiner og trål (Stiansen 2007). Sammen med data fra trålsurveys/"swept area"-metode og bifangstdata dannes grunnlaget for de årlige bestandsestimatene. Fra 1994 til 1998 ble det benyttet koniske teiner i forskningsfangsten, og fra 1998 ble disse byttet ut med

sammenleggbare firkantteiner (Stiansen 2007). De sammenleggbare firkantteinene viste seg å være mer effektive enn de koniske teinene, og bestandsestimatene for de to ulike teineperiodene er dermed ikke direkte sammenliknbare. Koniske teiner fortsatte å fange krabber i opp til åtte dager etter utsetting, mens firkantteiner var mettet og fanget ikke flere krabber etter to dagers ståtid. I firkantteinene indikerte en varierende andel hunner etter at fangstmengden hadde stabilisert seg at krabber vandret ut og inn av teinene den første uken den sto. De koniske teinene hadde en fast andel hunner uansett ståtid, noe som tyder på at krabbene ikke klarte å rømme ut av dem (Stiansen 2007). Dette viser noe av problematikken rundt bestandsestimering av kongekrabbe – ulike metoder og redskaper kan gi ulike bestandsestimater.

Bestandskartlegging av kongekrabbe og andre krepsdyr skiller seg fra bestandskartlegging av fiskebestander spesielt på ett punkt – alder er et viktig parameter for å kartlegge fiskebestander, mens for krepsdyr er det ikke mulig å kartlegge alder på samme måte (Nilssen 2003a). Derfor benyttes ofte ulike lengdemål heller som uttrykk i stedet for alder, og for å finne sannsynlig alder ved de gitte lengder, kan estimert alder beregnes ut fra indekser utviklet gjennom laboratorieforsøk eller feltundersøkelser.

Beslutningsprosessen rundt kvotefastsettelsen for fisk eller andre dyr vi høster fra havet er ulik ut fra hvor vidt vi forvalter bestanden alene eller sammen med andre land. Som beskrevet i kapittel 5 har Norge ensidig kunnet fastsette kvoter på kongekrabbe siden 2006. Da forvaltningsmålet om 20 % beskatning av fangstbare hanner ble fraveket i 2006 og det ikke ble gitt noen nye politiske forvaltningsmål i påvente av Stortingemeldinga om kongekrabbe, kunne ikke Havforskningsinstituttet utarbeide kvoteanbefalinger for årene 2007 og 2008 (Sundet 2008). Derimot ble det utarbeidet bestandsestimater som ble sendt til Fiskeri- og kystdepartementet, som dannet det faglige grunnlaget for kvotefastsettelsene i 2007 og 2008 (Sundet og Hjelset 2006; 2007). Etersom det ikke var klare forvaltningsmål for bestanden, ble kvotene satt rent politisk (Sundet 2008).

9. Invasjonsteori

Biologiske invasjon har over de siste to århundrer endret seg fra å være en ubetydelig effekt av menneskelig aktivitet, til å bli en alvorlig trussel mot det biologiske mangfoldet (Falk-Petersen et al. 2006). Derfor har de da også ført til en økende interesse fra både forskere og miljøforvaltning (Occhipinti-Ambrogi og Sheppard 2007). Fokus har internasjonalt sett tradisjonelt vært på terrestriske- og til dels på ferskvannsararter, til tross for at det er et stort antall arter som forflyttes mellom verdens hav (Grosholz 2002; Occhipinti-Ambrogi og Sheppard 2007). I Norge har det de siste årene vært fokus på marine invasjonararter både i media og fra politisk hold. Dette er kanskje både på grunn av kongekrabben spesielt, og mer generelt på grunn av vår nærhet, tilknytning og avhengighet til havet. I tillegg fører økende transport og klimaendringer til det samme økte fokuset på risikoene ved introduksjon av fremmede arter (Stortingsmelding nr. 21 2004-2005).

Verdens naturvernorganisasjon definerer fremmede arter slik (Norsk Svarteliste 2007), (sitat):

”Fremmede arter er arter, underarter eller lavere takson som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde (tidligere eller nåværende) og spredningspotensiale (utenfor det området den kan spres til uten hjelp av mennesket, aktivt eller passivt) og inkluderer alle livsstadier eller deler av individer som har potensiale til å overleve og formere seg”.

Verdens naturvernorganisasjons definisjon av fremmede arter definerer ikke inn de arter som klarer å etablere seg selv i økosystemene i Norge, og vi har et jevnt tilsig av arter som gjør dette (Norsk Svarteliste 2007). Dette defineres som arter som har et eget potensial for spredning til Norge, og dermed en naturlig del av at økosystemene ikke er statiske systemer, men dynamiske systemer med naturlige svingninger. Norske myndigheter legger også Verdens naturvernforbunds definisjon til grunn i forhold til fremmede arter (Miljøverndepartementet 2007).

Det har lenge foregått spredning av fremmede arter i Norge, både gjennom bevisste utsetninger og mer utilsiktede introduksjoner (Norsk Svarteliste 2007). De økologiske effektene av introduserte arter har vist seg å være vanskelig å predikere på forhand, og er introduksjonen tilsiktet, kan effektene bli negative eller annerledes enn det var tiltenkt ved innføring. De fleste introduksjoner er dessuten vanskelig å reversere når de først har funnet sted (Norsk Svarteliste 2007).

Under denne noe vide definisjonen av fremmede arter kan man lage underdefinisjoner som betegner på hvilken måte artene er introdusert til nytt område. Artsdatabanken har i sin Svarteliste (2007) delt dem inn i sju underkategorier, (sitat):

- ” a. Arter bevisst satt ut i naturen
- b. Arter rømt fra fangenskap og oppdrett, eller forvillet fra dyrkning og næringsrettet virksomhet
- c. Arter kommet som blindpassasjerer under transport/forflytting av dyr, planter, varer og mennesker
- d. Arter spredt fra ville bestander i naboland der opprinnelse skyldes a), b) eller c)
- e. Arter spredt med menneskelig medvirkning, der kunnskap om spredningsmåte er mangelfull
- f. Norske arter (stedegne) spredt til nye områder i Norge som en følge av menneskelig aktivitet
- g. Foredlete, stedegne arter spredt i Norge”

Terminologien i forhold til fremmede arter er komplisert og ofte tvetydig, og systematiseringer og forslag til begrepsavklaringer har vært gjort flere ganger (blant annet Williamson 1996; Falk-Petersen et al. 2006). Noen sentrale konkretiseringer kan likevel være nødvendige. En *invasjonsart* er en art som kommer fra et annet område, og begrepet er dermed definert ut fra geografi (Williamson 1996). Både etablerte og introduserte arter vil kunne falle inn under denne kategorien. Mye av det grunnleggende arbeidet i forhold til fremmede arter er gjort i forhold til planter. De fleste begreper er universelle og kan benyttes på alle organismer, men noen begreper er mer eller mindre knyttet opp til fremmede *plantearter*. I forhold til begrepet ugress eller pest (”weeds” og ”pests” i engelsk terminologi) kan dette kort og greit defineres som organismer som noen vil fjerne (Williamson 1996). Definisjonen er, til tross for dens umiddelbare enkelhet, ikke klar og enkel å forholde seg til. Årsaken er at det i noen tilfeller kan være ulike oppfatninger av hvor vidt en art er uønsket eller ikke, og at dette også kan endre seg over tid. Et slikt begrep opplever jeg som normativt og verdiladd, og ofte knyttes det opp til direkte eller indirekte negativ effekt på menneskelig aktivitet. Jeg vil derfor ikke bruke begrepet i forhold til kongekrabben i denne oppgaven. Ugress eller pest kan dessuten være både invasionsarter og native arter (Williamson 1996). Falk-Petersen et al. (2006) identifiserte 20 ulike definisjoner av ikke-native organismer i forskjellige vitenskaplige artikler som omhandlet tematikken. Native arter er arter som har en distribusjon som er uavhengig av mennesker; ergo er ikke-native arter organismer med en distribusjon som avhenger av mennesker (Falk-Petersen et al. 2006).

Introduserte arter er arter som enten er flyttet med overlegg eller uhell til et nytt område, mens begrepet ”introduksjon” definerer handlingen. I tillegg kan man definere introduksjoner ut graden av etablering, da de fleste introduksjoner ikke fører til en etablering av en selv-reproduserende populasjon (Williamson 1996).

De fleste arter som introduseres til et nytt miljø, vil ikke klare å tilpasse seg de nye miljø- og habitatforholdene, og vil dermed ikke etablere seg. Dette skyldes ikke minst at de arter som allerede eksisterer i området er veletablerte og makter å utkonkurrere dem (Norsk Svarteliste 2007). Det regnes som en tommelfingerregel at omtrent 10% av fremmede arter som introduseres klarer å etablere seg, og at 10% av disse igjen vil bli problematiske, såkalt ”invasive” i engelsk terminologi (Williamson 1996; Norsk Svarteliste 2007). Dette er likevel ikke noe annet enn en tommelfingerregel, og det finnes flere tilnæringsmåter til hva som styrer suksessen i forhold til etablering (Lockwood et al. 2005; Norsk Svarteliste 2007). Mye invasjonforskning gjøres på planter og fugler, men uansett hvilken art man studerer, kan man finne noen fellestrekk i forhold til forutsetninger ved artens biologi og økosamfunnets, samt økosystemets, kvaliteter som gjør at noen introduksjoner blir suksessfulle og medfører etablering i et nytt område. Lockwood et al. (2005) fokuserte på introduksjonsinnsatsen; ”introduction effort”, eller ”propagule pressure”. Hans teori var at hvorvidt en art ville etablere seg i et nytt område avhang av antall individer som ble satt ut og hvordan spredningen av individene innen utsettelsesområdet var. Jo flere individer eller jo flere utsettelsessteder, desto større introduksjonsinnsats – som igjen skal gi større sjanse for suksess (Williamson 1996; Lockwood et al. 2005). På den andre siden kan man sette et mer generelt fokus på økosystemets- eller økosamfunnets kvaliteter eller på den aktuelle artens karakteristikk.

I utgangspunktet kan alle typer økosamfunn teoretisk sett bli invadert av en fremmed art (Williamson 1996), og det er dermed introduksjonsinnsatsen og variasjonen i passende arter som avgjør suksessen i så måte. Intuitivt kan man tro at det er de økosamfunn med lav diversitet som er mest utsatt for en introduksjon, og at det i artsrike økosamfunn er vanskeligere å få introduserte arter til å etablere seg, men det ser ut til å være motsatt (Williamson 1996). Dette kan ha sammenheng med det mye høyere antall arter som potensielt kan etablere seg i de artsrike økosamfunnene, enn i de med lav diversitet. Økosamfunn som er utsatt for en eller annen form for forstyrrelse ser også ut til å være mer mottakelige for fremmede arter (Williamson 1996). I tillegg er det enklere for en art å etablere seg dersom det er en ”ledig plass” i økosystemet, det vil si at det ikke er mange arter med liknende livsstrategi der fra før (Nilssen 2006).

Når det gjelder kvaliteter ved den aktuelle arten som introduseres, er det en rekke faktorer og karaktertrekk som er aktuelle for å definere hva som gjør en art suksessfull i forhold til invasjon og etablering i nye områder. Organismer som i mindre grad er spesifikke i sine krav til biologiske og/eller fysiske omgivelser og habitater, har vist seg å inneha større potensial for spredning til nye områder (Williamson 1996). Dette taler for at blant annet generalister vil ha større sannsynlighet for å være suksessfulle i forhold til introduksjoner. Det viser seg også at introduserte organismers egen biologi er langt viktigere enn kvalitetene ved det invaderte økosystemet med hensyn til suksessfull etablering, selv om utnyttbare ressurser selvfølgelig må være tilgjengelige. Studier på planter viser også at dersom en art tidligere har vist seg å ha suksess i forhold til introduksjon i nye områder, vil sannsynligheten for at den vil klare å etablere seg være økt (Williamson 1996).

Generelt kan det se ut til at marine, introduserte organismer sprer seg med en høyere rate i forhold til geografisk utbredelse enn terrestriske organismer med sammenliknbare rater, og marine arter har også en større variasjon i spredningsrate med flere tilfeller av eksplosiv og utstrakt ekspansjon over en kort periode (Grosholz 1996; 2002).

9.1. Økosystem og økosamfunn

Forståelsen av en art eller en bestand av en art må settes i sammenheng med det totale økosamfunnet og økosystemet den er en del av. Et økosystem kan defineres som ”(...) et dynamisk kompleks av planter, dyr og mikroorganismer som i samspill med det ikkelevende miljø utgjør en funksjonell enhet” (Huse 2007).

Dette må ikke forstås som at økosystemer er avgrensede og lukkede systemer. I havet vil strømmer føre til at organismer fra forskjellige områder og økosystemer føres inn i andre havområder og økosystemer, men hovedsakelig kan man si at avgrensning av et økosystem gjøres i forhold til det fysiske miljøet; havdyp, bunntype og vannets egenskaper i forhold til temperatur, saltholdighet og strøm (Huse 2007).

Begrepet ”økosamfunn” er vanskelig å definere, og ulike økologer har hatt litt ulike tilnærminger til dette begrepet. En tilnærming er å gjøre en romlig avgrensning – at et økosamfunn er alle organismer innen et gitt område (Roughgarden og Diamond 1986). Denne definisjonen kan videre deles inn i tilknytning til habitat; ved at alle arter i et enkelt habitat defineres som et økosamfunn, i forhold til trofisk nivå; for eksempel parasittsamfunn eller

plantesamfunn, taksonomisk; ved at man definerer ut fra et høgere takson som fisk eller fugl, eller i forhold til livsform; sjøtang og regnskogtre (Roughgarden og Diamond 1986). Et nøkkelord i forhold til begrepet er *interaksjoner* – uansett inndeling er det tilstedeværelse av interaksjoner mellom individer, bestander eller arter som gjør at vi kan definere noe som et økosamfunn. Et økosamfunn blir dermed en gruppe populasjoner i samme område, som har interaksjoner med hverandre (Crowder 1990).

Innenfor økologien og dens tilhørende begrepsapparat har det skjedd store utviklinger. Fra Charles Darwin i 1859 la grunnlaget for forståelsen av konkurranse som hovedelement i kampen for tilværelsen og den naturlige seleksjon, har flere andre økologer ut over 1900-tallet fulgt opp med teoretiske tilnærminger til begrepsapparatet innen økologien (Amundsen 2001). Deriblant startet Grinnell en serie artikler i 1914, hvor han utviklet sitt nisjekonsept som tok utgangspunkt i at alle arter har sin egen nisje, men at det likevel kan eksistere noen nisjer som ikke er okkuperte (Schoener 1989). Han utviklet etter hvert et nisjebegrep som både inkluderte diett- og habitatdimensjonen, heri også den tette koblingen mellom habitatvalg og diettpreferanse, og utviklet deretter en forståelse av at nisjene som ”områder” i økosamfunnet var klart atskilt fra sine okkupanter (Schoener 1989). Da bæreevnebegrepet ble introdusert i forhold til den logistiske likningen for vekst i 1920 av Pearl og Reed fikk økologien et teoretisk løft, og da Lotka og Volterra etter dette utviklet en modell som tok høyde for konkurranse mellom arter, var grunnlaget for den moderne nisjeteori lagt (Amundsen 2001). Den russiske biologen Gause beviste at teoriene om eksklusjon på grunn av konkurranse stemte i praksis også, gjennom sine forsøk på encellede tøffedyr (Amundsen 2001). Hutchinson lanserte sin nisjeteori i 1957 (Hutchinson 1957), og dette ga en utvidelse av nisjebegrepet. Hutchinsons nisje var definert som et multidimensjonalt hypervolum, definert som alle interaksjonene til en organisme samt dens abiotiske og biotiske miljø (Hutchinson 1957). Dette dannet grunnlaget for den moderne forståelsen av nisjebegrepet; den omfatter så godt som hele den økologiske funksjonen en organisme har innen sitt økosamfunn (Putman og Wratten 1984). Fra en endimensjonal forståelse av nisjebegrepet utvidet altså Hutchinson nisjen til et ubegrenset antall dimensjoner, med utgangspunkt i organismen selv. Ut fra denne nisjedefinisjonen er det dermed enkelt å videre trekke den slutning at ulike arter kan ha nisjeoverlapp langs noen dimensjoner, og at det er graden av nisjeoverlapp som bestemmer graden av konkurranse mellom dem.

10. Kongekrabbetokt våren og høsten 2006

10.1. Introduksjon

For å kunne dokumentere hvilke typer data og informasjon som danner grunnlag for kvoterådene ble det gjennomført et tokt i Varanger og Porsanger i juni 2006. I tillegg har jeg tatt for meg resultatene fra krabbetoktet som foregikk i august-september 2006. Jeg har spesielt ønsket å se på om det er forskjeller i størrelsesfordelinga ved vårtoktet versus høsttoktet, og om det her er kjønnsmessige forskjeller. Det er også fanget kongekrabber med både teiner og bunnrål på toktene, og det er interessant å se på hvilket redskap som gir representative prøver. Derfor har jeg sammenliknet de to redskapstypene, for å se etter eventuelle redskapseffekter. Geografiske forskjeller i størrelses- og kjønns sammensetning ble også kartlagt, selv om jeg opererte innen et relativt lite område. I tillegg har jeg ønsket å se på hunner spesielt, ut fra at det ligger et forslag i Stortingsmelding nr 40 om å starte opp fangst av hunner. I så henseende er det viktig å vite hvilke eventuelle minstemål som vil være formålstjenlig å benytte på hunner.

