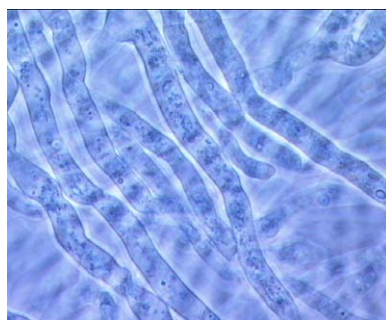


Økonomiske konsekvenser for edelkrepsefisket ved innførsel av signalkreps, krepsepest og vasspest

Stein I. Johnsen
Børre K. Dervo
Kristian Lein



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Økonomiske konsekvenser for edel- krepsfisket ved innførsel av signalkreps, krepsepest og vasspest

Stein I. Johnsen
Børre K. Dervo
Kristian Lein

Johnsen, S. I., Dervo, B. og Lein, K. 2009. Økonomiske konsekvenser for edelkrepsfisket ved innførsel av signalkreps, krepsepest og vasspest - NINA Rapport 318. 35 s + vedlegg.

Lillehammer, oktober 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1882-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Stein I. Johnsen

KVALITETSSIKRET AV

Øystein Aas

ANSVARLIG SIGNATUR

Norunn S. Myklebust

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Heidi Hansen

FORSIDEBILDE

Edelkreps og vasspest, Børre K. Dervo, Signalkreps, O. Andersen, *Aphanomyces astaci*, T. Vrålstad

NØKKEWORD

Edelkreps, Signalkreps, Krepsepest, Vasspest, Norge, Økonomi

KEY WORDS

Noble crayfish, Signal crayfish, Crayfish plague, Canadian waterweed, Norway, Economy

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Johnsen, S. I., Dervo, B. og Lein, K. 2009. Økonomiske konsekvenser for edelkrepsfisket ved innførsel av signalkreps, krepsepest og vasspest - NINA Rapport 318. 35 s + vedlegg.

Denne rapporten omhandler noen økonomiske aspekter ved edelkrepsfisket i Norge, med hovedvekt på de lokaløkonomiske konsekvenser ved innførsel av signalkreps, krepsepest og vasspest.

De økonomiske effektene er primært knyttet til effekter og ringvirkninger for lokalsamfunn som ligger i tilknytning til krepseressursen (lokaløkonomiske effekter). Som bakgrunn for de lokaløkonomiske beregningene ble det estimert/anslått at:

- Forbruk pr døgn ligger på 100 kr for krepsekort og 200 kr for andre varer og tjenester, til sammen 300 kr pr døgn per fisker
- Antall fiskere totalt pr år ligger på ca 1 500
- Fiskeinnsatsen per fisker varierer mellom 4 til 9 døgn
- Dagens avkastning av kreps varierer mellom 8 og 13 tonn, med et gjennomsnitt på ca 11 tonn pr år

Med bakgrunn i beregninger/vurderinger vedrørende krepsefiske og fangst (se over) er det beregnet at lokal omsetning for krepsefisket i Norge blir:

- 1,8 - 4 mill pr år i lokalt konsum (krepsefiskernes forbruk)
- 0,9 - 1,5 mill pr år i grunneieres salg av kreps
- 3,8 - 7,7 mill pr år i total lokal omsetning, inkl ringvirkninger

Med bakgrunn i historiske data og ovennevnte beregninger er det estimert at introduksjonen av krepsepest og signalkreps til nå har ført til en årlig reduksjon i total lokal produksjonsverdi på ca 1,2-2,1 millioner kr. I et verst tenkelig tilfelle, dvs. at krepsepest (signalkreps) introduseres i alle vann vil videre tap tilsvare totalverdien i dagens edelkrepsfiske (3,8 – 7,7 mill pr år).

Når det gjelder økonomiske effekter på edelkrepsfisket som følge av introduksjon av vasspest er dette gjort på bakgrunn av erfaringer i Steinsfjorden. Effekten på edelkrepsfisket er imidlertid avhengig av i hvilken grad vasspesten etablerer seg. I et verst tenkelig tilfelle vil vasspesten kunne medføre et årlig tap i total omsetning, inkl. ringvirkninger på 1,9 – 3,85 millioner kr. Det forutsettes da at antall krepsefiskere reduseres proporsjonalt med reduksjonen i avkastningen.

Krepsens utbredelsesområde er hovedsakelig konsentrert til de sørøstlige deler av landet, og antall gode krepselokalteter er relativt få. I tillegg er det av beskatningshensyn en begrenset fiskeperiode. Dette fører til at antall personer som er involvert i krepsefisket og avkastningen er relativt beskjeden. Som en følge av dette vil de lokaløkonomiske verdiene knyttet til edelkrepsfisket bli relativt beskjedne sammenlignet med verdier f. eks knyttet til laksefisket. Imidlertid er det ingen annen ferskvannsart i Norge som oppnår tilsvarende priser per kilo (førstehåndsverdi ca 350 kr). Det er behov for ytterligere undersøkelser om den totale økonomiske verdien av edelkrepsen i Norge skal kunne fastslås. Trolig er **ikke**bruksverdiene (bevaringsverdien) langt større enn de lokaløkonomiske verdiene.