I forvaltningssammenheng er det viktig å fremskaffe mål på alder eller størrelse ved kjønnsmodning. Hos krabber er det ikke mulig å avlese alder (se kapittel 3.6.), men indirekte kan vi få et mål for kjønnsmodning, ved å se på ryggskjoldvidde, kløhøyde og klølengde relativ til ryggskjoldlengde. Dette er en metode som kan anvendes på både hannkrabber og hunnkrabber. Den gir et mål for den morfologiske kjønnsmodninga, dette i motsetning til metoden hvor man konstaterer hvorvidt en hunn har rogn eller ikke, som er et mål på den uttrykte kjønnsmodning. Problemet med den morfologiske metoden er at den ikke kan sammenliknes direkte med det direkte målet for kjønnsmodning, i form av andelen eggberende hunner. Man forventer at den estimerte morfologiske ryggskjoldlengde ved kjønnsmodning blir lavere enn ved kartlegging av uttrykt kjønnsmodning ved å undersøke tilstedeværelse av egg (Hjelset et al. in prep.).

10.2. Material og metode – tokt juni 2006

Innsamlingen av data om kongekrabbene foregikk med Universitetet i Tromsøs forskningsskip "Johan Ruud" i tidsrommet 6. – 16. juni 2006, hvorav jeg deltok selv fra 6.-11. juni. Jeg har også benyttet dataene fra de siste tråltrekk og teinesett som ble utført i Varangerfjorden dagen etter at jeg hadde gått i land. Høsttoktet foregikk 21. august – 8. september 2006, men hvor Varangerfjorden ble undersøkt i tidsrommet 22. – 25. august. Jeg

deltok ikke selv under dette toktet, men har benyttet dataene fra Varangerfjorden. Det ble foretatt både teinesetting og tråltrekk i Kobbholmfjorden, Sølfarbukt og Kjelmøysund (se figur 12 for kart over området).



Figur 12:
Kart over toktområdet. 1: Kjelmøysund og Sølfarbukt stasjoner, 2: Kobbholmfjord stasjon.

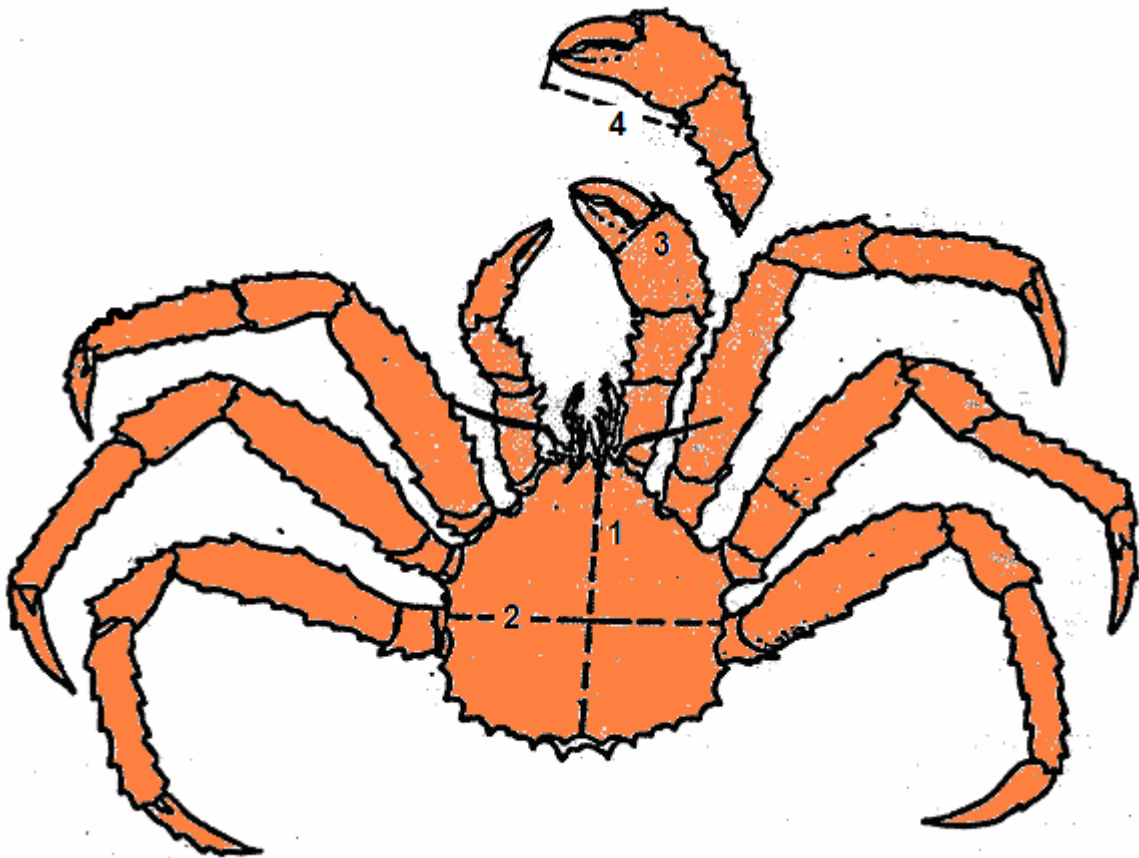
Vi fanget kongekrabber ved hjelp av to redskaper; et passivt og et aktivt; standard sammenleggbare firkanteiner (se foto 1) og en stor Agassiz-trål. Teinene ble egnet med sild og hadde en ståtid på omtrent ett døgn. Agassiz-trålen var 5 meter bred og 1 meter høg med en finmasket trålpose, og fungerer både som en trål og en bunnslede da den skrapet så nært bunnen at man kan forvente at krabber av alle størrelser blir tilbakeholdt (Rafter 1996). Hvert tråltrekk var på 30 minutter med 1,5 – 2 knops hastighet.



Foto 1:

Haling av sammenleggbare firkantteiner. Foto: Ellen Øseth

Kongekrabbene ble tatt om bord i fartøyet og oppbevart i store kar med forsyning av sjøvann inntil de var målt og veid. Samtlige krabber ble deretter satt ut igjen uskadd. I tillegg til bestemmelse av kjønn og vekt, ble tilstedeværelse av og eventuell mengde rogn hos hunnene registrert, ryggskjoldalder bestemt, samt at klolengde, klohøyde og ryggskjoldlengde og ryggskjoldvidde ble målt. Avmerking av de ulike målepunktene vises i figur 13. Manglende ekstremiteter, andre skader eller avvik ble notert for hver enkelt krabbe.



Figur 13: Kongekrabbe med avmerking av følgende målepunkter: 1: ryggskjoldlengde, 2: ryggskjoldvidde, 3: klohøyde, 4: klølengde (etter Rafter 1996).

10.3. Analysemetoder

Rådata ble lagt inn i EXCEL under toktet, og EXCEL ble også brukt til en grovbearbeiding av dataene. Alle statistiske beregninger og grafisk fremstillinger ble utført ved hjelp av programmet SYSTAT versjon 10.2.

10.3.1. Størrelses- og kjønnsfordeling

Kongekrabben foretar sesongmessige vandringer (se kapittel 3.3.) som kan være ulike for hann- og hunnkrabber. Derfor ble lengdefrekvensfordelingene av hanner og hunner for høst og vår sammenliknet i et 5 mm lengdehistogram.

10.3.2. Knekkpunktanalyse for å bestemme morfologisk kjønnsmodning

For å fastslå hvorvidt krabber er kjønnsmodne kan man forta undersøkelser av vas deferens (sædleder) hos hanner for å sjekke etter spermatoforer (Paul 1992), og man kan sjekke ovariene hos hunnene for å undersøke om det finnes utviklede egg der (Wallace et al. 1949).

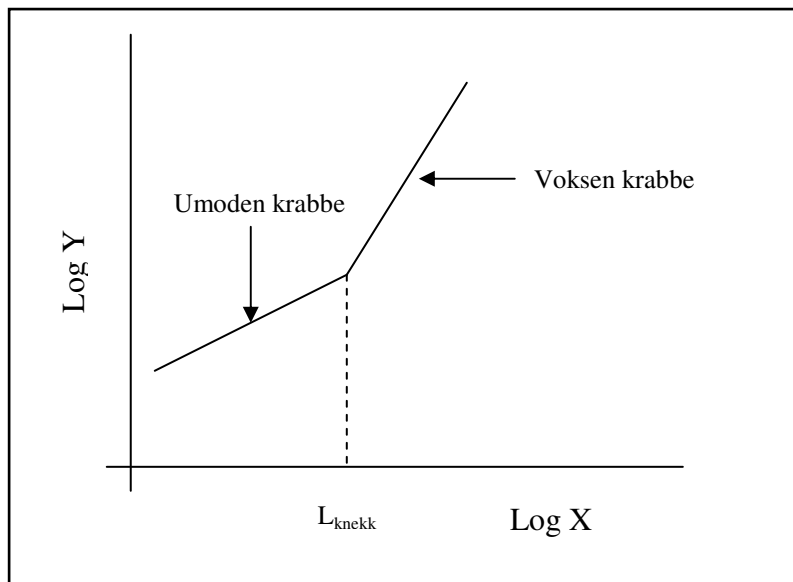
Dette er en tidskrevende metode som kan være vanskelig å gjennomføre i felt. En annen metode for bestemmelse av kjønnsmodning – en metode som baserer seg på morfometriske mål – ble presentert av Somerton (1980). Dette er mulig ettersom kongekrabbe har ulike vekstfaser i ulike livsstadier, og at størrelsen på en kroppsdimensjon i forhold til en annen vil endre seg gjennom de ulike faser. Dette gjelder også overgangen fra umoden til kjønnsmoden krabbe, og generelt kan dette uttrykkes med den allometriske vekstlikning:

$$Y = aX^b \quad \text{Likning 1}$$

hvor Y betegner det relative målet, ofte et lengdemål på en ekstremitet. X er et referansemål, og er ofte et ryggskjoldsmål, og a og b er ukjente koeffisienter (etter Somerton 1980). Når dette så plottes på en dobbelt logaritmisk skala, vil den allometriske vekstlikning bli en rett linje (Somerton 1980):

$$\log Y = \log a + b \log X \quad \text{Likning 2}$$

Hvis $b = 1,0$ er veksten isometrisk, det vil si at det relative forholdet mellom størrelsen på referansemålet og ryggskjoldlengden er konstant (Watters og Hobday 1998).



Figur 14: Grafisk fremstilling av den allometriske vekstlikning hvor morfologisk kjønnsmodning skjer ved en spesifikk ryggskjoldlengde L_{knekk} (knekkpunktet på grafen) (etter Somerton 1980).

Det vil da være et knekkpunkt som ligger i skjæringspunktet mellom de to rette linjene som beskriver henholdsvis umodne og modne krabber. Dersom en forutsetter at krabbene har lik relativ vekstrate så lenge de er umodne, og en annen men lik relativ vekstrate i perioden som voksne, får man et slikt forløp som vist i figur 14.

Dette vil gi en negativ b_2 for hunner, men en positiv b_2 for hanner. Knekkpunktet vist i figur 14 er et mål for morfologisk kjønnsmodning hos kongekrabber. De morfologiske data er tilpasset følgende likning:

$$Y = a + b_1 \cdot L + b_2 (L - L_{\text{knekk}})(L > L_{\text{knekk}}) \quad \text{Likning 3}$$

der Y definerer ryggskjoldsbredde, klolengde og klo høyde, a er en regresjonskonstant, b_1 er stigningskoeffisienten, L er ryggskjoldlengde, b_2 er forandringen i stigningskoeffisienten og L_{knekk} er ryggskjoldlengden ved morfologisk kjønnsmodning. Likningen vil, jamfør Watters og Hobday (1998), kun være gyldig dersom $b_2 \neq 0$.

I noen tilfeller vil det være fornuftig å bruke den logaritmiske formen av likningen (standardisering av varians, Somerton 1980), og da vil b_1 -verdien ligge rundt 1,0 dersom vi har isometrisk vekst. For voksne individer, det vil si individer med ryggskjoldlengde $> L_{\text{knekk}}$, vil vi da få et forhold der stigningen vil være $b_1 + b_2$.

$$\log Y = \log a + b_1 \cdot \log L + b_2 (\log L - \log L_{\text{knekk}})(\log L > \log L_{\text{knekk}}) \quad \text{Likning 4}$$

Ettersom hunner og hanner innehar en ulik, og i noen tilfeller direkte motsatt relativ allometrisk vekst, er det lurt å se på knekkpunktanalysen atskilt for begge kjønn. Hunnenes klo-vekstrate går ned etter kjønnsmodning, mens den øker hos hannene, godt illustrert i figur 16.

10.3.3. Beregning av prosentandel eggberende hunner

For å fastsette et ryggskjoldlengdemål for når hunnene i undersøkelsesområdet er eggberende, kan man beregne ryggskjoldlengden der 50% av hunnene er eggberende; L_{50} . Dette vil selvsagt være en noe annen tilnærming enn jeg hadde i 10.3.2, ettersom dette vil være et uttrykk for uttalt kjønnsmodning.

Ryggskjoldlengden (L) hvor 50% (L_{50}) av hunnene er eggbærende ble estimert ved i tilpasse dataene til en logistisk funksjon:

$$Y = 100 / [1 + \exp(- a \cdot L_{50} + a \cdot L)] \quad \text{Likning 5}$$

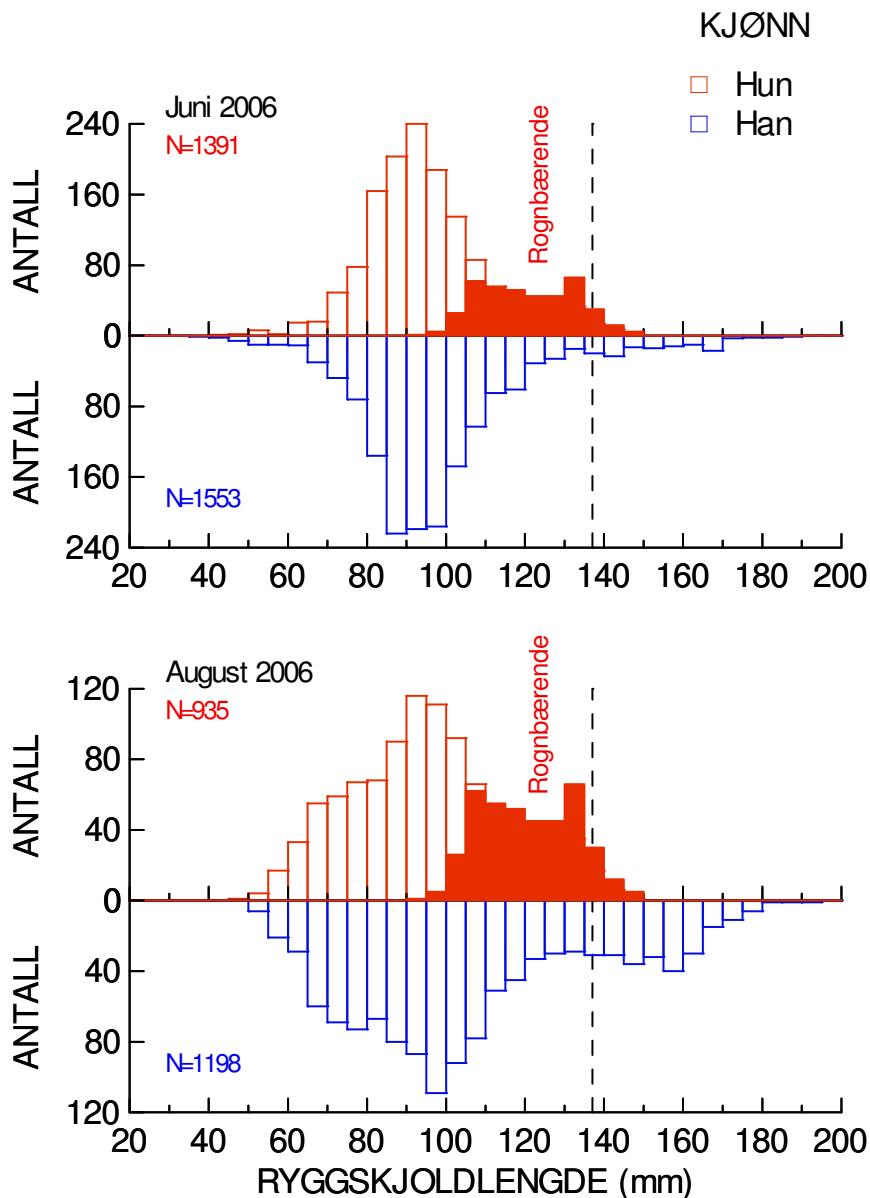
Hvor Y betegner prosent eggbærende hunner ved ryggskjoldlengden L, a er en konstant, og L_{50} er ryggskjoldlengden der 50 % av hunnene er kjønnsmodne.