Stein I. Johnsen, NINA, Lillehammer, stein.ivar.johnsen@nina.no
 Børre K. Dervo, NINA Lillehammer, borre.dervo@nina.no
 Kristian Lein, Østlandsforskning, kl@ostforsk.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Om økonomiske effekter	7
2.1 Begrepsavklaringer for samfunnsøkonomiske effekter	7
2.2 Samfunnsøkonomisk analyse og lokaløkonomiske effekter	7
2.2.1 Miljøkostnader	8
2.2.2 Verdiskapning av krepsefisket	8
2.3 Utgangspunkt for vurdering av samfunnsøkonomiske kostnader	9
2.3.1 Metoder for verdsetting	9
2.3.1.1 Avslørte preferanser	9
2.3.1.2 Uttrykte preferanser	10
2.3.2 Verdsetting av krepsefisket	11
2.4 Om lokaløkonomiske effekter	11
2.4.1 Hva består verdiskapningen av?	11
3 Edelkreps	14
3.1 Biologi	14
3.2 Utbredelse	15
3.3 Trusler	16
4 Krepsefisket i Norge	17
4.1 Regulering av krepsefisket	17
4.2 Fiskemetoder	17
4.3 Eksempler på organisering av krepsefisket	17
4.4 Forbruk for krepsefiskeren	18
4.5 Antall krepsefiskere og fiskedøgn	18
4.6 Avkastning	20
4.6.1 Ekspertvurdering av avkastning	20
4.6.2 Beregnet avkastning	21
4.7 Oppsummering av krepsefiske og fangst	22
5 Introduerte arter	23
5.1 Signalkreps og krepsepest	23
5.1.1 Avkastningstap som følge av krepsepest	25
5.1.2 Andre kostnader forbundet med krepsepest og signalkreps	25
5.2 Vasspest	26
5.2.1 Avkastningstap som følge av vasspest	27
6 Økonomiske beregninger	28
6.1 Hva kan vi si om den økonomiske verdien av krepsefisket?	28
6.2 Konsekvenser av innførsel av krepsepest, signalkreps og vasspest	29
6.2.1 Krepsepest og signalkreps	29
6.2.2 Vasspest	30
6.3 Vurdering og oppsummering	30
7 Referanser	32
8 Vedlegg	36

Forord

Denne rapporten omhandler økonomiske aspekter ved edelkrepsefisket i Norge, med fokus på økonomiske konsekvenser ved innførsel av signalkreps, krepsepest og vasspest. Rapporten bygger på data som finnes i NINA sin database over kjente lokaliteter av edelkreps samt oppdaterte tall for avkastning, deltakelse og fiskeinnsats. Det er også sannsynliggjort hvilke forbruk som er forbundet med krepsefisket. Disse dataene er sett i sammenheng med sannsynlig utvikling i edelkrepsfisket (bestand og økonomi) etter introduksjon av ovennevnte arter.

Rapporten er skrevet av Stein I. Johnsen, Børre K. Dervo (begge NINA, avd. for naturbruk) og Kristian Lein (Østlandsforskning) på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Heidi Hansen. Øystein Aas (NINA, avd. for naturbruk) har kvalitetssikret rapporten. Det rettes også en takk til Øystein Toverud (Astacus-prosjektet), Dag Øivind Ingjerd (OFA) og Per-Einar Eriksen (Løvenskiold) for informasjon om krepsefiske og fangst på deres områder.

Lillehammer, oktober 2009

Stein Ivar Johnsen
Prosjektleder

1 Innledning

Helt fram til slutten av 1800-tallet hadde fangst av kreps liten betydning i Norge. Som følge av økt etterspørsel etter kreps i Sverige utover 1800-tallet kom det etter hvert i gang et krepsefiske også i Norge. Helt fram til 1970-tallet ble det meste av krepsefangsten eksportert til Sverige. Toppåret var 1966 med ca 30 tonn eksportert av en totalfangst på ca 40 tonn. Etter hvert har det utviklet seg sterke tradisjoner med krepselag også i Norge, og i dag konsumeres det meste av krepsefangsten innenlands. Siden slutten av 60-tallet har det vært en sterk tilbakegang for mange av krepsebestandene. I 1990 ble det beregnet at den årlige fangsten av kreps var på 10-12 tonn, dvs. en reduksjon med ca 75 % sammenlignet med 1960-tallet (Taugbøl og Eriksen 1991). De viktigste årsaker til tilbakegangen er forurensning (forsuring, eutrofiering og annen forurensning), nedslamming, fysiske inngrep og fremmede arter.

Den sterke tilbakegangen for krepsebestandene gjelder i enda større grad ute i Europa. Dette har ført til at tre av de fem europeiske krepseartene, deriblant edelkreps, har fått status som sårbar (IUCN redlist of threatened species, <http://www.iucnredlist.org>). I norsk rødliste 2006, har edelkrepsen fått oppgradert status, fra sårbar til sterkt truet (Kålås *et al.* 2006). Edelkrepsen omfattes av Bern-konvensjonens liste III (fredet, men regulert uttak tillates) og EU's Habitat Direktiv.

Som nevnt ovenfor har avkastningen av edelkreps (*Astacus astacus*) blitt sterkt redusert, blant annet på grunn av introduserte arter som eggsporesoppen *Aphanomyces astaci* (krepsepest) og vasspest (*Elodea canadensis*). I oktober 2006 ble det også for første gang oppdaget signalkreps (*Pasifastacus leniusculus*) i Norge. Funnet ble gjort i Brevik i Porsgrunn kommune, Telemark (Johnsen *et al.* 2006). Denne populasjonen av signalkreps ble som forventet funnet å være bærer av krepsepest, og representerte en ny kilde for spredning av signalkreps (og krepsepest) inn i landet. I mai 2008 ble denne forsøkt utryddet ved bruk av kjemikalier (Sandodden & Johnsen 2008). I juli 2008 ble det i tillegg funnet krepsepestbærende signalkreps i Øymarksjøen (Haldenvassdraget nedstrøms Ørje sluser). Dette vassdraget er for stort til at utrydding av signalkrepsbestanden vil være aktuelt, og signalkreps og krepsepest er dermed permanent etablert i Norge (Johnsen & Vrålstad 2009). I mai 2009 ble det igjen påvist krepsepestbærende signalkreps i Norge, denne gangen i fire mindre golfdammer på Ostøya i Bærum kommune, Akershus (Johnsen *et al.* 2009). Disse bestandene blir forsøkt utryddet i oktober 2009.