10.4. Biologiske resultater

10.4.1 Størrelses- og kjønnsfordeling

Hovedtyngden av kongekrabbene finner vi mellom 80 – 100 mm ryggskjoldlengde både i juni og august 2006, og det er svært få krabber mindre enn 60 mm ryggskjoldlengde registrert (figur 15). Den største forskjellen mellom juni og august 2006 finnes i andelen krabber større enn 137 mm ryggskjoldlengde, hvor det er en større andel i august. Andelen eggbærende hunner ser også ut til å være større på høsten, og ingen av de registrerte hunnene er større enn 150 mm ryggskjoldlengde.

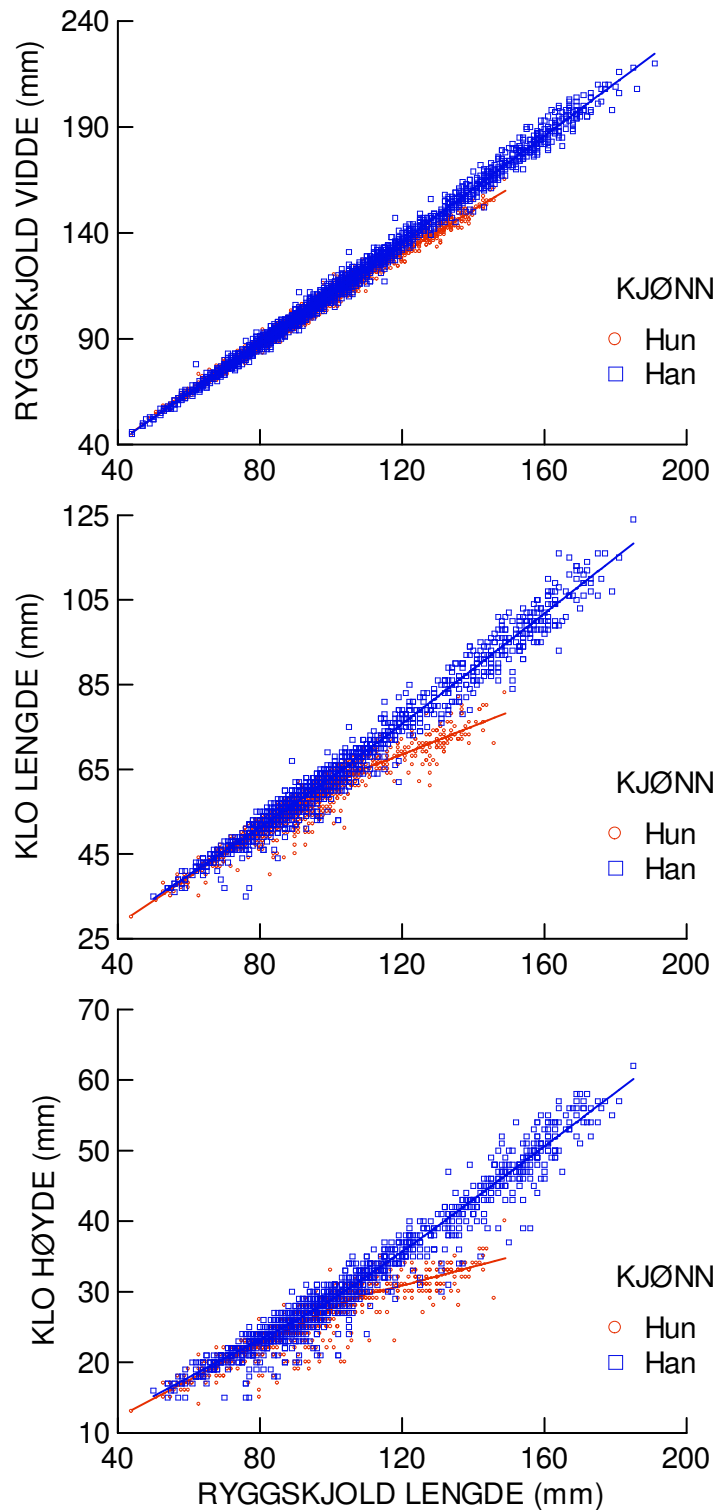
I fordelingen av de eggbærende hunnene finner jeg den samme karakteristiske lengdegruppa på 130-135 mm ryggskjoldlengde både vår og høst.



Figur 15: Lengdefrekvensfordeling (5 mm lengdegrupper) fordelt på kjønn for kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) fanget i Varangerfjorden i juni og august 2006.

10.4.2. Morfologisk kjønnsmodning

Forholdet mellom de ulike morfologiske målene ryggskjoldsvidde, klolengde og klohøyde, og referansemålet ryggskjoldlengde hos hunn- og hannkrabber er illustrert i figur 16. Her ser man at hunnkrabbene får en relativ reduksjon i klovekst ved om lag 100 mm ryggskjoldlengde. Dette blir da L_{knekk} . For ryggskjoldsvidde som en funksjon av ryggskjoldlengde er ikke dette så lett å se, men det er mer uttalt i forhold til de andre to lengdemålene.



Figur 16:

Ryggskjoldvidde (mm), klolengde (mm) og klohøyde (mm) som funksjon av ryggskjoldlengde (mm) for hunn- og hannkongekrabbe fra Varanger 2006. Sammenhengene illustrert ved hjelp av trendlinjer.

L_{knekk} ble estimert for både hunn- og hannkrabber, både ved å tilpasse dataene til likning 3 og likning 4. Resultatene fra analysene er presentert i henholdsvis tabell 2 og tabell 3. Alle regresjonene var statistisk signifikante med p-verdier betydelig lavere enn 0,001.

Estimatene av ryggskjoldlengde ved morfologisk kjønnsmodning (L_{knekk}) for hanner basert på henholdsvis ryggskjoldvidde, klolengde og klohøyde var, beregnet ut fra likning 3, $108,0 \pm 3,2$ mm (95 % konfidensintervall), $102,0 \pm 7,6$ mm (95 % konfidensintervall) og $105,0 \pm 2,0$ mm (95 % konfidensintervall), og for hunnene henholdsvis $104,5 \pm 3,0$ mm (95 % konfidensintervall), $109,0 \pm 1,3$ mm (95 % konfidensintervall) og $109,0 \pm 1,8$ mm (95 % konfidensintervall). Se tabell 2.

Tabell 2:

Kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) fra Varangerfjorden i juni og august 2006. Estimering av knekk lengde (L_{knekk}), definert som den lengden hvor det inntreer en forandring i den lineære sammenhengen mellom ulike morfologiske mål: ryggskjoldvidde (RV), klolengde (KL), klohøyde (KH) og ryggskjoldlengde. 95% KI definerer et 95% konfidensintervall, a betegner skjæringen med Y-aksen. b_1 og b_2 er stigningskonstanter, hvor b_2 er endring i stigningskonstanten i forhold til b_1 . SE b_1 og SE b_2 er standardfeil henholdsvis til b_1 og b_2 . N definerer antall kongekrabber i analysen og r^2 er en korrelasjonskoeffisient. Dataene er tilpasset likning 3.

HANNKRABBE	L_{knekk}	95 % KI	a	b_1	SE b_1	b_2	SE b_2	N	r^2	p
RV	108,0	104,8-111,2	-6,647	1,181	0,0042	0,071	0,0064	2734	0,993	<0,001
KL	102,0	94,4-109,6	4,823	0,579	0,0096	0,071	0,0112	1243	0,974	<0,001
KH	105,0	103,0-107,0	1,183	0,273	0,0053	0,098	0,0075	1239	0,957	<0,001
Gjennom- snitt L_{knekk}	105,0									
HUNNKRABBE	L_{knekk}	95 % KI	a	b_1	SE b_1	b_2	SE b_2	N	r^2	p
RV	104,5	101,5-107,5	4,196	1,138	0,0044	-0,120	0,0096	2311	0,988	<0,001
KL	109,0	107,7-110,3	8,537	0,521	0,0070	-0,209	0,0175	954	0,916	<0,001
KH	109,0	107,2-110,8	2,683	0,247	0,0048	-0,131	0,0120	955	0,832	<0,001
Gjennom- snitt L_{knekk}	107,5									

Estimatene av ryggskjoldlengde ved morfologisk kjønnsmodning (L_{knekk}) for hanner basert på henholdsvis ryggskjoldvidde, klolengde og klohøyde, beregnet ved å tilpasse data til den logaritmiske likning 4, var $108,0$ mm ($99,5 - 117,2$ mm med 95% konfidensintervall), $99,9$ mm ($95,0 - 105,0$ mm med 95% konfidensintervall) og $102,0$ mm ($100,0 - 104,0$ mm med 95% konfidensintervall), og for hunnene henholdsvis $102,6$ mm ($99,8 - 105,5$ mm med 95%

konfidensintervall), 109,3 mm (106,0 – 112,6 mm med 95% konfidensintervall) og 109,0 mm (105,4 – 112,8 mm med 95% konfidensintervall). Se tabell 3.

Tabell 3:

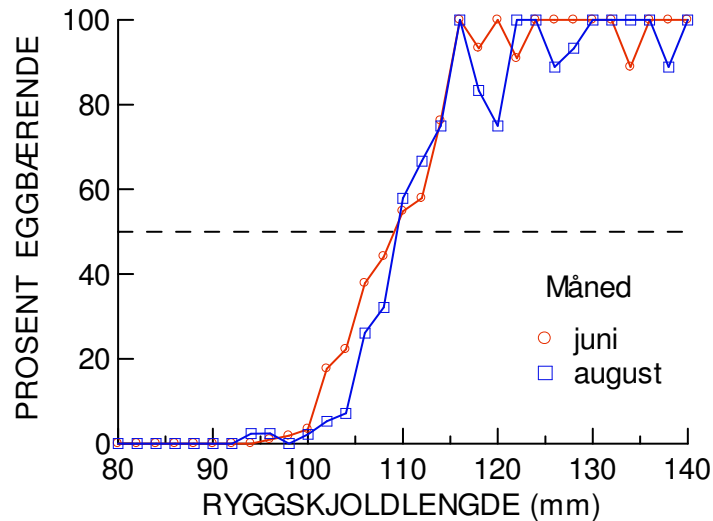
Kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) fra Varangerfjorden i juni og august 2006. Estimering av knekk lengde (L_{knekk}), definert som den lengden hvor det inntreer en forandring i den lineære sammenhengen mellom ulike morfologiske mål: ryggskjoldvidde (RV), klolengde (KL), klohøyde (KH) og ryggskjoldlengde. 95% KI definerer et 95% konfidensintervall, log a betegner skjæringen med Y-aksen. b_1 og b_2 er stigningskonstanter, hvor b_2 er endring i stigningskonstanten i forhold til b_1 . SE b_1 og SE b_2 er standardfeil henholdsvis til b_1 og b_2 . N definerer antall kongekrabber i analysen og r^2 er en korrelasjonskoeffisient. Dataene er tilpasset likning 4.

HANN-KRABBE	log L_{knekk} L_{knekk}	log 95% KI 95 %KI	log a	b_1	SE b_1	b_2	SE b_2	N	r^2	p
RV	4,6822 108,0	4,6022-4,7640 99,5-117,2	-0,2292	1,073	0,0030	0,020	0,006	2734	0,994	<0,001
KL	4,6038 99,9	4,5536-4,6540 95,0-105,0	0,0262	0,892	0,0122	0,140	0,017	1242	0,970	<0,001
KH	4,6250 102,0	4,6055-4,6445 100,0-104,0	-0,9797	0,940	0,0162	0,286	0,025	1238	0,947	<0,001
Gjennom- snitt L_{knekk}	103,3									
HUNN-KRABBE	log L_{knekk} L_{knekk}	log 95% KI 95 % KI	log a	b_1	SE b_1	b_2	SE b_2	N	r^2	p
RV	4,6307 102,6	4,6031-4,6583 99,8-105,5	-0,1377	1,050	0,0034	-0,111	0,009	2311	0,989	<0,001
KL	4,6937 109,3	4,6636-4,7238 106,0-112,6	0,2519	0,837	0,0104	-0,283	0,038	954	0,919	<0,001
KH	4,6913 109,0	4,6574-4,7253 105,4-112,8	-0,7589	0,883	0,0164	-0,415	0,059	955	0,828	<0,001
Gjennom- snitt L_{knekk}	107,0									

r^2 brukes i tabell 3 og tabell 4 for å si noe om hvor sterk korrelasjonen er, og den er et begrep det er enkelt å tyde; jo større verdi jo bedre korrelasjon. Sammenlikner man så de forskjellige r^2 -verdier, ser man at det er større korrelasjon med den logaritmiske likning 4 (tabell 3) for både hanner og hunner basert på ryggskjoldvidde og for hunner basert på klolengde. På de andre målene er det likning 3 (tabell 2) som gir best korrelasjon.

L_{knekk} -verdiene varierte noe mellom de ulike morfologiske målene og var generelt noe lavere hos hannkrabbene enn hos hunnkrabbene.

10.4.3. Prosent eggbærende hunner - vår og høst



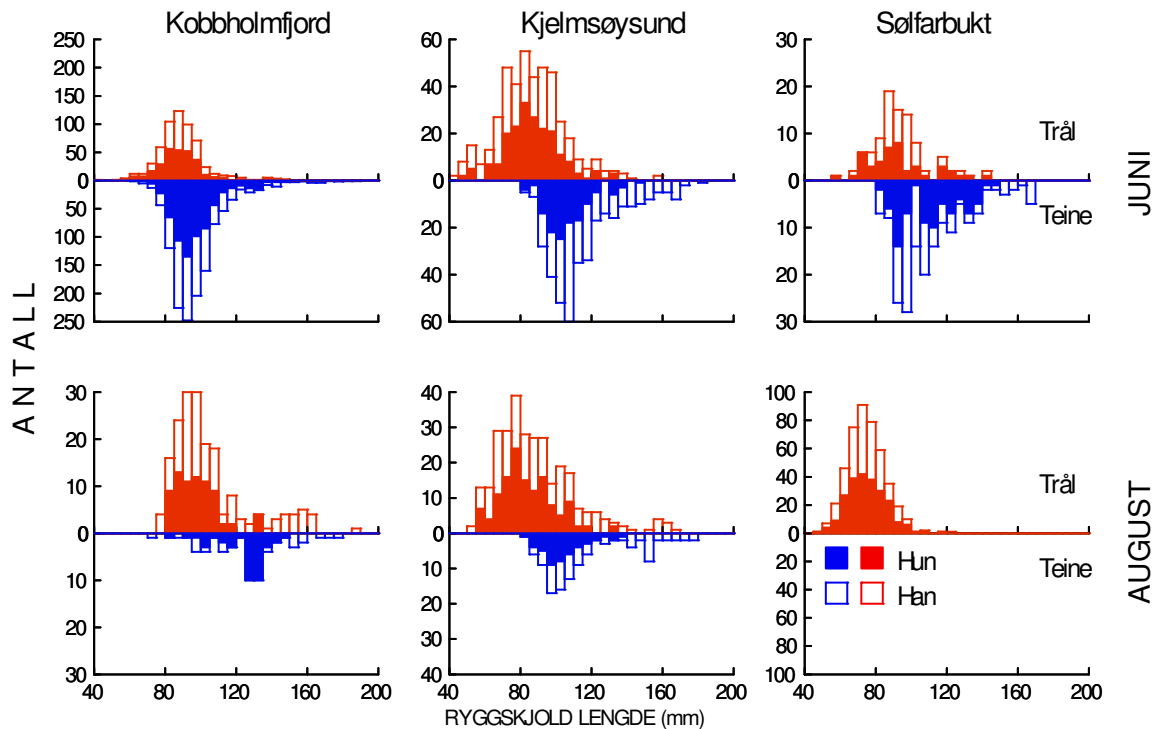
Figur 17:

Prosent eggbærende kongekrabber (*Paralithodes camtschaticus*) som funksjon av størrelse (2 mm lengdegrupper) og fangstmåned i Varanger 2006.

Prosent eggbærende hunnkrabber i forhold til ryggskjoldlengde (basert på data fra toktene i juni og august) viser ingen forskjeller mellom høst og vår (figur 17). Dette ble bekreftet av L_{50} -estimatene; L_{50} ble estimert til å være $109,0 \pm 1,15$ mm (95% konfidensintervall) og $109,9 \pm 1,45$ mm (95% konfidensintervall) for henholdsvis juni og august 2006.

10.4.4. Lengdefrekvensfordeling fordelt på fangstredskap, kjønn og ulike fangstlokaliteter i Varanger – vår og høst

Av lengdegruppene presentert i figur 18 ser man klare ulikheter mellom redskapene trål og teiner. Andelen av små krabber er større i trål enn i teiner, godt illustrert for Kjelmsøysund. Ved å fange kongekrabber med teiner får en et bedre inntrykk av store hanner, se Kjelmsøysund i juni (figur 18). Videre er det noen klare ulikheter mellom de forskjellige områdene, se for eksempel størrelsessammensetningen av trålfanget kongekrabbe i august i Kobbholmfjorden og Sølfarbukta (figur 18).



Figur 18: Lengdefrekvensfordeling (5 mm lengdegrupper) av kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) fordelt på fangstredskap, kjønn og ulike fangstlokaliteter i Varanger, juni og august 2006.

10.5. Diskusjon av toktresultater

Det er interessant å se på de sesongmessige variasjonene i størrelses- og kjønnssammensetningen av kongekrabbefangst, fordi dette kan være avgjørende for å gi mest mulig korrekte forvaltningsråd. Mine undersøkelser viser at det er forskjell på sammensetningen når man sammenlikner høst og vår for både hunn- og hannkrabber, dog størst for hanner. Det er i dag høsttoktdataene som danner grunnlaget for bestandsestimatene, og det kan se ut for at dette er et riktig valg. Fra toktet i august er det, forholdsmessig sett, fanget betydelig mer både stor og liten hannkrabbe, i motsetning til på vårtoktet hvor fangsten av hanner har en forholdsvis homogen sammensetning av individer mellom 80 og 110 mm ryggskjoldlengde.

For hunnene kan det se ut som om man har samme effekten i forhold til små krabbe, da det er, forholdsmessig sett, fanget mer liten hunnkrabbe på høsttoktet enn på vårtoktet. For de store og rognbærende hunner er det liten eller ingen forskjell i den forholdsmessige sammensetningen.

Ut fra uttrykt kjønnsmodning ser det ut til at hunnene starter å kjønnsmodne mellom 90 og 110 mm ryggskjoldlengde, men en klar økning i andelen kjønnsmodne mellom 100 og 110 mm ryggskjoldlengde. Lengden ved hunnenes kjønnsmodning varierer mellom ulike geografiske områder i opprinnelsesområdet, fra ned mot 86 til 102 mm ryggskjoldlengde i det sørøstlige Beringhav til mellom 93 og 112 mm i Stillehavet (Wallace et al. 1949), mens studier basert på 14 års datainnsamling fra Varangerfjorden viser at 50 % kjønnsmodning, L_{50} , er $108,9 \pm 0,3$ mm ryggskjoldlengde, 9 års datainnsamling i Tanafjorden viser en L_{50} på $109,2 \pm 0,4$ mm ryggskjoldlengde og 6 års datainnsamling fra Laksefjorden viser en L_{50} på $111,5 \pm 0,7$ mm ryggskjoldlengde (Hjelset et al. in prep.). Sammenliknende studier i forhold til kjønnsmodning hos kongekrabbehunner viser at det er en forskjell mellom lengden ved kjønnsmodning i Barentshavet og i opprinnelsesområdene – hunnene er større før de kjønnsmodner i norske fjorder (Hjelset et al. in prep.).

Nilssen og Sundet (2006) beregnet at årlig tilvekst i ryggskjoldlengde for hunnkrabber ble redusert etter kjønnsmodning, fra over 14 mm tilvekst ved skallskifte som umoden krabbe til i overkant av 5 mm etter kjønnsmodning. Figur 17 viser at L_{50} for de undersøkte områder er ca 110 mm ryggskjoldlengde. Dersom hunnene kjønnsmodner ved ca 110 mm ryggskjoldlengde i våre havområder, og har en årlig tilvekst på ryggskjoldlengden på i overkant av 5 mm (Nilssen og Sundet 2006), vil det si at store deler av de gytemodne hunnene er under fangstbar lengde for hanner, som er 137 mm ryggskjoldlengde. Faktisk vil hunnene statistisk sett ha rukket å gyte 6-7 ganger før de oppnår en ryggskjoldlengde på 137 mm.

Den morfologisk uttrykte kjønnsmodning, vist i figur 16, bekrefter for det første det litteraturen sier om at denne metoden for bestemmelse av kjønnsmodning gir et lavere ryggskjoldlengdemål enn ved å benytte uttrykt kjønnsmodning (Hjelset et al. in prep.). De ulike referansemålene gir riktignok forskjellige ryggskjoldlengdemål for morfologisk kjønnsmodning, men ved å operere med gjennomsnittet av L_{knekk} kan man i alle fall få en antydning om lengden. For hanner var gjennomsnittet av L_{knekk} 105,0 mm ved tilpasning til likning 3, og 103,3 mm ved tilpasning til likning 4. Hunnene ser ut til å ha en høyere L_{knekk} med henholdsvis 107,5 mm og 107,0 mm tilpasset likning 3 og likning 4. Dette betyr altså at hunnene utvikler sekundære kjønnskarakterer ved en høyere ryggskjoldlengde enn hannene. Dette er et argument for at man ikke bare kan overføre de etablerte forvaltningstiltakene vi praktiserer ovenfor hannkrabber direkte til hunnkrabber.

Når hunnene kommer over en viss størrelse, i følge figur 17 ca 120 mm ryggskjoldlengde, vil tilsynelatende mellom 90 og 100 % være eggbærende. Dette vil si at de aller fleste hunnene får delta i gytingen hvert eneste år, og slik bidra til økning i bestanden.

Det er også slik at det ikke er noen statistisk forskjell mellom høst- og vårprøvene, og vi kan anta at å operere med en generell regel om at L_{50} ligger på 110 mm ryggskjoldlengde i Varangerfjorden vil gi et godt utgangspunkt for å bestemme kjønnsmodning og framskrive reproduktivt bidrag til bestanden.

Når det gjelder de to fangsredskapenes selektivitet, viser studier at teiner selekterer i større grad de største individene i populasjonen, mens man ved tråling kan forvente at størrelsessammensetningen på populasjonen gjenspeiles langt bedre (Smith et al. 2004). I figur 18 vises denne effekten for høst og vår, fordelt på alle områdene. Man kan tydelig se at størrelsesfordelingen forskyves mot større krabber i prøvene tatt med teiner i forhold til trål. Bestandsestimater basert på teinefangst alene ville gitt et helt annet forvaltningsråd enn om man benytter tråldata, og det ville være overhengende fare for at man ville overbelaste bestanden med å fastsette for store kvoter på stor krabbe. Det ser også ut til å være en overrepresentasjon av hannkrabber i fangsten, vist i figur 15. Dette testet jeg statistisk med en chi-kvadrattest ut fra forventningen om at det skulle være et 1:1 forhold mellom hunner og hanner i bestanden, og fant ut at jeg med mye mer enn 95% sikkerhet kan si at redskapene selekterer for hannkrabber både høst og vår, gitt at forutsetningen min om 1:1 forhold mellom kjønnene i populasjonen stemmer.

I Stortingsmelding nr. 40 (2006-2007) foreslås det at man også skal starte med fangst av hunner i kommersielt område. Fangst av hunnkongekrabber er ikke forsøkt noe annet sted i verden, og vi har dermed ikke noen etablerte minstemål å forholde oss til. Fekunditeten hos kongekrabbehunner kan se ut til å øke tilnærmet lineært med økende ryggskjoldlengde, noe Rist (1999) viste gjennom sin cand.scient-oppgave. Faktisk økte hunnenes eggantall fra 70 000 hos en liten kongekrabbe på ca 100 mm ryggskjoldlengde til opp mot 450 000 – 500 000 egg hos de største hunnene (Rist 1999). Samtidig opereres ofte med den generelle fekunditetslikningen

$$F = aL^b$$

likning 6

hvor F definerer fekunditet, det vil si antall egg, a er en konstant, L er lengden ved fekunditeten F , og b er en konstant ($b \sim 3$ i de fleste tilfeller). Dette vil, i motsetning til Rists cand.scient-oppgave fra 1999, ikke gi en lineær sammenheng, men en eksponentiell sammenheng. De faktiske sammenhenger mellom fekunditet og størrelse på hunner er for tiden under studier ved Havforskningsinstituttet (Nilssen 2008a). Det er forsket lite på hvorvidt meget gamle og store hunner blir senile og ikke lengre bidrar i noen særlig grad til reproduksjonen (Nilssen 2008a), men dersom dette er tilfelle, vil fekunditeten endre seg gjennom en S-formet kurve i forhold til ryggskjoldlengden, der den vil gå mot en asymptote når krabben er blitt stor.

Fukuhara (1985) skrev at hunnkrabbene er nøkkelen til rekruttering til bestanden, og det kan synes ganske selvsagt. Likevel er tenkning rundt hunnens funksjon i forhold til rekrutteringen noe av bakgrunnen for at det bare fanges hannkongekrabber på verdensbasis. Hannkrabber kan befrukte flere hunnkrabber per år, men hunnkrabbene kan bare bli befruktet av en hann (Jewett og Onuf 1988). Dermed tåler bestanden tilsynelatende bedre at det fiskes ut hanner enn hunner, samtidig som en god rekruttering fortsatt er sikret. Grunnlaget for fastsettelsen av minstemål for hannkrabber er at man ønsker at de skal ha deltatt i gytingen minst en gang før de oppnår fangstbar størrelse (Fukuhara 1985). I Norge har man i tillegg utnyttet det faktum at krabbene vokser seg større enn i sitt opprinnelsesområde, ved at man har satt en så pass høy minste ryggskjoldlengde som 137 mm for tillatt fangst. Pris og attraktivitet øker med økende størrelse på kongekrabben.

Det er tendenser til at det er en minkende andel av de største hunnene i forskningsfangsten av kongekrabbe de siste årene, noe som kan tyde på at de ikke overlever skallskifte under reproduksjonen, kanskje fordi de største hannene – som er de eneste som kan beskytte dem i denne sårbare perioden – er sterkt nedfisket (Nilssen 2007). Dette betyr at det er indikasjoner på at de største hunnene i mindre grad enn man kunne forvente deltar i reproduksjonen.

Hunnene vil altså ha en ryggskjoldlengde på omtrent 115 mm et år etter kjønnsmodning (Nilssen og Sundet 2006), og rundt 120 mm to år etter kjønnsmodning. Hvis man venter med å fange hunner til de har gytt ytterligere ett år, vil de ha en ryggskjoldlengde på rundt 125 mm. Med statistisk sett tre gytinger bak seg, ville en minste ryggskjoldlengde for fangst på 125 mm bety at individene bidrar til bestandsrekrutteringen flere ganger før de eventuelt blir

fanget. Egentlig kunne sikkert minstelengden settes enda lavere, ved 120 mm ryggskjoldlengde, men uansett om det er en lineær eller eksponentiell sammenheng mellom fekunditet og ryggskjoldlengde, vil de første gytingene bidra mindre til rekruttering til bestanden enn de påfølgende, og dette taler for å sette et minstemål ved 125 mm ryggskjoldlengde. Denne minstelengden er antydnet uten at det er tatt hensyn til de markedsmessige konsekvensene av at så pass liten krabbe skal omsettes. Det må uansett gjøres et ganske omfattende arbeid i forhold til markedsføring av hunnkrabber, som, uavhengig av størrelse, vil være et helt nytt produkt på verdensmarkedet.

11. Diskusjon

”The transplantation experiments were successful”, konkluderte Kuzmin og Olsen (1994). Dette var basert på registreringen av at en levedyktig og reproduktiv populasjon av kongekrabbe hadde etablert seg i Barentshavet. Hva gjorde at kongekrabben hadde en slik suksess i etableringa? I følge Williamson (1996) er det bare om lag 10% av de introduserte artene som klarer å etablere seg. Introduksjonsinnsatsen ved utsettelsen av kongekrabben var relativt høg, med over 2 500 kjønnsmodne krabber, 10 000 umodne krabber og 1,5 millioner utklekkede egg (Orlov og Karpevich 1965). I tillegg ser det ut til at kongekrabben utviser toleranse for ulike parametere i forhold til sine fysiske omgivelser og habitater, og den er en generalist i forhold til valg av byttedyr. Det fysiske miljøet i Barentshavet viser seg å ikke skille seg dramatisk fra miljøet i kongekrabbens opprinnelsesområder, og store geografiske variasjoner i temperatur, strømforhold og bunntopografi finner vi begge steder. Disse trekkene ved både habitat og kongekrabben har medvirket til at introduksjonen må betraktes som vellykket vurdert i forhold til målsettinga ved utsettinga.

Kongekrabben er en spesiell art i forvaltningssammenheng. Ikke bare er den en fremmed art i norske fjorder, men den er egentlig forvaltet som to ulike arter i sitt nye utbredelsesområde. I kommersielt område er det en art man skal etterstrebe og forvalte som en økonomisk bærekraftig bestand, mens utenfor er den ansett som en trussel som man skal ta i bruk flere virkemidler for å fjerne.

Dette paradokset forundrer nok mange. Riktignok er det slik at Norge i dag ensidig kan fastsette et forvaltningsregime for arten, men samtidig er det ikke vanskelig å forestille seg at dersom Norge hadde innført et utrydningsfiske i hele sin økonomiske sone, ville ikke dette bli godt mottatt i Russland – de er bekymret for alle tiltak som kan redusere bestanden i sine områder. Så lenge det finnes en stor bestand i russiske områder, ville et forsøk på nedfisking fra Norges side dessuten være en ”never ending story” – all den tid vi ville oppleve at krabber vandret fra russisk område over til oss.

Hvordan skal man da forholde seg til et slikt dilemma? Norske myndigheter har de siste årene vært opptatt av økosystembasert forvaltning – en forvaltning der det er det totale økosystemets tilstand som er retningsgivende for forvaltningen av enkeltarter.

11.1. Økosystembasert forvaltning

Stortingsmelding nr 12 (2001-2002) 'Rent og rikt hav' satte for alvor begrepet

økosystembasert forvaltning på den politiske dagsordenen i Norge. Der står det (sitat):

”Økosystemtilnærming til havforvaltning er en integrert forvaltning av menneskelige aktiviteter basert på økosystemenes dynamikk. Målsetningen er å oppnå bærekraftig bruk av ressurser og goder fra økosystemene og opprettholde deres struktur, virkemåte og produktivitet.”

Men hva er så økosystembasert forvaltning i praksis? Direktoratet for naturforvaltning gir en tilnærming på sine nettsider som tar utgangspunkt i at vi mennesker er en del av økosystemet og at våre handlinger dermed gir konsekvenser innen dette. En helhetlig forvaltning av natur og naturressurser innebærer dermed at det er den menneskelige aktiviteten som må forvaltes (Direktoratet for Naturforvaltning 2007). Malawi-prinsippene i Biodiversitetskonvensjonen danner et grunnlag for en økosystembasert forvaltning, og de lyder som følger (Frøyn 2004) (sitat):

- ”1. Management objectives are a matter of societal choice.
2. Management should be decentralized to the lowest appropriate level.
3. Ecosystem managers should consider the effects (actual or potential) on their activities on adjacent and other ecosystems
4. Recognizing potential gains from management there is a need to understand the ecosystem in an economic context. Any ecosystem management program should:
 - a) reduce those market distortions that adversely affect biological diversity;
 - b) align incentives to promote sustainable use; and
 - c) internalize costs and benefits in the given ecosystem to extent feasible.
5. A key feature of ecosystem approach includes conservation of ecosystem structure and functioning.
6. Ecosystems must be managed within the limits to their functioning.
7. The ecosystem approach should be undertaken at the appropriate scale.
8. Recognizing the varying temporal scales and lag effects, which characterize ecosystem processes, objectives for ecosystem management should be set for the long term.
9. Management must recognize that change is inevitable.
10. The ecosystem approach should seek the appropriate balance between conservation and use of biological diversity.
11. The ecosystem approach should consider all forms of relevant information, including scientific and indigenous and local knowledge, innovation and practice.
12. The ecosystem approach should involve all relevant sectors of society and scientific disciplines.”

Dette er en krevende liste å forholde seg til, og det er heller ikke slik at det er gitt hvordan man implementerer alle disse prinsippene i forvaltningen. Likevel er det i denne sammenhengen, når det er forvaltning av en introdusert art som er tematikken, verdt å merke seg at punkt 3, 4a og 5 sier at innen en økosystembasert forvaltning skal man vurdere effekten på aktuelle økosystemer, man skal redusere økonomiske insentiver som påvirker den biologiske diversiteten negativt og sist er en av nøkkelfaktorene innen økosystembasert

forvaltning at målet er å bevare økosystemets struktur og funksjoner. Sistnevnte innebærer at man må forvalte ulike arter og leveområder i sammenheng (Direktoratet for Naturforvaltning 2007).

Regjeringa Stoltenberg II har uttalt ønsker om å bedrive økosystembasert forvaltning (Stortingsmelding nr. 8 2005-2006). Hvordan henger så de uttalte ønskene sammen med den faktiske forvaltningen som blir utviklet og praktisert? Regjeringa Bondevik II fastslo i sin Stortingsmelding nr 21 (2004-2005) at de tok sikte på å stanse tapet av biologisk mangfold i Norge innen 2010. Dette skulle gjøres gjennom flere tiltak, blant annet gjennom at det skulle utvikles en tverrsektoriell nasjonal strategi for fremmede arter innen 2006 (Stortingsmelding nr. 21 2004-2005). Regjeringa Stoltenberg II fulgte opp denne målsetningen i forhold til 2010, og kom 31. mai 2007 med en slik strategi (Miljøverndepartementet 2007).

I forhold til fremmede arter har man i Norge en tre-trinns tilnærming, basert på retningslinjene for implementering av artikkel 8 (h) i Konvensjonen om biologisk mangfold. Dette innebærer at første trinn er at man skal forebygge introduksjoner av skadelige fremmede arter.