Tidligere undersøkelser har dokumentert de biologiske konsekvensene for edelkreps ved introduksjon av krepsepest, signalkreps og vasspest (f. eks Taugbøl *et al.* 1993, Westman *et al.* 2002, Hessen *et al.* 2004). Det er imidlertid få arbeider de senere år som omhandler økonomiske konsekvenser ved innførsel av disse fremmede artene (men se Taugbøl og Eriksen 1991). Vi vil i denne rapporten belyse de økonomiske konsekvensene for edelkrepsfisket ved introduksjon av krepsepest, signalkreps og vasspest.

I rapporten gis det først en presentasjon av metoder som kan brukes for å måle de økonomiske effektene av fisket etter edelkreps og eventuelt bortfall av dette fisket. Videre gis det en kort beskrivelse av edelkrepsens morfologi, biologi, utbredelse og trusler, før det blir det gitt en presentasjon av edelkrepsfisket i Norge. Her beskrives også datagrunnlaget for de økonomiske beregningene som omfanget av fiske, fangst og forbruk.

For å synliggjøre hvilke konsekvenser introduksjon av krepsepest, signalkreps og vasspest representerer for edelkrepsen og edelkrepsfisket i Norge vil disse presenteres i et eget kapittel. Det vil her deles opp i biologiske konsekvenser og økonomiske konsekvenser som følge av redusert avkastning og kostnader ved ulike tiltak. Til slutt i rapporten vil det gjøres noen økonomiske beregninger og vurderinger for edelkrepsfiske som følge av ovennevnte introduksjoner.

2 Om økonomiske effekter

2.1 Begrepsavklaringer for samfunnsøkonomiske effekter

Samfunnsøkonomiske analyser benyttes i ulike sammenhenger, blant annet i sammenheng med offentlige investeringsprosjekter og større regelendringer. Hovedformålet med samfunnsøkonomiske analyser er "å klarlegge, synliggjøre og systematisere konsekvensene av tiltak og reformer før beslutninger fattes" (Finansdepartementet 2005, s 8). Selv om analysen i dette prosjektet er satt inn i en annen sammenheng, kan en med fordel ta utgangspunkt i rammeverket for samfunnsøkonomiske analyser av offentlige tiltak.

Den mest brukte metode for analyser av samfunnsøkonomisk lønnsomhet er nytte-kostnadsanalyse. I slike analyser verdsettes alle effekter i kroner og ører så langt det lar seg gjøre. Kroneverdiene brukes så til å veie betydningen av ulike effekter opp mot hverandre. I et investeringsprosjekt legges verdien av alle beregnede effekter sammen, og hvis verdien er positiv så er tiltaket lønnsomt. Et sentralt spørsmål, bl.a. i sammenheng med tiltak som har effekter i forhold til naturmiljøet, er hvor langt en skal gå i å sette kroneverdier på verdier som ikke omsettes i et marked. Eksempler på slike kan være verdien av fiske og friluftsliv, uberørt natur, støy og andre miljøbelastninger. Hvis en velger å forsøke å anslå kroneverdier på virkninger, må en vurdere hvilke metoder som bør brukes for å anslå slike verdier. Vi kommer tilbake til dette i kapittel 2.3.

I mange tilfeller vil det være interessekonflikter knyttet til tiltak, med andre ord at positive og negative virkninger vil kunne berøre ulike befolkningsgrupper i ulik grad. Et sentralt spørsmål er generelt hvordan gevinster og ulemper/kostnader til ulike grupper veies sammen når den samfunnsøkonomiske analysen skal foretas. Når det gjelder evt. ulemper for personer som følge av forringelse av miljøet, vil nytteeffekter stå sentralt fordi det tap enkeltpersoner oppfatter i økonomisk terminologi benevnes som et nytte tap. Som regel forsøker en da å måle endringen i befolkningens samlede netto betalingsvillighet, f.eks ved endringer i verdien på miljøgoder. Denne analysen omfatter kun betalingsvillighet uttrykt i penger, og ikke egentlig velferd. Verdsetting av nytte tap er derfor svært kompliserte, de vil variere fra person til person, og dessuten finnes ingen anerkjente metoder for å måle og sammenligne nytte mellom enkeltpersoner (Nyborg 2002).

I forhold til verdsetting av goder som ikke omsettes i markeder uttaler Finansdepartementet (2005, s. 10) at som hovedregel vil nytte-kostnadsanalyser bedre oppsummere et tiltaks effekt jo mindre betydningsfulle foredelingsvirkningene er, jo flere konsekvenser det er faglig forsvarlig å verdsette i kroner, og jo mindre innslag det er av etisk vanskelige spørsmål.

2.2 Samfunnsøkonomisk analyse og lokaløkonomiske effekter

I samfunnsøkonomiske analyser er utgangspunktet alltid hele samfunnet, vanligvis hele Norge. I mange sammenhenger er en ute etter lokale eller regionale økonomiske effekter av tiltak, eller i dette tilfelle – av sykdommer¹ på en dyreart som kan føre til at den utrykkes eller reduseres for et kortere eller lengre tidsrom. Hva som er det relevante lokale eller regionale nivå vil variere, men det tas gjerne utgangspunkt i en kommune eller en bo- og arbeidsmarkedsregion².

¹ I dette tilfellet en fellesbetegnelse på krepsepest, signalkreps og vasspest, jf beskrivelser senere i rapporten.

² I det følgende skiller vi ikke på lokal- og regionaløkonomiske analyser og vurderinger, og benevner disse som lokaløkonomiske analyser.

For å kunne gjøre en vurdering av økonomiske kostnader av krepsesykdommene, må en ta stilling til hvilke kostnader (og evt. gevinster) som er relevante i en samfunnsøkonomisk analyse og hvilke som inngår i en lokaløkonomisk analyse. Det er særlig to kostnader som er viktige:

2.2.1 Miljøkostnader

I miljøøkonomiske analyser skiller en mellom ulike typer verdier av naturmiljøet. Hvis man relaterer disse til foreliggende problemstilling (reduisert stamme av edelkreps) så er det snakk om ulike typer kostnader (jf Finansdepartementet 2005):

- redusert omfang og muligens redusert opplevd verdi av i fritidsfiske av kreps (bruksverdi) eller annet bruk av kreps til rekreasjonsformål. De som utøver denne virksomheten får redusert sitt nyttenivå, man snakker gjerne om at deres konsumentoverskudd blir lavere. Fiskerne kan her være både lokale og tilreisende ("turister"), men som nevnt i kap 2.1 kan den opplevde verdien være ulik mellom grupper og enkeltpersoner.
- at krepsestammen oppleves å ha en verdi mer eller mindre uavhengig av fangsten i dag (ikke-bruksverdi). Dette kan igjen deles inn i muligheten for å fiske på et senere tidspunkt (opsjonsverdi), verdien som settes på selve eksistensen av arten/bestanden, uavhengig av bruken (eksistensverdi), samt verdien av at kommende generasjoner kan verdsette godet (arve- eller bevaringsverdi).

Ikke-bruksverdiene framkommer både blant de som "bruker" krepsen i en eller annen sammenheng, samt de som ikke bruker krepsen, men som likevel knytter (subjektive) verdier til den uansett hvor de bor eller hva de gjør i forhold til bruk eller vern av krepsen. Samlet uttrykker bruksverdien og ikke-bruksverdien den samlede betalingsvilligheten eller den totale økonomiske verdien av å bevare krepsestammene.

2.2.2 Verdiskapning av krepsefisket

Her snakker vi om verdier som omsettes i en eller annen form for marked, og som blir beskrevet i kapittel 4:

- Salg av kort til krepsefiskere
- Grunneieres og andres salg av kreps til forbrukere eller grossister og fiskehandlere
- Krepsefiskeres forbruk i forbindelse med fiske i form av overnatting, bevertning, vareinnkjøp, guiding, etc.

Denne typen lokal omsetning fra og i tilknytning til krepsefisket kan igjen gi rom for ringvirkninger til øvrig lokalt næringsliv som dermed forsterker den reelle økonomiske verdien av krepsefisket. Vi skal komme tilbake til spørsmålet om størrelsen på lokal verdiskapning av krepsefisket og ringvirkninger i kap 6.

Et annet spørsmål er hvordan slike verdier skal behandles i en samfunnsøkonomisk vurdering av krepsefisket. Det kan argumenteres for at slike lokale gevinster, og dermed kostnader av bortfall eller reduksjon av krepsefisket, ikke bør tas med i en samfunnsøkonomisk analyse. Årsaken er at hvis denne verdiskapningen skulle bortfalle så ville etterspørselen som i dag er rettet mot kreps og krepsefisket (inkl. tjenester knyttet til dette) rettes mot andre varer og tjenester, evt andre steder i landet. For at en skal ta med slike lokale virkninger må de gi et bidrag til netto verdiskapning og ikke bare erstattes av en ren omfordeling av verdiskapningen, dersom f.eks krepsefisket skulle falle helt bort (jf Finansdepartementet, s 25). Hvis en skulle ta inn dette i en samfunnsøkonomisk analyse vil en da måtte vurdere den alternative verdiskapning som ville oppstå dersom f.eks krepsefisket skulle bli borte, sammenlignet med dagens verdiskapning knyttet til dette. Det er opplagt at dette ville være svært komplisert. Finansdepartementet uttrykker i veilederen (s 25) at "det må stilles strenge krav for å regne inn ringvirkninger i en samfunnsøkonomisk analyse". Tilfeller der det kan være aktuelt er f.eks hvis enkelte områder har høy arbeidsledighet, mao at det da kan medføre kostnader i form av arbeidsledighet ved å

flytte aktivitet ut av slike områder. I så tilfelle vil redusert aktivitet i et lokalområde kunne bety høyere arbeidsledighet for nasjonen og dermed lavere verdiskapning for landet. Det samme vil være tilfelle i den grad det er utlendinger som står for fisket, da vil nemlig nasjonen miste eksportinntekter hvis det skulle bli redusert.

2.3 Utgangspunkt for vurdering av samfunnsøkonomiske kostnader

Som nevnt i kap 2.2 er det miljøgodet kreps og rekreasjonsgodet krepsefiske, evt øvrig verdsetting av krepsen, som står sentralt når en skal forsøke å verdsette krepsen og dermed anslå kostnadene ved bortfall eller reduksjon av edelkrepsen. Utlendinger antas å stå for en liten del av fisket, og representerer da heller ikke nevneverdig bortfall av økonomisk verdiskapning ved redusert stamme. Arbeidsledighet eller andre lokaløkonomiske forhold ser vi også bort fra. Årsaken er at vi har lite informasjon om dette med utgangspunkt i de enkelte lokalsamfunn der det drives krepsefiske. Dessuten ligger de aktuelle stedene stort sett i eller i nærheten av det sentrale Østlandsområdet, der det stort sett er greit å skaffe alternativt arbeid.

2.3.1 Metoder for verdsetting

Verdsetting av miljøgoder er som nevnt komplisert fordi verdien av slike goder ikke kan "leses av" i form av markedspriser. Vi skal ikke forsøke å gjengi kompleksiteten på dette feltet, men forsøke å beskrive kort de viktigste metodene for verdsetting som er aktuelle i forhold til det vi snakker om her – verdier av naturgoder/-miljø. Verdier relatert til krepsefiske behandles i kap. 4.