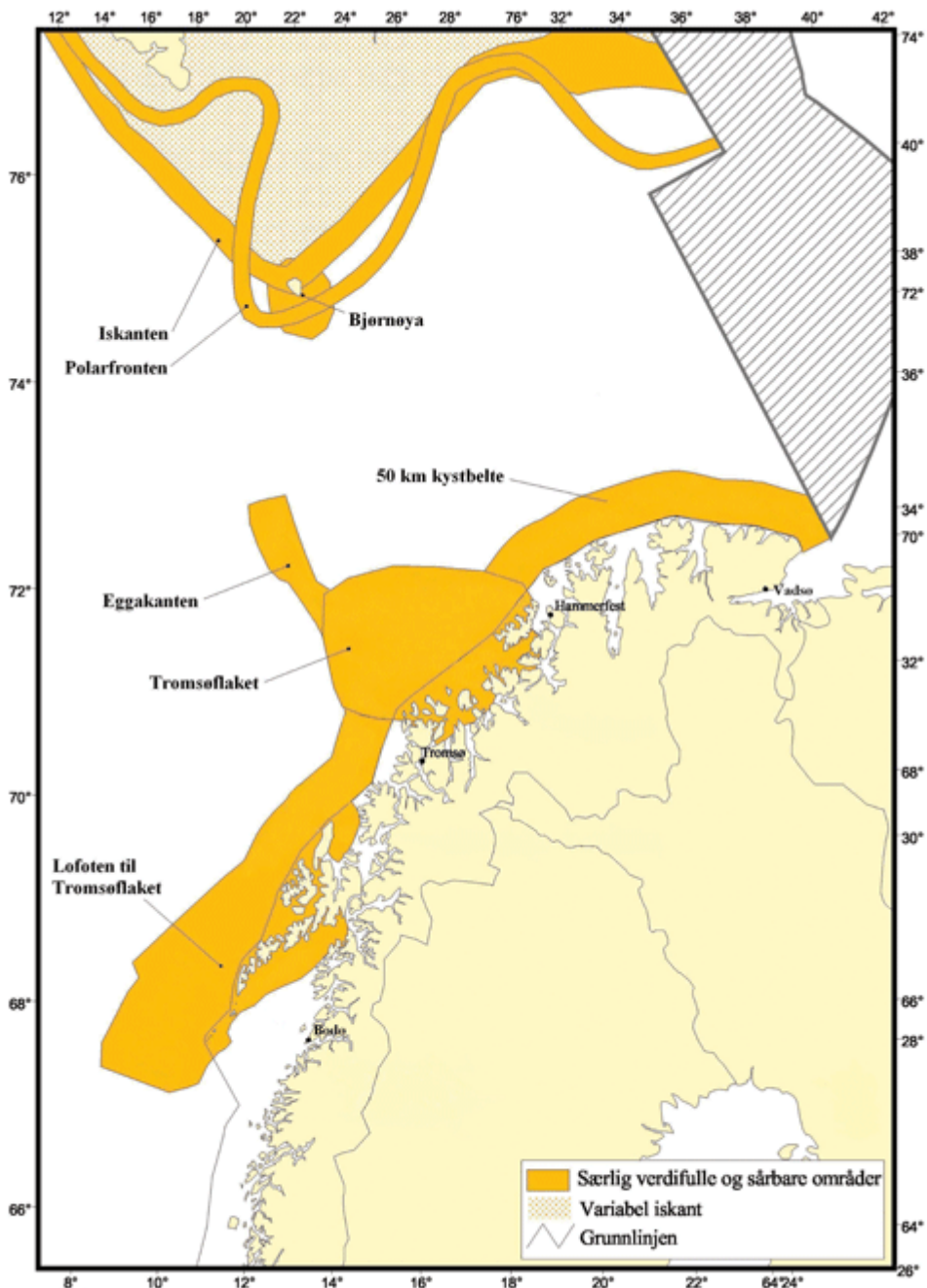
Argumentasjonen rundt dette er knyttet opp både til at dette ofte er mer kostnadseffektivt og miljømessig ønskelig enn å utrydde arter som allerede har etablert seg. En *skadelig* fremmed art er av Miljøverndepartementet (2007) definert som en (sitat) "(...) fremmed art viss introduksjon og/eller spredning kan true stedegent biologisk mangfold og/eller domestiserte dyrs og planters helse". Andre trinn handler om at man skal bekjempe med utryddelse som mål. Intensjonen er å oppdage nye fremmede arter i naturen så raskt som mulig og utrydde dem raskt på et tidligst mulig tidspunkt. Tredje og siste trinn handler om å begrense spredning og skade, og benyttes dersom utryddelse ikke er hensiktsmessig eller mulig. Knyttet til dette er det viktig med skikkelig overvåkning for å kunne vurdere effektiviteten av tiltakene (Miljøverndepartementet 2007).

Språk er makt, skrev Rolv Mikkjel Blakar (1973). Dermed blir også definisjonsmakt et viktig tema i forhold til fremmede arter. Miljøverndepartementet definerer begrepet *skadelige* fremmede arter, men ikke *uskaradelige* fremmede arter. Ut fra definisjonen av skadelige fremmede arter over, må man forvente at en uskaradelig fremmed art dermed er fremmede arter som *ikke* truer stedegent biologisk mangfold og/eller våre domestiserte dyr og planters helse. Problemet med denne definisjonen ligger i at det er mange ulike oppfatninger av hva biologisk mangfold er og hvordan det skal defineres.

11.2. Bedriver vi økosystembasert forvaltning av kongekrabbe?

Økosystemet i Barentshavet betegnes av at de ulike delene av økosystemet henger nært sammen (Stortingsmelding nr. 8 2005-2006). Næringskjedene i Barentshavet er korte; med få, robuste arter som er tilpasset det ustabile klimaet. En annen karakteristikk er at bestandene av hver art er store og kan ha en stor geografisk utbredelse. Til tross for enkeltartenes robusthet kan de korte næringskjedene bidra til at virkningen av en eventuell negativ påvirkning blir ekstra stor (Stortingsmelding nr. 8 2005-2006). Denne beskrivelsen av økosystemet i Barentshavet er norske myndigheters egen, de samme myndigheter som har utformet forslag til forvaltningsregime for kongekrabben. Identifisering av særlig sårbare områder, altså områder som er spesielt sårbare for påvirkning fra fiskerier, skipstrafikk, petroleumsvirksomhet, miljøgifter, radioaktivitet og *introduserte arter*, blir i Stortingsmelding nr. 8 (2005-2006) definert som de gule områdene på figur 19.

Fjordene hvor kongekrabben har etablert seg ligger ikke i avmerket område på figur 19, men likevel foreligger det et visst overlapp med kongekrabbens utbredelsesområde, og også med det kommersielle kongekrabbeområdet. Dette er altså områder som myndighetene selv definerer som spesielt sårbare i forhold til blant annet introduserte arter.



Figur 19:

Stortingsmelding nr. 8 Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan) (2005-2006)s bestemmelser av særlig verdifulle og sårbare områder. Disse områdene er markert med gult.

For å kunne svare godt på om vi bedriver økosystembasert forvaltning av kongekrabbe, er det viktig å se på hva vi vet og hva vi ikke vet om hvordan den har tilpasset seg sitt nye økosystem – rett og slett de økologiske effektene av krabben.

11.3. Mulige effekter på økosystemene

Globalt er det flere eksempler på at fremmede arter har gitt store effekter innen økosystemene, både terrestrisk, marint og limnisk. Det er selvsagt ikke slik at en hver introduksjon som medfører etablering har like store økologiske konsekvenser, men i noen tilfeller kan konsekvensene være alvorlige både lokalt og i større havområder. I tillegg er det en mulighet for at introduserte arter har effekter på økosystemet, men at disse er vanskelig å påvise og bevise. Ingen påviste effekter betyr ikke at det ikke er effekter til stede, men det kan bety at vi ikke er i stand til å oppdage dem, eventuelt at det tar lang tid å kartlegge dem. Etter at et økosystem er endret av en introdusert art er det nesten umulig å gå tilbake til opprinnelsessituasjonen, i og med at et økosystem alltid vil ha flere mulige likevektspunkter (Wallentinus og Nyberg 2007). Spesielt er det ofte effektene på de lavere trofiske nivåene som lar seg kartlegge først, mens effektene på høyere trofiske nivåer i et økosystem ikke inntreffer eller er målbare før etter en viss tid (Grosholz 2002). Innledningsvis vil jeg gi et par eksempler fra andre fremmede arter som *har* hatt en negativ effekt på økosystemet.

I Middelhavet er mer enn 500 arter listet som fremmede arter (Galil 2007), og selv om ingen total utryddelse av arter på grunn av dette er kjent, er det observert plutselige fall i bestandsstørrelse og lokal utryddelse av stedeegne arter, parallelt med økning i bestandsstørrelsen til konkurrerende, fremmede arter (Galil 2007). For eksempel er det to fremmede tropiske makroalgearter i kyststrøkene i Middelhavet; *Caulerpa racemosa* som opprinnelig kom fra Rødehavet og *Caulerpa taxifolia* som ble innført ved et uhell i 1984 (Occipinti-Ambrogi og Savini 2003). *C. taxifolia* er en makroalge få dyr kan beite på, ettersom den er svært giftig. Makroalgene utkonkurrerer den opprinnelige middelhavsarten av sjøgress *P. oceanica* og truer gjennom dette den opprinnelige makroalgediversiteten – som er grunnlaget for et meget produktivt og sammensatt økosamfunn (Occipinti-Ambrogi og Savini 2003, og flere heri).

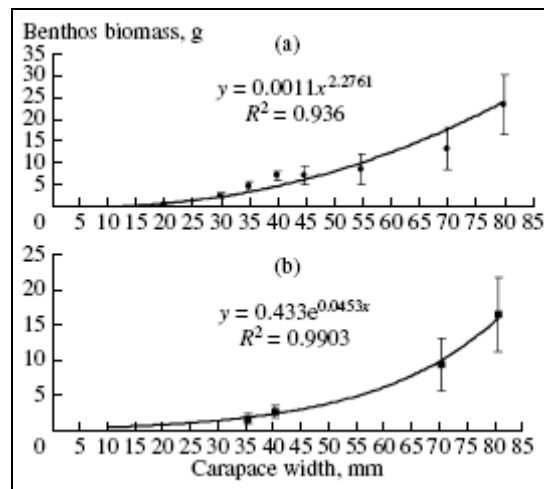
Den kinesiske ullbåndskrabben (Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1854) levde opprinnelig i elver og brakkvannsområder i Øst-Asia, men ble overført til Tyskland rundt år 1900, og har deretter spredt seg i elver og kanaler i Europa (Lund 2005) og har som introdusert art medført store negative påvirkninger på habitatet (Wallentinus og Nyberg 2007). Krabben graver i sedimentet og medfører skade på, og i verste fall fullstendig utryddelse av vegetasjon på elvebanker. Hele elvebanker har også kollapset, ettersom de er myke og ikke tåler krabbens graving i substratet etter føde (Wallentinus og Nyberg 2007).

Kongekrabben i Barentshavet påvirker benthossamfunnene der de oppholder seg, men de faktiske effektene er lite studert (Gudimov et al. 2003; Pavlova et al. 2007). Hovedproblemet i så måte kan være at man har en mangelfull kunnskap om bunnfaunaen langs kysten av Finnmark og i norsk sone av Barentshavet (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Den mangelfulle kartleggingen av bunnfauna over lengre tid gir nå det resultatet at vi ikke kan bestemme hvorvidt bunnfaunaen er endret etter krabbens inntog. Det åpner også for spekulasjoner rundt akkurat dette, for eksempel ved at media "fastslår" at havbunnen er blitt ørkenliknende på grunn av krabben (nrk.no 2002). Det som da ikke lar seg fastslå, er jo selvfølgelig hvordan havbunnen så ut *før* krabben. Typisk for bløtbunnsområder er nettopp at de består av leire eller fint sediment – og at det meste av faunaen befinner seg nede i sedimentet. Med få dyr, bortsett fra kongekrabben, oppå havbunnen kan et område ut fra en ren observasjon fremstå som øde, uten at det egentlig er det (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). I tillegg er det også innenfor vitenskaplige kretser ulike konklusjoner i forhold til kongekrabbens påvirkning. Anisimova et al. (2005) konkluderer ganske bombastisk med at kongekrabben ikke har noen effekt på økosystemet, mens andre er mer usikre.

Spesielt er effektene av umodne krabber, som oppholder seg på grunt vann på blandingsbunn, lite studert (Pavlova et al. 2007). Rundt 80% av kongekrabbepopulasjonen i Barentshavet er beregnet å tilhøre ikke-kommersiell størrelse (Gudimov et al. 2003). Det er problematisk å studere eventuelle effekter med tradisjonelle metoder som mageundersøkelser ettersom mageinnholdet hos umodne krabber ofte er knust og vanskelig identifiserbart og kvantifiserbart (Gudimov et al. 2003; Pavlova et al. 2007). Benyttelse av data fra undersøkelser av mageinnhold gir ofte feilaktige resultater, og derfor må eksperimentelle studier foretas (Pavlova et al. 2007).

Et eksperiment utført ved *the Seasonal Biological Station of the Murmansk Marine Biological Institute of the Kola Research Center of the Russian Academy of Sciences* kartla umodne kongekrabbers daglige konsum av benthosorganismer fra seks taxa: polychaetaer, bivalver, gastropoder, ophiurider, echinoider og asteroider (Pavlova et al. 2007). Forskjellen mellom tilbudt mengde benthosorganismer og gjenværende levende organismer etter et døgn ble definert som eliminasjon av benthosorganismene, mens mengden døde organismer og deler av organismer i karene etter et døgn ble trukket fra dette for å bestemme konsum per døgn. Fødeseleksjon ble også estimert. For å beregne årlig effekt på bunnfauna ble dataene justert

for at krabbenes fødeatferd er ulik gjennom årstidene og at de sulter under skallskifte. Daglig eliminering av benthosorganismer på grunn av umodne krabber ble målt til å ligge mellom 0,7 til 26,0 gram per individ, mens daglig konsumpsjon lå på 1,9 til 20,0 gram per individ. Begge parametere øker med økende størrelse på krabben.



Figur 20: (a) viser eliminasjon og (b) viser konsumpsjon av benthosorganismer fra umodne kongekrabber (Pavlova et al. 2007)

Det faktiske konsum var alltid lavere enn eliminasjonen, ettersom byttedyrene sjelden ble fullstendig oppspist (se figur 20). Forskjellen mellom faktisk konsum og eliminasjon var mindre for større krabber enn for de små (Pavlova et al. 2007). Tidligere estimater av byttedyrkonsumpsjon har vært lavere enn de resultater Pavlova et al. (2007) kom fram til. Faktisk estimerte de 1,5 – 2 ganger høyere daglig konsum enn tidligere studier hadde gjort, og forklarte det hovedsakelig med at krabbene i deres eksperiment var blitt tilbudt naturlig, levende byttedyr som ikke var gitt noen forbehandling.

Andre studier forsøker å etablere indikatorer for kongekrabbens påvirkning på bunnfauna og dermed økosystem. Krabber av alle størrelser har vist seg å foretrekke haneskjell, *Chlamys islandica*, som en del av dietten dersom de er tilgjengelige (Jørgensen 2005; Jørgensen og Primicerio 2007). Haneskjell er saktevoksende, relativt store organismer som lever på havbunnen, og de er spesielt utsatte for å kunne bli utryddet i de områder kongekrabben befinner seg. Krabben har ingen klobegrensninger i forhold til å klare å handtere de flate skjellene, og de etterlater seg karakteristiske "fingeravtrykk" ved at de knuser skallene på en spesiell måte (Jørgensen og Primicerio 2007). Innen denne tematikken pågår det videre undersøkelser for tiden, blant annet gjennom masteroppgaver og forskning ved

Havforskningsinstituttet. Beregninger basert på laboratoriestudier viser at krabben vil kunne true haneskjellfeltenes eksistens (Jørgensen 2005; Jørgensen og Primicerio 2007).

Parasitter er et kjent tema i forhold til fremmede arter. Krabbers ryggskjold er foretrukket substrat for iglen *Johanssonia arctica*, hvor den legger sine egg. Iglen er avhengig av å benytte et hardt substrat for å legge sine egg, og må da forlate vertsfisken (Hemmingsen et al. 2005). *J. arctica* er vektor for *Trypanosoma murmanensis*, en blodparasitt hos marin fisk, som også torsk i Barentshavet har. *T. murmanensis* er i stand til å ta livet av juvenil torsk, spesielt kombinert med andre infeksjoner og parasitter. For voksen torsk er det en indirekte dødelig effekt, ved at parasitten kan svekke torsken så mye at den lettere blir tatt av predatorer (Hemmingsen et al. 2005).