Metodene for verdsetting av miljøgoder er basert på berørte personers individuelle preferanser og kan deles inn ut fra om preferansene er avslørte eller uttrykte, og de framkommer direkte eller indirekte, se boksen nedenfor³:

	<i>Indirekte metoder</i>	<i>Direkte metoder</i>
<i>Avslørte preferanser</i> (Markedsbaserte metoder)	Reisekostnadsmetoden. Hedonisk prising. Kostnader ved forebyggende og reparerende tiltak.	Markedspriser (ved direkte økonomiske tap). Kostnader ved å erstatte tapte miljøgoder.
<i>Uttrykte preferanser</i>	Valgekspesimenter	Betinget verdsetting

2.3.1.1 Avslørte preferanser

Markedsbaserte metoder kan brukes der publikums nytte og bruk av godene er knyttet til markedsomsatte varer og tjenester. Markedsgoder kan være komplementære til miljøgodet, dvs. at bruken av markedsgoder øker med bruken av miljøgodet. Alternativt kan markedsgoder brukes som erstatninger for miljøgodet. En metode som er brukt i sammenheng med avgrensede naturområder, herunder rekreasjonsverdier, er reisekostnadsmetoden. Reisekostnadene for å besøke området er en utgift for brukerne av området, som de er villige til å betale for å benytte det. Utgiften kan da betraktes som en pris brukerne er villige til å betale for å nyte godt av de rekreasjonsverdier området gir dem. Ved å finne data for reisekostnadene kan en da i prisnippet anslå en etterspørselsfunksjon som angir hvordan bruken av området vil variere med størrelsen på disse kostnadene.

³ Forenklet utgave av boks 6.2, s. 44 i Finansdepartementet (2005). Gjennomgangen nedenfor er i hovedsak hentet fra samme kilde (s 43-51).

Å anslå kostnader ved å erstatte den typen goder det er tale om her, vil være vanskelig å tenke seg. Derimot kan det være aktuelt å ta for seg kostnader ved forebyggende og reparerende tiltak, evt at disse holdes opp mot verdier av miljøgoder verdsatt gjennom andre metoder jf bl.a. DN (2000).

Hedoniske metoder utnytter informasjon fra markeder der de enkelte enhetene av godet har litt ulike egenskaper. En sammenligner altså verdier og kan dermed vurdere omfanget av f.eks miljøulemper. Eksempler finnes først og fremst fra områder med lokal forurensing, f.eks kan størrelsen på støyulemper anslås ved å sammenligne markedsverdien på hus med ulik støybelastning innen samme geografiske område. Avendelsen av hedoniske metoder er begrenset til felter der det finnes relevante markedspriser, og er av den grunn lite brukt for rekreasjonsverdier.

2.3.1.2 Uttrykte preferanser

Verdsetting ved uttrykte preferanser bygger på svar på direkte spørsmål til et utvalg personer om deres preferanser for kvalitative eller kvantitative endringer i fellesgoder. Den mest brukte metoden er betinget verdsetting, som har vært mye brukt til å verdsette miljøgoder. Her spørres direkte om individers betalingsvillighet for konkrete (hypotetiske) bedringer i fellesgodene eller betalingsvillighet for å unngå forverring. Fordelen ved uttrykte preferanser i forhold til metoder som bygger på avslørte preferanser er at de for det første kan brukes til å verdsette alle typer goder. Som det framgår ovenfor så lar verdien av bare et begrenset antall type miljø- og andre fellesgoder seg måle ved bruk av metoder som er basert på avslørte preferanser. Ofte vil det dessuten måtte gjøres mange og strenge forutsetninger om individenes adferd som ikke er oppfylt i praksis. Det andre fortrinnet ved å basere seg på uttrykte preferanser er at de kan danne grunnlag for å beregne den samlede betalingsvilligheten (den totale økonomiske verdien) av endringer i fellesgodene. Metoder som bygger på avslørte preferanser kan vanligvis bare brukes til å anslå bruksverdier, mens ikke-bruksverdier (jf kap 2.2) normalt bare kan angis via metoder som baseres på uttrykte preferanser. Befolkningen vil da kunne spørres om deres betalingsvillighet for en miljøforbedring eller for å unngå en miljøforverring. Empiriske undersøkelser viser at i mange tilfeller utgjør ikke-bruksverdien en stor del av den totale verdien.

Betinget verdsetting er blitt brukt til å anslå betalingsvillighet for bl.a. ferskvannsfisk og fritidsfiske, vilt og jakt, biologisk mangfold i barskog, landskapsestetiske effekter av naturinngrep, etc. I en betinget verdsettingsundersøkelse beskrives et scenario i form av en fremtidig endring i kvalitet eller mengde av et miljøgode. Deretter stilles spørsmål for å avdekke størrelsen på det største beløpet som folk er villige til å betale for å få en gitt forbedring av godet, evt unngå en gitt forverring. Den viktigste kritikk av denne typen metoder er at ikke baserer seg på faktisk adferd, ved at:

- spørsmålene som stilles er hypotetiske ved at intervjuobjektet ikke skal betale noe
- problemstillingene er mer eller mindre kjent for den som intervjues
- endringen i godet (miljøet) er vanskelig å beskrive

Slike problemer medfører at det er særlig problematisk å anvende betinget verdsetting for goder som er mindre kjent og typisk har langsiktige og/eller usikre effekter. Finansdepartementet tilrår i sin veileder, med bakgrunn i de uavklarte spørsmålene knyttet til betinget verdsetting som metode, at det i samfunnsøkonomiske analyser av offentlige tiltak og reformer i størst mulig grad utnytter den informasjonen som ligger i observert atferd (avslørte preferanser). Hvis betinget verdsetting skal brukes i slike analyser må det stilles strenge krav til metode. Verdsettingen bør begrenses til områder der aktørene direkte eller indirekte har erfaring med å foreta verdsetting eller valg som påvirker tilbudet av det aktuelle miljøgode.