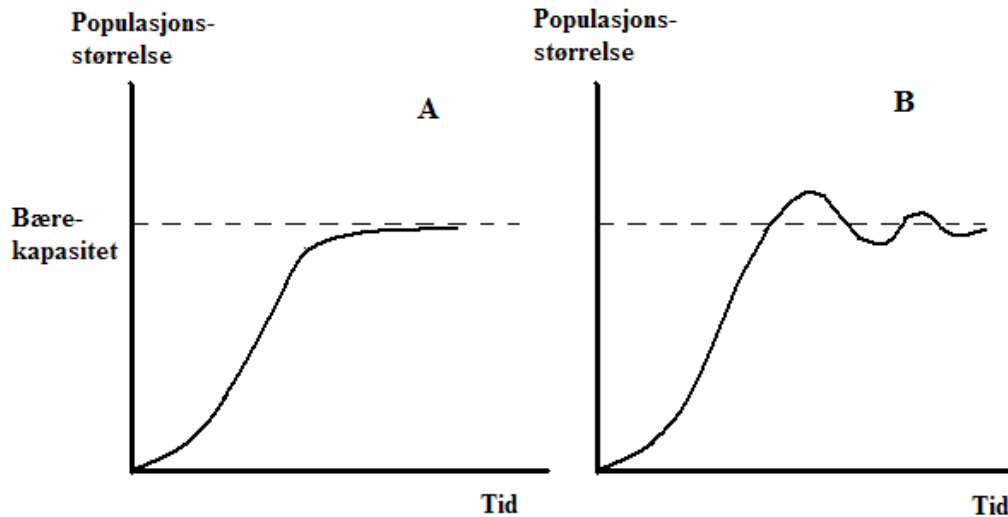
Hemmingsen et al. (2005) fant ut at det var en klart høyere infeksjonsgrad på torsk i Varangerfjorden enn lengre vestover langs norskekysten, der tettheten av kongekrabbe ikke er like stor. De konkluderer også med at det ser ut til at det nettopp er tilstedeværelsen av kongekrabben som er årsaken til denne forskjellen i andel infiserte torsk i og utenfor kongekrabbens utbredelsesområder.

I tillegg til å fungere som vektor for allerede eksisterende parasitter i Barentshavet, er det også interessant å se på om kongekrabben kan ha brakt med seg noen parasitter som ikke naturlig hører hjemme i Barentshavet. Amfipoden *Ischyrocerus commenalis*, Chevreux, 1900, er påvist på kongekrabbe, og er sannsynligvis innført sammen med den. Den kan finnes på en rekke krepsdyr, og man kan dermed ikke utelukke at den kan spre seg til andre arter i Barentshavet (Sundet og Jelmert 2007).

Et av de store spørsmålene rundt kongekrabben og hvilke effekter vi kan se av den, er hvilken utbredelse den kan oppnå og hvor tallrik bestanden kan bli. Det ser ut til at den i norske farvann ikke trekker så langt nordover som i russiske farvann (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007; Sundet 2007). Årsaken til dette kan ligge i bunntopografien, i næringstilgangen eller annet. I tillegg er utbredelsen, som jeg tidligere har nevnt, dynamisk og karakteriseres av at bestanden enda ikke har funnet sitt likevektspunkt (Sundet 2008). Ulike forsøk for å kartlegge potensiell utbredelse har vært gjort, og litteraturstudier i forhold til grunnlaget for utbredelsen i opprinnelsesområdene kan også være til hjelp (Rodin 1989). I en fiskerikandidatoppgave fra 2002 benyttes et forsøksdesign med temperaturgradienter i kar for å bestemme en eventuell

temperaturbegrensning på krabbens utbredelse, og det viser seg at krabben prefererer kaldt vann, under 3 °C (Hansen 2002). Samme studie spekulerer, ut fra krabbens temperaturpreferanser, at den vil kunne etablere seg lengre nord ved Svalbard (Hansen 2002). Andre laboratoriestudier viser at overlevelse blant larvene er bedre ved høyere temperaturer (6 °C) enn ved lavere (1-3 °C), noe som taler til krabbens fordel i forhold til å etablere seg i større deler av norske havområder (Jørgensen et al. 2005). Likevel er det slik at det ikke er bare temperatur som er begrensende eller styrende for krabbens utbredelse, og den har vist stor tilpasningsevne bare ved å etablere seg som den har gjort i Barentshavet. Gerasimova (1997) indikerer at det kun er fødetilgang som vil kunne begrense økningen i antall krabber i de sørlige deler av Barentshavet.

Det er forventet at en fremmed arts bestand skal vokse i størrelse med en S-formet kurve, hvor de abiotiske og biotiske faktorer begrenser dens vekst til å gå mot en horisontal asymptote (figur 21A) (Gerasimova 1997; Nilssen 2006). Etableringsfasen vil være den første del av grafen, hvor stigningen ikke er så bratt. Den mellomste del av grafen vil betegne ekspansjonsfasen, hvor økning i populasjonsstørrelse har en nærmest lineær sammenheng med tid. Så inntreffer metningsfasen, og økning i populasjonsstørrelse vil avta mot asymptoten som betegner miljøets bærekapasitet (Nilssen 2006). Dyr med en lang livssyklus som kongekrabben viser ofte en forsinket respons i forhold til begrensende faktorer, slik at man opplever en "overshoot" og svingninger rundt asymptoten før bestandsstørrelsen stabiliseres på nivå med miljøets bæreevne (figur 21B) (Gerasimova 1997). Resultatet av introduksjonen av kongekrabben i Barentshavet er typisk for både inndelingen i de tre fasene med etablering, ekspansjon og metning (Nilssen 2006), samt svingningene rundt miljøets bæreevne. Sistnevnte ble beskrevet av Tore-André Haugan (2004) i hans master scient.-oppgave, hvor han definerte de tre områdene Porsanger, Kjelmsøysund og Kobbholmfjorden til å ligge på tre ulike steder i forhold til etableringsgrad i 2003. Kongekrabbebestanden i Porsangerfjorden ble da vurdert til å være i overgangen mellom etableringsfasen og ekspansjonsfasen, mens bestandene i både Kobbholmfjorden og ved Kjelmsøysund var vurdert å ligge over miljøets egentlige bærekapasitet. Forventningen i de to sistnevnte områdene ville da være at bestandsstørrelsen vil avta for å komme under miljøets bæreevne.



Figur 21:

Tilfelle A viser en populasjons forventede vekst mot en asymptote som markerer miljøets bærekapasitet. Tilfellet B viser en populasjon av lengelevende organismers tilpasning til den samme bærekapasiteten.

Når stabilitet er oppnådd, kan man altså forvente at krabber vandrer ut av et område for å søke nye ressurser.

Gerasimova (1997) utførte kartlegging av kongekrabbens trofiske linker i Barentshavet, og kom med en forsiktig antydning om at hennes resultater indikerte en øvre grense for bestandsstørrelse på 45 000 tonn – eller 15 millioner individer – i Barentshavet. Dersom bestanden skulle øke ytterligere, ville dette i så tilfelle medføre en reduksjon i forekomsten av demersal fisk i kystområdene på grunn av økt konkurranse om byttedyr. I dag viser estimatene at vi har nærmere 20 millioner individer i Barentshavet, og det er nå viktig å overvåke økosamfunnene for å kartlegge eventuelle effekter.

I februar 2003 kom Havforskningsinstituttet med en forskningsplan for kongekrabbe, som skulle systematisere forskningsinnsatsen i forhold til arten i påfølgende ti år. I denne planen anbefales det at kunnskapen om kongekrabbens biologi økes ved å studere effektene av rammebetingelsene på tilvekst og overlevelse i alle livsstadier, samt at man kartlegger hvilke områder i Nordøst-Atlanteren som tilfredsstillter krabbens krav til rammebetingelser. Undersøkelser av mulige spredningsveier og spredningshastighet i norske havområder anbefales også undersøkt. I tillegg burde eventuelle effekter på eksisterende habitater, og dens samspill med andre arter i de ulike habitater krabben befinner seg belyses (Arbeidsgruppe ved Havforskningsinstituttet 2003). Det legges vekt på forskning på genetisk kartlegging,

metodikk for tallrikhetsbestemmelser, sykdomsspredning og parasitter. Det foreslås helt konkret følgende prioriterte forskningsoppgaver (Arbeidsgruppe ved Havforskningsinstituttet 2003) (sitat):

- ”1. Grunnleggende biologi
 - Rammebetingelser (larver/ungel/adult)
 - Habitatvalg (Spredningspotensiale – Habitater (norsk område)
 - Adferd
 - Populasjonsmodeller
 - Bioenergetikk
2. Utbredelse og spredning
 - Larvedrift (ekperimentelt arbeid og spredningsmodeller)
 - Vandring voksne individ (vandring- og spredningsmodeller)
 - Ballastvann
 - Følge utbredelsefronten, vandring/biologi (toktdata, fiske, bifangst, forskningsfiske)
 - Kunnskap om enkeltindivids utbredelse – merking gjennom året-tettheter
3. Genetiske studier
4. Samfunnsøkologiske effekter (direkte, indirekte)
 - Bløtbunn
 - Hardbunn
 - Fiskesamfunn
 - Samspill med andre arter
 - hvilke arter spiser det samme som kongekrabbe
 - rognkjeks, steinbit, lodde
5. Observasjonsmetodikk og dataanalyse
 - Utvikling av metodikk (bunnfauna, epifauna, habitat, energiflyt)
 - Mengde (akustikk, video, dykking, foto, slede)
6. Sykdomsspredning
7. Parasitter”.

Dette viser et meget omfattende kunnskapsbehov knyttet til kongekrabben. Vi vet enda ikke hvilken påvirkning den faktisk har på økosamfunnet og økosystemet langs norskekysten.

11.4. Handtering av kunnskapsmangelen rundt kongekrabben

Arbeidsgruppen som ble nedsatt av Fiskeri- og kystminister Svein Ludvigsen i 2005 pekte nettopp på problematikken rundt kunnskapshullene i forhold til kongekrabben. Det er usikkerhet knyttet til bestandsestimeringene fra Havforskningsinstituttet og det er utført begrenset forskning på miljøeffekter og innvirkninger på økosystemene. Hovedutfordringen i forhold til økosystemeffekter er at de ikke kan påvises før etter lang tid, noe som begrenser mulighetene til å anbefale tiltak *mot* slike effekter basert på forskning (Evaluering av

forvaltningen av kongekrabbe 2006). Den samme arbeidsgruppen ga en klar anbefaling i 2006 (sitat):

”Inntil vi vet mer om kongekrabbens miljømessige effekter på andre arter, bunnfauna og dens direkte eller indirekte rolle i spredning av sykdommer, mener arbeidsgruppen at en bør forsøke å redusere veksten i bestanden”

FN-konvensjonen om fiske på det åpne hav (1995) slår fast at det ikke kan benyttes et argument om manglende eller utilstrekkelige vitenskaplige opplysninger for å ikke iverksette tiltak for å bevare det marine miljø og verne de levende ressurser i havet. Et eksempel kan brukes for å vise hvor lite vi egentlig kan vite om kongekrabben i dag. Vi forutsetter at de første observasjonene av krabber i våre farvann markerte faktisk startpunkt for utbredelsen i norsk økonomisk sone, det vil si at de første individene som ble observert i 1976 (Kuzmin og Olsen 1994) faktisk var blant de første krabbene som etablerte seg utenfor Finnmarkskysten. Da vil de største krabbene som befinner seg i norsk økonomisk sone i dag være andre- og tredjegerasjons kongekrabbeinnvandrere. Gitt krabbens høge levealder er det altså ikke så mange generasjoner siden den ble introdusert. I tillegg er det forsøkt å benytte datasimuleringer for å forutsi hvilke indirekte effekter som kan komme på andre arter i Barentshavet, dersom man reduserer antallet individer av en art. Det er svært vanskelig å simulere effektene, ettersom små endringer i forutsetningene om forholdet mellom artene ga store utslag på resultatet av simuleringene (Sander og Dommasnes 2006). Dette vil føre til at predikering av økosystemeffekter forut før de inntreffer kan være svært vanskelig.

Problemet med å ikke behandle kongekrabben som en hvilken som helst annen fremmed art i vår fauna, er at vi kan risikere at økosystemeffektene av den blir avdekket først når de er irreversible, og det kan være at effektene viser seg å være sterkt uønsket.

Et annet dilemma i forhold til hvordan vi forholder oss til kongekrabben er betydningen av at vi skaper presedens for håndtering av kommersielt lønnsomme, fremmede arter. Gitt både klimaendringer, som kan øke sannsynligheten for at introduserte arter kan klare å etablere seg, og økende sjøtransport, med fare for etableringer på grunn av ballastvann, kan historien om kongekrabben få følge av flere liknende historier om andre arter. Snøkrabben, *Chionoecetes opilio*, er en kommersielt interessant art som det er gjort observasjoner av i Barentshavet. De første funnene av snøkrabbe i Barentshavet ble gjort av russerne i 1996 ved Gåsebanken øst i Barentshavet (Havforskningsinstituttet 2004). Nye russiske forskningsdata viser at det i dag er

millioner av snøkrabber i Barentshavet. Noen antallsestimater viser at det nå finnes like mange snøkrabber som kongekrabber i Barentshavet (Vikeby 2007). Denne krabben befinner seg på dypt vann i sitt opprinnelsesområde (Dawe og Colbourne 2002), med en viss tendens til at de største krabbene oppholder seg på de største dybder, mens de minste ser ut til å foretrekke grunnere områder. Likevel regnes grunt vann da som 300-400 meters dybde (Dawe og Colbourne 2002), noe som er mer enn gjennomsnittsdypet i det grunne Barentshavet (Loeng 1991). Snøkrabben vokser også langsomt, og det tar 8-9 år fra krabbelarven klekkes til den når kommersiell størrelse, og den lever av krepsdyr, muslinger, slangestjerner, børstemark, sjøpinnsvin og andre bunnlevende organismer (Havforskningsinstituttet 2004). Dersom snøkrabben skulle vise seg å ha etablert seg med en betydelig bestand i Barentshavet, ville spørsmålet være om det planlagte og til dels iverksatte forvaltningsregimet for kongekrabben kunne fungere som en mal for hvordan man skulle forholde seg til den.

Hvis vi går tilbake til Malawi-prinsippene (se avsnitt 11.1) som ligger til grunn for økosystembasert forvaltning (Frøyn 2004), er ett av kravene at forvaltning skal desentraliseres til det laveste passende nivå. Nå vil alltid desentralisering av oppgaver og makt medføre en diskusjon om hva som er formålstjenlig nivå, og Norge har heller ikke tradisjon for å desentralisere forvaltningsoppgaver. Problemstillinga rundt hvorvidt kongekrabbeforvaltningen burde desentraliseres mer, slik som det blant annet er gjort i Alaska, er et stort tema jeg ikke har anledning til å gå inn på i denne avhandlingen.

Det tredje punktet i Malawi-prinsippene er interessant. Det sier noe om nettopp at forvaltningsmyndigheter må vurdere reelle eller potensielle effekter av valgt forvaltningsregime på gjeldende eller andre økosystemer. Punktene 5 og 6 tar for seg bevaring av økosystemets struktur, funksjon og at forvaltningen må legges opp slik at økosystemet skal kunne fungere, mens punkt 7 slår fast at man må definere økosystemet på en passende skala (Frøyn 2004).

De grunnleggende prinsippene i forhold til økosystembasert forvaltning er altså en bevaring av økosystemets funksjon og oppbygning – og da er det vanskelig å finne en passende tilnærming til hvordan man kan klare å bedrive økosystembasert forvaltning av en fremmed art samtidig som man ønsker å forvalte den slik at man får maksimalt økonomisk utbytte. Denne dualiteten gjennomsyrrer hele Stortingsmeldinga om kongekrabbe.

Hva er så de mulige valg som kan tas i forhold til kongekrabben? Alt avhenger av hvor vidt krabben utgjør en faktisk trussel mot økosystemet eller ikke. Jeg har tidligere vært inne på at vi ikke kan få full oversikt over effektene av kongekrabben i Barentshavet før om enda mange år. Dersom vi ikke kan beregne de totale effektene av kongekrabben før de allerede har inntruffet, hvordan skal vi klare å beslutte hva som er riktig strategi ovenfor kongekrabben i våre farvann? For å forenkle dilemmaet og fremstille det i en beslutningsmatrise, forutsetter jeg at det finnes bare to mulige konsekvenskategorier – at kongekrabben er en reell trussel i økosystemet eller at den ikke er det. I forhold til iversksetting av tiltak forenkler jeg også kraftig med å sette opp kun et rent utrydningsfiskeri kontra å beholde en kommersielt utnyttbar bestand som forvaltes etter forventninger om langsiktig økonomisk utbytte.

De ulike ventede effektene, gitt disse forenklede utgangspunktene, er vist i tabell 4. Dersom kongekrabben med tiden skulle vise seg å ikke være noen reell trussel mot økosystemets funksjon, men vi har iversatt et utrydningsfiskeri, ender vi i boks C hvor vi over mange år har mistet det økonomiske utbyttet og de positive effektene som vi kunne hatt dersom vi hadde forvaltet kongekrabben som en ressurs over tid. Dette er altså en negativ økonomisk effekt, fordi det i ettertid viste seg at vi valgte feil strategi for forvaltningen. Ettersom bestanden ikke bare befinner seg i norsk område, vil det likevel kunne være en mulighet, gitt at Russland fortsetter sine strategier ovenfor kongekrabben, at vi kan la en bestand bygge seg opp etter at konsekvensene er kartlagt. Velger vi å beholde en kommersiell bestand og det i ettertid blir kartlagt at kongekrabben ikke er en trussel, ender vi i boks D. Da har vi ingen negative effekter, men derimot den positive effekten at vi har tjent penger på kongekrabben gjennom mange år.