2.3.2 Verdsetting av krepsefisket

En beskrivelse av rekreasjonsverdier av krepsefisket kan baseres på antall fiskere/fiskedøgn og anslåtte rekreasjonsverdier. Slike rekreasjonsverdier er ikke blitt anslått tidligere for krepsefiske, men har i andre studier vært knyttet til laksefiske (jf bl.a DN 2000). Rammen for dette prosjektet har ikke gjort det mulig å foreta undersøkelser knyttet til krepsefiske. Eventuelle anslag for samfunnsøkonomiske effekter ville da måtte bli knyttet mot laksefiske, evt andre rekreasjonsgoder. Vi har imidlertid valgt ikke å gjøre det. Slike anslag ville vært usikre. Dessuten tror vi interessen mht økonomiske effekter primært er knyttet til effekter og ringvirkninger for lokalsamfunn som ligger i tilknytning til krepsressursen. Drøfting av slike effekter gjøres i kap 2.4, mens anslag for effekter knyttet til krepspest, vasspest og signalkreps omtales i kap 6.

2.4 Om lokaløkonomiske effekter

2.4.1 Hva består verdiskapningen av?

I studier av utmarksnærings betydning for den kommune eller region næringsvirksomhet utøves er ofte spørsmål om denne skaper etterspørsel lokalt som bidrar til økt næringsmessig aktivitet i området og derigjennom til økt sysselsetting og evt. bosetting. Studier har blant annet vært gjort av den lokaløkonomiske betydningen av fritidsfiske jf Aas, Ø, Birkelund, H og Lein, K (2001) og Dervo og Lein (2002), samt av effekter av private hytter i lokaløkonomien, jf Ericsson og Grefsrud (2005). Som nevnt er utgangspunktet verdier som omsettes i en eller annen form for marked, der en tar med alle typer etterspørsel som disse næringene representerer. Det betyr at både så vel kjøp av selve rettighetene til å utnytte ressursen (f.eks fiskekort) som den etterspørsel som rettes mot lokalt næringsliv (slik som overnatting, bevertning, vareinnkjøp), må inkluderes i utmarksnæringsbegrepet. Som nevnt i kap. 2.2 må også "kjøttverdier" tas med i den grad det er aktuelt. Bedriftsøkonomisk lønnsomhet for bedrifter eller andre som driver næringsvirksomhet i forbindelse med utmark er egentlig mindre sentralt i slike analyser, selv om muligheten for lønnsom drift selvfølgelig er en forutsetning for økonomisk aktivitet.

Denne typen problemstillinger analyseres ofte ved hjelp av økonomiske teorier/modeller som tar utgangspunkt i etterspørselssiden i økonomien. Vi betrakter all etterspørsel med utgangspunkt i utmarksnæringene som en form for eksportinntekter som tilføres lokalområdet utenfra og kommer i tillegg til den etterspørselen som områdets egne innbyggere skaper. Vanligvis holdes derfor etterspørsel fra innenbygdsboende rettet mot de samme næringene utenfor analysen, siden disse ikke representerer noen tilført etterspørsel til kommunene og en implisitt forutsetter at denne etterspørselen ville blitt rettet mot det lokale næringslivet uansett. "Eksportinntektene" fra utmarksnæringene kan oppfattes som en form for såkalt basisvirksomhet⁴ som bidrar til avledet virksomhet i andre deler av næringslivet. Den avledede virksomheten er produksjon hos underleverandørene til "basisvirksomheten" og lokale bedrifter som leverer konsumvarer til eiere og lønnstakere som får økt sine inntekter.

Lokaløkonomiske effekter kan beskrives med utgangspunkt i modellen PANDA (Plan- og analysesystem for næringsliv, demografi og arbeidsmarked). En nærmere beskrivelse av denne finnes bl.a i Ericsson og Grefsrud (2005)⁵. I forhold til studier av lokaløkonomiske effekter av utmarksnæringer tas det utgangspunkt i at etterspørsel mot disse næringene representerer sluttleveringer, et begrep som omfatter både privat forbruk, offentlig konsum, offentlige/private investeringer samt til eksport ut av regionen og ut av landet. I modellen genereres endringer i produksjonen i de enkelte næringer av endringer i sluttleveringene. Det er dermed endringer i sluttleveringene (etterspørselen) som er "drivkreftene" i modellen.

Hvis vi relaterer til utmarksnæringer vil de totale økonomiske effektene bestå av:

- De direkte virkningene er aktivitet som skapes som følge av økte inntekter for:
 - Grunneierne

⁴ Med utgangspunkt i økonomisk eksport/base teori, jf Teigen (1999).

⁵ Omtalen nedenfor er også i hovedsak hentet fra denne kilden.

- Det øvrige lokale næringslivet gjennom deres leveranser til utøverne av utmarksbasert aktivitet, herunder overnattings- og bevertningsbedrifter og varehandel.
 - Kommunen, for eksempel som leverandør av tjenester til eiere av fritidsboliger.
- De såkalte indirekte virkningene som har sammenheng med hvor sterkt koplet produksjonen i de ulike næringssektorene i en region er til hverandre. Disse virkningene består av aktivitet som skapes som følge av økte inntekter for lokale underleverandører til næringsliv som nyter godt av direkte effekter.
- De såkalte induserte virkningene er økt aktivitet, hovedsakelig i konsumvaresektoren, som følge av økte inntekter for ansatte og eiere i lokalt næringslivet og evt kommunen (økte skatteinntekter som følge av økt aktivitet i kommunen).