Tabell 4:

Beslutningsmatrise for forenklet dilemma om forvaltning av kongekrabben

	Utrydningsfiskeri	Beholder en kommersiell bestand
Kongekrabben er en reell trussel i økosystemet	Konsekvensene er at de negative effektene på økosystemet minimeres. Negative effekter på andre fiskerier begrenses så mye som mulig. A	Konsekvensene er at kongekrabben påvirker økosystemet negativt, mulig negativ effekt også på andre fiskerier. B
Kongekrabben er ikke en reell trussel i økosystemet	Konsekvensene er at man taper potensielt økonomisk utbytte av fiskeriet på kongekrabbe. C	Konsekvensene er at man får de positive økonomiske effektene av kongekrabben, uten at økosystemet påvirkes negativt. D

Hvis vi i dag velger å forvalte kongekrabben som en kommersiell bestand, men det etter en tid viser seg at kongekrabben likevel var en trussel mot økosystemet, ender vi i boks B. Da er tapet muligens endrede sammensetninger av økosystemet, negativ innvirkning på andre kommersielle arter eller tap av diversitet i Barentshavet. Positiv effekt er selvsagt at vi har hatt en økonomisk gevinst av kongekrabbefiskeriet gjennom mange år. Dersom vi i dag derimot velger å definere kongekrabben som en uønsket art i vår fauna og setter i gang utrydningsfiskeri, og det i fremtiden viser seg at den har negative effekter på økosystemet, vil vi havne i boks A og konsekvensen være at vi har gjort så mye som vi kan for å redusere de negative effektene.

Valget av strategi vil ikke kunne være noe annet enn et politisk og verdimeessig valg, all den tid det er *potensielle* og usikre negative fremtidige konsekvenser som må veies opp mot hverandre, både økonomiske, biologiske og rent miljøvernmessige effekter. Avhengig av hvordan man politisk vurderer de ulike eventuelle effektene mot hverandre, vil man velge den strategi som oppfattes mest riktig. Samtidig er det slik at det ikke er enkelt å fremskrive de økonomiske konsekvensene innen hver boks, da kaskadeeffekter som kan ramme andre økonomisk viktige arter ville basere seg på så usikre antakelser at de ikke ville være verdifulle som beslutningsgrunnlag. Grosholz (2002) viste nettopp til at det kan ta tid fra man ser effekter på enkeltarter til man ser effekter på hele økosamfunn eller økosystemer. Gitt dette, blir det egentlig et spørsmål om man prioriterer en kortsiktig økonomisk gevinst av kongekrabbefiskeriet over *faren* for at den kan ha negative effekter på økosystemet.

Nå er kanskje ikke beslutningen om forvaltning av kongekrabben i realiteten en så enkel problemstilling som tabell 2 kan gi inntrykk av, men like fullt forholder vi oss til en art som ikke er naturlig tilhørende i vårt havområde, og som vi bare har spredte implikasjoner på hvilke effekter den faktisk kan ha. Dette utgangspunktet synes Stortingsmelding nr. 40 (2006-2007) tilsynelatende å innta, men samtidig ønsker man å høste de økonomiske gevinstene av den. Er det mulig å forene dette?

Legalisering av bifangst, høy beskatningsgrad, beskatning av begge kjønn og flere fartøy i fisket er uttalte fremtidsutsikter innenfor forvaltningen av kongekrabben (Stortingsmelding nr. 40 2006-2007). Problemet er samtidig og holde et klart fokus på kommersiell fangst av kongekrabbe. Forutsigbarhet, i alle fall til en viss grad, er på mange måter et grunnlag for bærekraftige fiskerier. Hvilken forutsigbarhet vil fremtidige krabbefiskere oppleve dersom ikke bestanden forvaltes etter prinsippene om bærekraft? Det er egentlig flere spørsmål enn svar rundt fremtiden til kongekrabbebestanden, kongekrabbefiskeriene og økosystemeffektene av kongekrabben.

Så kan man spørre seg: Er det et stort problem om man *ikke* setter i gang et utrydningsfiskeri i hele norsk økonomisk sone? I forhold til kartlegging av bestandsspredning og kontrolltiltak for spredning er det en fordel at krabben tross alt befinner seg langs kysten og inne fjordene. Men hva skjer så den dagen den eventuelt etablerer seg ved Svalbard? Det er ikke noe uoverkommelig problem å overvåke bestanden der, men Svalbard befinner seg betydelig utenfor kommersielt område, og langt unna de små fartøyene som det med dagens regime er lagt opp til at skal holde bestanden i sjakk. Hvem skal holde bestanden nede der, og hvem skal betale kostnadene for dette?

Uansett valg av forvaltningsregime er det avgjørende at forskning på de økologiske konsekvensene trappes betydelig opp, og i alle fall om det skal fortsette et kommersielt fiskeri etter kongekrabbe. Dette er også viktig ettersom vi per i dag ikke har gode metoder for å bestemme antall krabber under 70 mm ryggskjoldlengde, noe som kan være avgjørende for å predikere hvordan bestandsstørrelsen vil utvikle seg de nærmeste årene, og for kartleggingen av effektene av disse minste krabbene. I tillegg er det flere av de biologiske kvalitetene ved kongekrabben som kan endre seg over tid. For eksempel er temperatur og fødetilgang de to viktigste eksterne faktorene som kontrollerer vekst og skallskifte (Hartnoll 2001). Begge disse

faktorene kan variere både i tid og rom i forhold til kongekrabbens utbredelse. Dette innebærer også at etter hvert som likevekt i forhold til miljøets bæreevne, som vist i figur 21, oppnås i et område, kan man kunne se for seg at begrensning i fødetilgangen og konkurranse om byttedyrene vil kunne ha effekt på vekst og skallskiftefrekvens. Vekst er et avgjørende begrep å kunne kvantifisere for å utforme forvaltningsregimer. Alle endringer i økosystemet, både naturlige svingninger og andre forstyrrelser, vil kunne endre forutsetningene for kongekrabbens påvirkning på økosystemets bestanddeler og økosystemet som helhet. Tabell 4 gjør det klart at valget av strategi i dag kan gi to mulige utfall. Min egen vurdering er at summen av mulige negative konsekvenser er minst dersom man velger et utrydningsfiskeri fremfor et kommersielt fiskeri. Dette er, som jeg tidligere har skrevet, politiske vurderinger ut fra hva man vektlegger som viktigste verdier. Økosystembasert forvaltning i Barentshavet medfører dessuten at det må utvises større varsomhet med større tiltak i økosystemet når man ikke kan forutsi konsekvensene med stor sikkerhet (Sander og Dommasnes 2006). Til syvende og sist er det heller ikke bare snakk om hva man kunne tenke seg å beslutte ut fra en meget forenklet beslutningsmatrise, men hvilke tiltak som er politisk, økonomisk, biologisk og praktisk gjennomførbare.

12. Avsluttende kommentarer

Det mest sannsynlige fremtidsscenarioet på kort sikt når det gjelder forvaltning av kongekrabben, er at hovedlinjene fra Stortingsmelding nr. 40 (2006-2007) blir retningsgivende. Det vil si at vi kommer til å fortsette med en todeling av bestanden, ut fra geografi, hvor det utenfor kommersielt område er nedfisking og kontroll med spredning som er de viktigste målene, mens det innenfor kommersielt område er hovedfokus på å maksimere det langsiktige, økonomiske utbyttet, dog med noen foreløpig udefinerte begrensninger. Forvaltning av introduserte arter er upløyd mark for norske myndigheter. Nettopp interessekonflikten mellom den økonomiske fortjenesten som kongekrabben representerer og de *potensielle* negative effektene den kan ha på økosystemet danner grunnlaget for en todelt strategi fra norske myndigheter. Det er et nordnorsk ordspråk som sier: ”Den som rir to hester samtidig vil før eller senere forskreve seg”. I tilfellet med kongekrabben er det ikke sikkert at det lar seg kombinere å ha fokus på å forhindre negative effekter av kongekrabben samtidig som det er et kommersielt fiskeri etter den. Dette ville faktisk kun være mulig dersom det viser seg at kongekrabben ikke har noen direkte eller indirekte effekter på økosystemet eller økosamfunnet den oppholder seg i, noe som ut fra alt man vet om fremmede arter andre steder er lite sannsynlig.

For å ha den minste mulighet for å komme i forkant av utfordringene som vi *kan* stå ovenfor langs norskekysten i fremtiden, er det helt avgjørende at det satses mer på forskning. Dette er viktig, ikke bare direkte knyttet opp til kongekrabben, men også i bred forstand innen det marine miljø. De ulike data som samles inn gjennom Havforskningsinstituttets ulike tokt, Mareanoprosjektet og andre datainnsamlinger burde koordineres godt slik at det vil være mulig å stille bedre forberedt før neste eventuelle invasjon utfordring i havet. Vi må vite hvordan sammenhengene er i havet *før* en introduksjon for å kunne vurdere eventuelle effekter.

Kongekrabben har gjennom Stortingsmelding nr 40 (2006-2007) fått permanent oppholdstillatelse i Norge, selv om man samtidig skal evaluere og vurdere forvaltningstiltakene hyppig. Jo lengre tid vi definerer kongekrabben som en kommersiell art, desto vanskeligere vil det bli å endre definisjonen dersom det skulle vise seg at det utgjør en trussel i våre havområder. Jo lengre tid det går, desto mer etablert blir bedrifter, arbeidsplasser og hele samfunn basert på fangst av kongekrabben. Regjeringa har planlagt å bruke offentlige

midler på markedsarbeid i forhold til oppstart av fangst av hunnkrabber, og dette vil også bidra til at kongekrabben i enda sterkere grad blir betraktet som en kommersiell art, og ikke som en fremmed, potensielt skadelig art. Stortingsmelding nr 40 (2006-2007) skaper ikke ro rundt interessekonfliktene i forhold til kongekrabben, men samtidig er det vanskelig å se for seg at en Stortingsmelding kunne gjort dette, uansett anbefalt forvaltningsstrategi.

Fremtidens utvikling for kongekrabben kan ingen vite noe sikkert om. Det kommer til å bli spennende å se hvilke konsekvenser de nye tiltakene som skal settes i verk kommer til å få. Vil vi klare å stanse spredning til nye områder? Vil vi klare å holde bestanden utenfor kommersielt område lavere enn i dag? Vil fangst av hunnkrabber bidra til en bedre bestandskontroll, og vil vi få solgt hunnkrabber og undermåls krabber på markedet? Vil det om noen år vise seg at kongekrabben hadde større, eller eventuelt mindre, skadelige effekter enn hva vi kunne tro i dag? Det er fremdeles så mange spørsmål rundt den røde kongen. Og dessverre – fremdeles så få svar.

13. Litteratur

- Alaska Fisheries Sciences Senters nettside - Foto av glaucothoelarve hentet fra <http://www.afsc.noaa.gov/Kodiak/shellfish/rkclifestages.htm>. Lastet ned 10. desember 2007
- Amundsen, P.-A. 2001. Konkurransen - viktig interaksjon i økosamfunn. *Naturen* 125:9-16.
- Anisimova, N., B. Berenboim, O. Gerasimova, I. Manushin og M. Pinchukov 2005. On the effect of king crab on some components of the Barents sea ecosystem. *Proceedings of the 11th Russian-Norwegian Symposium, Pinro Press, Murmansk 2/2005*.
- Arbeidsgruppe ved Havforskningsinstituttet 2003. Forskningsplan Økosystem-effekter av Kongskrabbe. *Havforskningsinstituttet, 20 s*.
- Benjaminsen, T. 2007. Balsfjordens første konge. nordlys.no. <http://www.nordlys.no/nyheter/article3122848.ece> Lastet ned 13.11.07
- Blakar, R. M. 1973. *Språk er makt*. Pax. 296 s.
- Bogstad, B., K. H. Hauge og Ø. Ulltang 1997. MULTSPEC - A multi-species model for fish and marine mammals in the Barents Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22:317-341.
- Bogstad, B., H. Gjøsæter, R. Ingvaldsen og J. E. Stiansen 2007. Oversikt over økosystem Barentshavet. s. 22-24 i *Havets ressurser og miljø 2007. Fisken og havet*, red. M. Skogen, H. Gjøsæter, R. Toresen og Y. Robbestad. Havforskningsinstituttet.
- Breen, O. 1990. Oseanografi. s. 99 - 140. Gyldendal Norsk Forlag.
- Caddy, J. F. 1988. *Marine invertebrate fisheries: Their assessments and management*. John Wiley & Sons. 725 s.
- Crowder, L. B. 1990. Community ecology. s. 609-632 i *Methodes for Fish Biology*, red. C. B. Schreck og P. B. Moyle. American Fisheries Society.
- Dawe, E. G. og E. B. Colbourne 2002. Distribution and demography of snow crab (*Chionoecetes opilio*) males on the Newfoundland and Labrador Shelf. s. 577-594 i *Crabs in cold water regions: Biology, management and economics*, red. A. J. Paul, E. G. Dawe, R. Elner, G. S. Jamieson, G. H. Kruse, R. S. Otto, B. Sainte-Marie, T. C. Shirley og D. Woodby. University of Alaska Sea Grant College Program.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1992. Protokoll for den 21. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1994. Protokoll for den 23. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1996. Protokoll for den 25. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.

- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 1997. Protokoll for den 26. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2000. Protokoll for den 29. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2001. Protokoll for den 30. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2003. Protokoll for den 32. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon 2005. Protokoll for den 34. sesjon i den blandete norsk-russiske fiskerikommisjon.
- Den blandete norsk-sovjetiske fiskerikommisjon 1991. Protokoll for den 20. sesjon for den blandete norsk-sovjetiske fiskerikommisjon.
- Direktoratet for Naturforvaltning 2007. Økosystembasert forvaltning.
<http://www.dirnat.no/content.ap?thisId=500014259> Lastet ned 12. desember 2007
- Eliassen, E. D. 2006. Kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*). Kartlegging fra 2 til 60 nautiske mil fra land. Toktrappert kartlegging av kongekrabbe 2006 Havforskningsinstituttet, 12 s.
- Epelbaum, A. B., R. R. Borisov og N. P. Kovatcheva 2006. Early development of the red king crab *Paralithodes camtschaticus* from the Barents Sea reared under laboratory conditions: morphology and behaviour. *Journal of Marine Biology Association of UK* 86:317-333.
- Evaluering av forvaltningen av kongekrabbe 2006. Rapport fra en arbeidsgruppe satt ned av fiskeri- og kystminister Svein Ludvigsen, 27 s.
- Falk-Petersen, J., T. Bøhn og O. T. Sandlund 2006. On the numerous concepts in invasion biology. *Biological Invasions* 8:1409-1424.
- Fiskeriforskning 1998. *Kongekrabbe: Ny fôrtype muliggjør oppdrett* i Fiskeriforskning informerer. Red. A. Mortensen. 2 s.
- Fiskeriforskning 2002. *Kongekrabben kan bli mer verdt* i Fiskeriforskning informerer. Red. T. Dale og S. Siikavuopio. 2 s.
- FN-konvensjonen om fiske på det åpne hav 1995.
- FNs havrettskonvensjon 1982. Artikkel 196 i FNs havrettskonvensjon.
- Forskermøte mellom norske og russiske forskere 2005. Protocol Of the Annual Meeting between Russian and Norwegian Scientists. i *the Annual Meeting between Russian and Norwegian Scientists*. Arkangelsk, Russland.