Denne tilnærmingen forutsetter at det er tilstrekkelig kapasitet til å tilfredsstille enhver etterspørselsøkning. Med kapasitet tenker en her både på kapital, produksjonsutstyr og arbeidskraft. I en situasjon med mangel på arbeidskraft og full kapasitetsutnyttelse, kan beregninger ut fra slike modeller føre til en overvurdering av effektene, siden det ikke vil være mulig å realisere den økte etterspørselen. Videre forutsettes det at produksjonen i hver sektor er produsert med unik kombinasjon av innsatsfaktorer. Det antas at produksjonen av varer og tjenester i den enkelte næring står i et fast forhold til innsatsfaktorer fra andre næringer og til import. Produksjonssammenhengene i PANDA er basert på data fra SSB på fylkesnivå (fylkesfordelt nasjonalregnskap). Når beregningene foretas på en mindre geografisk enhet lager modellen et nytt "datagrunnlag" for dette nivået basert på ulike nedbrytingsnøkler. Dette medfører at jo mindre regioner en ser på, jo mer unøyaktig og mindre tilpasset de faktiske forhold blir datagrunnlaget og jo større blir dermed sannsynligheten for avvik fra de faktiske forhold.

Ringvirkninger er et begrep som står sentralt i analyser av lokaløkonomiske effekter av næringer som representerer "eksportinntekter" for en kommune eller region, jf. både studier av utmarksnæringer, betydningen av hjørnesteinsbedrifter eller spesielle næringer i forhold til lokalsamfunn. Begrepet brukes forskjellig i ulike miljøer og kan derfor skape misforståelser, men det er vanlig å skille mellom *direkte virkninger* og *ringvirkninger* av f.eks utmarksnæringer. Ringvirkningene omfatter de *indirekte* og *induserte* virkningene, jf punktene ovenfor. De direkte virkningene er inntekter og den sysselsetting som skapes i de bedriftene som etterspørsel fra utenbygds fiskere er rettet mot. Med ringvirkninger mener vi såkalte multiplikatoreffekter, dvs at en etterspørselsimpuls rettet mot en næring forplanter seg til andre næringer regionalt (indirekte effekt) og i tillegg påvirker etterspørselen etter forbruksvarer og tjenester i lokale næringer som følge av økte inntekter for arbeidstakere og eiere (indusert effekt). De direkte virkningene vil være de mest betydelige og ringvirkningene kan ikke være større enn de direkte virkningene.

Multiplikatoren er i denne sammenhengen et forholdstall som viser forholdet mellom de totale virkningene av en etterspørselsstimulans og den direkte virkningen av selve etterspørselsstimulansen. Multiplikatoren vil være større jo større andel av inntekten som forbrukes i regionen og jo lavere importandelen til regionen er. Importandelen vil være avhengig av størrelsen på regionen og næringssammensetningen. Vanligvis vil importandelen være større jo mindre regionen er og importandelen vil dessuten være større jo mer ensidig eller spesialisert næringsstrukturen er. Av den grunn må en forvente at multiplikatoren blir lavere jo mindre område som studeres. I tillegg blir altså virkningene, og dermed multiplikatoren, som nevnt mer usikker pga datagrunnlaget.

Det er mange ulike måter å beregne multiplikatorer på, og det kan være metodiske problemer, noe en må være spesielt oppmerksom på ved anvendelsen av dem. Størrelsen på en sysselsettingsmultiplikator vil f.eks være forskjellig fra en produksjonsmultiplikator. Videre skal en være forsiktig med å legge for stor vekt på den absolutte størrelsen på multiplikatoren. Til tross for lav multiplikator kan den direkte sysselsettingsandelen av bruttoproduksjonen være høy. En næring med en lav multiplikator kan derfor gi større virkning totalt enn en næring med høy mul-

tiplikator. Størrelsen på multiplikatoren vil i tillegg til størrelsen på studieområdet variere med hvilke typer utmarksnæring det er snakk om. Ericsson og Grefsrud (2005) kom fram til sysselsettingsmultiplikatorer på 1,2 – 1,3, med utgangspunkt i private fritidsboliger og bruk økonomiske regioner som geografisk område for beregning av effekter⁶. Det tilsier at 10 arbeidsplasser som skapes i form av direkte etterspørsel fra hytteeiernes forbruk genererer ytterligere 2 – 3 arbeidsplasser i samme region. Andre studier (jf Dybedahl 2006) har tatt for seg multiplikatorer med utgangspunkt i produksjonsverdier i reiselivet i Hedmark og Oppland. Med utgangspunkt i hhv. Hedmark og Oppland fylke er det beregnet en produksjonsmultiplikator på vel 1,4, mao at for hver krone i produksjonsverdi (ekskl. mva) som genereres av turistenes konsum, så skapes ytterligere etterspørsel i de respektive fylkene for drøyt 40 øre.

⁶ For økonomiske effekter av private hytter i Nord-Aurdal, ble det tatt utgangspunkt i hele Valdres. Tilsvarende for Gausdal og Rendalen var Lillehammer-regionen og Tynset-regionen.

3 Edelkreps

3.1 Biologi

Av de nærmere 600 artene av ferskvannskreps (overfamilie *Astacoidea* og *Parastacoidea*) i verden er edelkreps en av kun fem arter som finnes naturlig i Europa. Alle de fem artene tilhører familien Astacidae, hvor slekten *Astacus* har tre arter (deriblant edelkreps) og slekten *Austropotamobius* to arter. Edelkrepsen kan nå lengder på over 15 cm, men er vanligvis mindre. Fargen er ofte relativt mørk men kan variere. Klørne er ofte rødlige på undersiden. Edelkreps kan forveksles med signalkreps, se også kap. 5.1) (**figur 1**).