- Frøyn, L. 2004. Helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet. s. 152-156 i *Havets ressurser 2004. Fisken og Havet*, red. K. Michalsen. Havforskningsinstituttet.
- Fukuhara, F. M. 1985. Biology and fishery of southeastern Behring Sea red king crab (*Paralithodes camtschatica*, Tilesius). *Report to National Ocean Service, Office of Oceanography and Marine Services, Alaska*.
- Gabaev, D. G. 2007. Ecology of reproduction of the red king crab. *Russian Journal of Ecology* 38:112-118.
- Galil, B. S. 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 55:314-322.
- Gerasimova, O. V. 1997. Analysis of king crab (*Paralithodes camtschatica*) trophic links in the Barents sea. *ICES; Theme Session on Trophic Relationships CM 1997/GG:03*, 21 s.
- Granlien, S. E. 2003. Krabbet helt til Svalbard. nrk.no.
http://www.nrk.no/nyheter/distrikt/nrk_finnmark/3016480.html Lastet ned 14. januar 2008
- Grosholz, E. 1996. Contrasting rates of spread for introduced species in terrestrial and marine systems. *Ecology* 77:1680-1686.
- Grosholz, E. 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17:22-27.
- Gudimov, A. V., E. N. Gudimova og L. V. Pavlova 2003. Effects of the red king crab *Paralithodes camtschaticus* on the Murmansk coastal macrobenthos: The first estimates using sea urchins of the genus *Strongylocentrotus* as an example. *Doklady Biological Sciences* 398:539-541.
- Hansen, T. H. 2002. Temperaturpreferanse hos kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*). Fiskerikandidatoppgave. Norges Fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. 59 s.
- Hartnoll, R. G. 2001. Growth in Crustacea - twenty years on. *Hydrobiologia* 449:111-122.
- Haugan, T.-A. 2004. Bunnsamfunn og næringsvalg hos kongekrabbe, *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815), på noen lokaliteter i Finnmark. Master scient.-oppgave. Norges Fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. 79 s.
- Havforskningsinstituttet 2004. Snøkrabbe - registreringer av arten i Barentshavet.
http://www.imr.no/visste_du/arter/snokrabbe Lastet ned 28. januar 2008
- Havforskningsinstituttet 2007. Kongekrabbens utbredelse.
http://www.imr.no/visste_du/arter/kongekrabbe/spredning Lastet ned 11. januar 2008
- Havforskningsinstituttets nettside - Foto av zoealarve hentet fra
http://www.imr.no/visste_du/arter/kongekrabbe/biologi. Lastet ned 10. desember 2007

- Hemmingsen, W., P. A. Jansen og K. MacKenzie 2005. Crabs, leeches and trypanosomes: an unholy trinity? *Marine Pollution Bulletin* 50:336-339.
- Hjelset, A. M., J. H. Sundet og E. M. Nilssen in prep. Size at sexual maturity in female red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) from the Barents Sea, Norway. *Manus*. 24 s.
- Holte, T. 1987. *Systematisk Zoologi*. Oslo. Universitetsforlaget. 164 s.
- Huse, G. 2007. Hva er et økosystem? s. 181-186 i *Havets ressurser og miljø*, red. M. Skogen, H. Gjøsæter, R. Toresen og Y. Robberstad. Havforskningsinstituttet.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- Ivanov, B. G. 2002. Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the eastern Okotsk sea: Problems of stock management and research. s. 651-680 i *Crabs in cold water regions: Biology, management and economics*, red. A. J. Paul, E. G. Dawe, R. Elnor, G. S. Jamieson, G. H. Kruse, R. S. Otto, B. Sainte-Marie, T. C. Shirley og D. Woodby. University of Alaska Sea Grant College Program.
- Jewett, S. C. og H. M. Feder 1982. Food and habits of the king crab *Paralithodes camtschatica* near Kodiak Island, Alaska. *Marine Biology* 66:243-250.
- Jewett, S. C. og C. P. Onuf 1988. Habitat suitability index models: Red king crab. *U.S Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Biological Report* 82:34 s.
- Jørgensen, L. L. 2005. Impact scenario for an introduced decapod on Arctic epibenthic communities. *Biological Invasions* 7:949-957.
- Jørgensen, L. L. og J. H. Sundet 2003. Introduction, spread and potential impact of the recently introduced red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in coastal subarctic Norway. *Proceedings of the Third International Conference on Marine Bioinvasions, La Jolla, California, March 16-19, 2003*: s. 71.
- Jørgensen, L. L. og R. Primicerio 2007. Impact scenario for the invasive red king crab *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815) (Reptantia, Lithodidae) on Norwegian, native, epibenthic prey. *Hydrobiologia* 590:47-54.
- Jørgensen, L. L., I. Manushin, J. H. Sundet og S.-R. Birkely 2005. The intentional introduction of the marine red king crab *Paralithodes camtschaticus* into the Southern Barents Sea. *Cooperative Research Report, ICES* 277:25 s.
- Jørgensen, T., S. Løkkeborg, A. Fernö og M. Hufthammer 2007. Walking speed and area utilization of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) introduced to the Barents Sea coastal ecosystem. *Hydrobiologia* 582:17-24.
- Jørstad, K. E., C. Smith, Z. Grauvogel og L. Seeb 2007. The genetic variability of the red king crab, *Paralithodes camtschatica* (Tilesius, 1815) (Anomura, Lithodidae) introduced

- into the Barents Sea compared with samples from the Bering Sea and Kamchatka region using eleven micorsatelite loci. *Hydrobiologia* 590:115-121.
- Jørstad, K. E., E. Farestveit, H. Rudra, A.-L. Agnalt og S. Olsen 2002. Studies on Red King Crab (*Paralithodes camtschaticus*) introduced to the Barents Sea. s. 425-438 i *Crabs in cold water regions: Biology, management, and economics*, red. A. J. Paul, E. G. Dawe, R. Elner, G. S. Jamieson, G. H. Kruse, R. S. Otto, B. Sainte-Marie, T. C. Shirley og D. Woodby. University of Alaska Sea Grant College Program.
- Karpevich, A. F. og N. K. Lukonina 1970. Transplantation of fishes and aquatic invertebrates in 1966. *Journal of Ichthyology* 10:404-420.
- Konvensjonen om biologisk mangfold 1992.
- Kovatcheva, N. P. 2006. Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) reproduction and cultivation in artificial conditions in Russia. s. 15-22 i *Alaska Crab Stock Enhancement and Rehabilitation: Workshop Proceedings*, red. B. G. Stevens. Alaska Sea Grant College program.
- Kuzmin, S. og S. Olsen 1994. Barents Sea king crab (*Paralithodes camtschatica*). The transplantation experiments were successfull. *International Council for Exploration of Sea Council Meeting* 1994/K:12, 12 s.
- Kuzmin, S. og J. H. Sundet 2000. Joint report for 2000 on the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) investigations in the Barents Sea. Basic requirements for management of the stock. Report to the 29th Session of the Mixed Russian-Norwegian Fisheries Commission. *Fiskeriforskning*. Rapport nr 19/2000, 24 s.
- Lockwood, J. L., P. Cassey og T. Blackburn 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:223-228.
- Loeng, H. 1991. Features of the physical oceanographic conditions of the Barents Sea. *Polar Research* 10(1):5-18.
- Lund, E. 2005. Belastet vann - spredning av arter med ballastvann. *Rapport for Norges Naturvernforbund* Rapport nr 1:1-19.
- Michalsen, K., K. H. Nedreaas, O. Nakken, A. Aglen og D. W. Skagen 2004. Fra målebrett til kvote. s. 12-22 i *Havets ressurser 2004 Fisken og Havet, særnr 1-2004*, red. K. Michalsen. Havforskningsinstituttet.
- Miljøverndepartementet 2007. *Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter*. Produsert av Miljøverndepartementet, Finansdepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Forsvarsdepartementet, Justisdepartementet, Kunnskapsdepartementet, Landbruks- og matdepartementet, Nærings- og handelsdepartementet, Olje- og energidepartementet og Samferdselsdepartementet. 48 s.

- Nedreaas, K. 2007. Fra målebrett til kvote - om datainnsamling, beregningsmetoder og hvordan kvoteanbefalinger blir til. s. 174-177 i *Havets ressurser og miljø 2007. Fisken og Havet, særnr. 1-2007*, red. M. Skogen, H. Gjøsæter, R. Toresen og Y. Robbestad.
- Nilssen, A. C. 2006. Spredning av arter er et stort globalt problem. *Ottar* 3:44-52.
- Nilssen, E. M. 2003a. Kongekrabbe i Barentshavet - biologi og utbredelse. *Ottar* 4:7-12.
- Nilssen, E. M. 2003b. Forskningsmessige utfordringer med kongekrabben som introdusert art. *Ottar* 4:40-47.
- Nilssen, E. M. 2007. *Personlig kommentar gitt 10. desember*, Tromsø
- Nilssen, E. M. 2008a. *Personlig kommentar gitt 16. januar*, Tromsø
- Nilssen, E. M. 2008b. *Personlig kommentar gitt 31. januar*, Tromsø
- Nilssen, E. M. og J. H. Sundet 2006. The introduced species red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea. II. Growth increments and moulting probability. *Fisheries Research* 82:319-326.
- NODC 2001. Hydrochemical atlas of the sea of Okhotsk 2001. National Oceanographic Data Center. http://www.nodc.noaa.gov/OC5/okhotsk/ok_doc.html Lastet ned 13. februar 2008
- Nordlys 2008. "Flyfisk" fikk krabbe! i Nordlys, 29. januar, Tromsø. s 14-15.
- Norsk Polarinstitutt 2003. Notat til Miljøverndepartementet, Direktoratet for naturforvaltning of Sysselmannen på Svalbard: Mulige konsekvenser av kongekrabbe på Svalbard og vurdering av tiltak. 12. desember 2003. *Tromsø*
- Norsk Svarteliste 2007. *Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Artsdatabanken.* 152 s.
- nrk.no 2002. Nærkontakt med spekkhoggeren. http://www.nrk.no/programmer/tv/ut_i_naturen/2296982.html Lastet ned 04.10.07
- Occhipinti-Ambrogi, A. og C. Sheppard 2007. Marine bioinvasions: A collection of reviews. *Marine Pollution Bulletin* 55:299-301.
- Occhipinti-Ambrogi, A. og D. Savini 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 46:542-551.
- Olsen, A. 2003. Det startet med ni krabber i 1960. *Ottar* 4-2003:3-6.
- Orlov, Y. I. og A. F. Karpevich 1965. On the introduction of the commercial crab *Paralithodes camtschatica* (Tilesius) into the Barents Sea. *Reunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 156:59-61.

- Orlov, Y. I. og B. G. Ivanov 1978. On the introduction of the Kamchatka King Crab *Paralithodes camtschatica* (Decapoda: Anomura: Lithoidae) into the Barents Sea. *Marine Biology* 48:373-375.
- Ottesen, G., B. Ådlandsvik og H. Loeng 2000. Predicting the temperature of the Barents Sea. *Fisheries Oceanography* 9:121-135.
- Paul, A. J. 1992. A review of size at maturity in male tanner (*Chionoectes bairdi*) and king (*Paralithodes camtschaticus*) crabs and the methods used to determine maturity. *American Zoologist* 32:534-540.
- Paul, A. J., J. M. Paul og K. O. Coyle 1989. Energy sources for first-feeding zoeae of king crab *Paralithodes camtschatica* (Tilesius) (Decapoda, Lithodidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 130:55-69.
- Pavlova, L. V., T. A. Britayev og A. V. Rzhavsky 2007. Benthos Elimination by Juvenile Red King Crabs *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815) in the Barents Sea Coastal Zone: Experimental Data. *Doklady Biological Sciences* 414:231-234.
- Pedersen, O. P., E. M. Nilssen, L. L. Jørgensen og D. Slagstad 2006. Advection of the red king crab larvae on the coast of North Norway - A Lagrangian model study. *Fisheries Research* 79:325-336.
- Putman, R. J. og S. D. Wratten 1984. The concept of the niche. s. 105-126 i *Principles of Ecology*. University of California Press.
- Rafter, E. E. 1996. Litteraturstudium, biologi og ernæringsøkologi til kongekrabbe *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815) i Varanger. Cand.scient.-oppgave. Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. 105 s.
- Reed, R. K. 1999. A time series of temperature, salinity, and geopotential across the southeastern Bering Sea shelf, 1995-1999. *NOAA Technical Report ERL 455-PMEL* 43, 15 s.
- Rist, N. A. 1999. Modning og fekunditet hos kongekrabbe, *Paralithodes camtschaticus*, i Varangerfjorden og Tanafjorden. Cand. scient.-oppgave. Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. 64 s.
- Rodin, V. E. 1989. Population biology of the king crab *Paralithodes camtschatica* Tilesius in the North Pacific Ocean. s. 133-144 i *Proceedings of the international symposium on king and tanner crabs*. Anchorage, Alaska. Alaska Sea Grant College Program.
- Roughgarden, J. og J. Diamond 1986. Overview: The Role of Species Interactions in Community Ecology. s. 333-343 i *Community Ecology*, red. J. Diamond og T. J. Case. Addison-Wesley.
- Sander, G. og A. Dommasnes 2006. Kan vi forutsi hva som vil skje med økosystemet i Barentshavet? *Ottar* 2:29-35.

- Schoener, T. W. 1989. The ecological niche. i *Ecological Concepts*, red. J. M. Cherrett. Blackwell Science.
- Shcherbina, A. Y., L. D. Talley og D. L. Rudnick 2003. Direct observations of North Pacific ventilation: Brine Rejection in the Okhotsk sea. *Science* 302:1952-1955.
- Shirley, S. M. og T. C. Shirley 1987a. Photoresponses and swimming ability of red king crab larvae. *American Zoologist* 27A:103-103.
- Shirley, S. M. og T. C. Shirley 1987b. Diel vertical movements of alaskan red king crab zoeae. *American Zoologist* 27A:103-103.
- Shirley, S. M. og T. C. Shirley 1989. Depth and diel feeding periodicity of red king crab larvae. *American Zoologist* 29A:64-64.
- Smith, K. D., N. G. Hall, S. de Lestang og I. C. Potter 2004. Potential bias in estimates of the size of maturity of crabs derived from trap samples. *ICES Journal of Marine Science* 61:906-912.
- Somerton, D. A. 1980. A computer technique for estimating the size of sexual maturity in crabs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1488-1494.
- Stenevik, E. K. og S. Sundby 2007. Impacts of climate change on commercial fish stocks in Norwegian waters. *Marine Policy* 31:19-31.
- Stiansen, S. 2007. Bestandsestimering med kongekrabbeteiner. i *Kyst og Havbruk 2007*, red. E. Dahl, T. Haug, P. K. Hansen og Ø. Karlsen. Havforskningsinstituttet.
- Stone, R. P., C. E. O'Clair og T. C. Shirley 1992. Seasonal migration and distribution of female red king crabs in a southeast Alaskan estuary. *Journal of Crustacean Biology* 13:546-560.
- Stortingsmelding nr. 8 2005-2006. *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)*. Produsert av Miljøverndepartementet. 139 s.
- Stortingsmelding nr. 12 2001-2002. *Rent og rikt hav*. Produsert av Miljøverndepartementet. 104 s.
- Stortingsmelding nr. 21 2004-2005. *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. Produsert av Miljøverndepartementet. 180 s.
- Stortingsmelding nr. 40 2006-2007. *Forvaltning av kongekrabbe*. Produsert av Fiskeri- og kystdepartementet. 144 s.
- Sundet, J. H. 2006. Kongekrabbe. s. 82-84 i *Kyst og havbruk 2006*, red. T. Svåsand, K. Boxaspen, E. Dahl og L. L. Jørgensen. Havforskningsinstituttet.
- Sundet, J. H. 2007. *kommentar gitt 20. september under et møte på Havforskningsinstituttet, Tromsø*

- Sundet, J. H. 2008. *Personlig kommentar gitt på telefon 23. januar, Tromsø*
- Sundet, J. H. og V. Sokolov 2006. Joint report for 2006 on the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) investigations in the Barents Sea. *Report to the 35th Session of the Joint Russian-Norwegian Fisheries Commission*.
- Sundet, J. H. og A. M. Hjelset 2006. *Bestandsvurdering av kongekrabbe i norsk sone 2006. Rapport til Fiskeri- og kystdepartementet*. Produsert av Havforskningsinstituttet. 11 s.
- Sundet, J. H. og A. Jelmert 2007. Kongekrabbe *Paralithodes camtschaticus*. *Faktaark: Fremmed art. Artsdatabanken, 2 s.*
- Sundet, J. H. og A. M. Hjelset 2007. *Bestandsvurdering av kongekrabbe i norsk sone 2007. Rapport til Fiskeri- og kystdepartementet*. Produsert av Havforskningsinstituttet. 11 s.
- Sundet, J. H., A. M. Hjelset og B. Fermann 2002. Bifangst av kongekrabbe i garn- og linefisket i 2001. *Fiskeriforskning rapport 4:18 s.*
- Thomas, R. E. og S. D. Rice 1992. Salinity tolerance of adult and juvenile red king crabs *Paralithodes camtschatica*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 103A:433-437.
- Urdahl, R. 2004. Venter flere kongekrabber i Lofoten. nrk.no.
<http://nrk.no/nyheter/distrikt/nordland/1.93098> Lastet ned 05.10.2007
- Vikeby, M. 2007. Snøkrabbe-eksplosjon. fiskeribladet.no.
<http://www.fiskeribladet.no/default.asp?side=101&lesmer=6026> Lastet ned 1. februar 2008
- Wallace, M. M., C. J. Pertuit og A. R. Hvatum 1949. Contribution to the biology of the king crab (*Paralithodes camtschaticus* Tilesius). *U. S Fish & Wildlife Service, Fishery Leaflet* 340:50 s.
- Wallentinus, I. og C. D. Nyberg 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine Pollution Bulletin* 55:323-332.
- Watters, G. og A. J. Hobday 1998. A new method for estimating the morphometric size at maturity of crabs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:704-714.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. 244 s.
- Woodgate, R. A., K. Aagard og T. Weingartner 2005. Monthly temperature, salinity and transport variability of the Bering strait throughflow. *Geophysical Research Letters* 32,;L04601, doi:10.1029/2004GL021880.
- Yamaguchi, H., Y. Ueda, Y. Kanno og T. Matsuishi 2002. Population assessment using a length-based population analysis for the Japanese hair crab (*Erimacrus isenbeckii*). i *Crabs in cold water regions: biology, management and economics*, red. A. J. Paul, E. G. Dawe, R. Elner, G. S. Jamieson, G. H. Kruse, R. S. Otto, B. Sainte-Marie, T. C.

Shirley og D. Woodby. Anchorage, Alaska, USA. University of Alaska Sea Grant College Program.

Zheng, J. og G. H. Kruse 1998. Using multiple data sets to assess red king crab in Norton Sound, Alaska: Length-based stock synthesis. s. 591-612 i *Fishery stock assessment models*, red. F. Funk, T. J. Quinn II, J. Heifetz, J. N. Ianelli, J. E. Powers, J. F. Schweigert, P. J. Sullivan og C.-I. Zhang. University of Alaska Sea Grant College Program.