Figur 1. Forskjeller og likheter mellom edelkreps (venstre) og signalkreps (høyre). Sammenlignet med edelkrepsen har signalkrepsen et "glattere" og brunere skall. Signalkrepsen mangler også en karakteristisk tagg (A) ved furen bak hodeskjoldet. Signalkrepsen har også noe større klør i forhold til kroppsstørrelsen sammenlignet med edelkrepsen, og har vanligvis en hvit flekk (B) ved klørnes basis. Illustrasjoner Linda Nyman.

Edelkreps forekommer i bekker, elver, innsjøer og dammer. De viktigste faktorene som begrenser utbredelsen av edelkreps er temperatur (Abrahamson 1972), vannkjemi (Taugbøl & Skurdal 1996) og predasjon fra ål (Svårdson 1972). I tillegg vil naturlige begrensende faktorer som konkurranse, predasjon, tilgang på skjul og næringstilgang være avgjørende for om det etableres en bestand eller hvor stor bestanden kan bli.

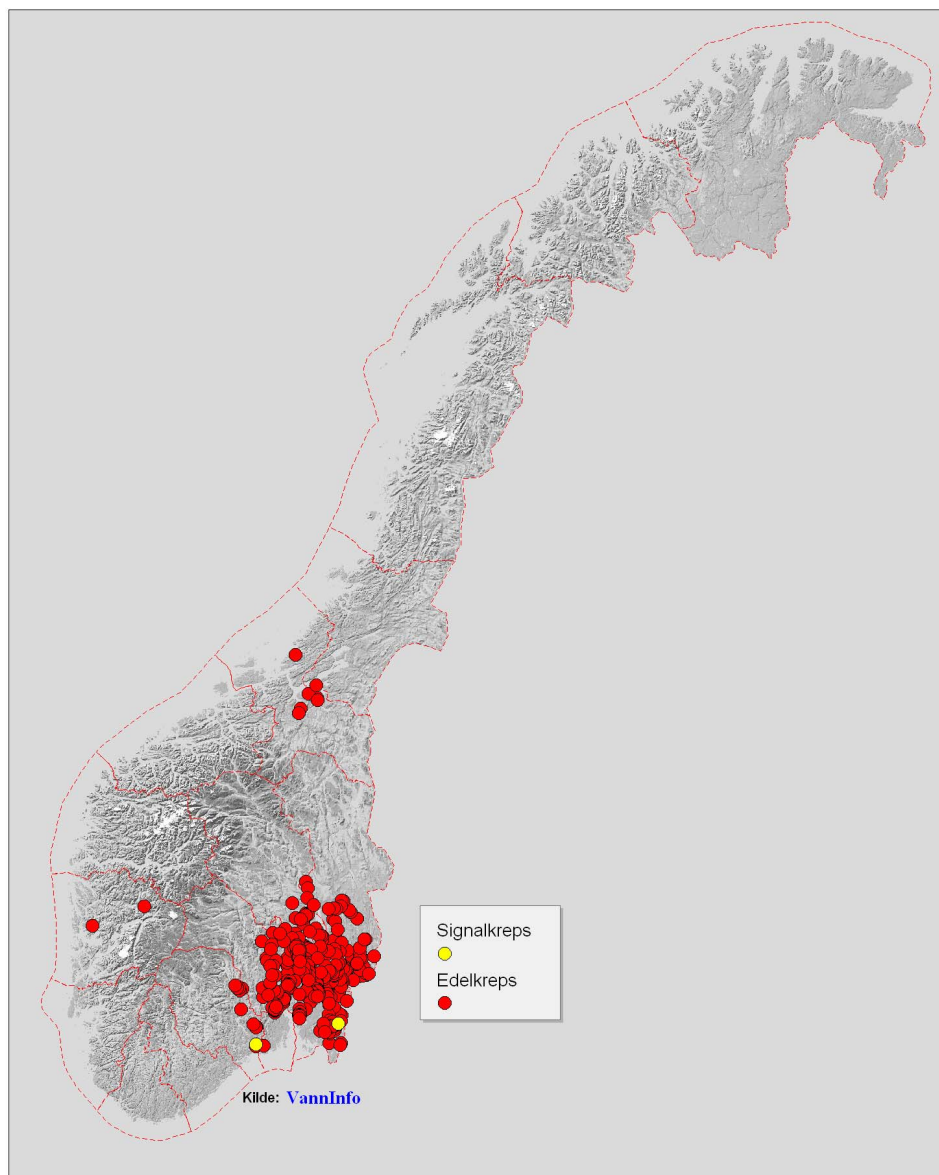
Edelkreps blir kjønnsmoden ved en størrelse på 6-8 cm, noe som tilsvarer en alder på 3-6 år. Utviklingen av egg (rogn) og spermier starter i juli og pågår fram til gytingen i september. Etter første gyting, gyter hannene som regel hvert år. Ved gunstige forhold kan også de fleste hunner produsere rogn hvert år, men det er mer vanlig at en andel av hunnene står over gytingen og at hunnene bare gyter annethvert eller tredjehvert år. Parringen skjer i slutten av september eller i oktober. Etter parring legger hunnen ut rogn under halen. Her bæres rogn fram til klekking. Hos edelkreps skjer det etter en inkubering på 1100 til 2100 døgngader (Hessen *et al.* 1987, Taugbøl 1988). Klekkingen skjer i naturen i slutten av juni og begynnelsen av juli, avhengig av temperaturforholdene. Yngelen forlater moren omlag tre uker etter klekking. De har da skiftet skall to ganger og er omlag 13 mm lange.

Tilveksten hos kreps foregår gjennom skallskifter, og veksten er bestemt av vekst per skallskifte og frekvens av skallskifter. Skallskiftehyppighet avtar med økende alder, og kjønnsmoden kreps skifter skall bare 1 - 2 ganger per sommer. Yngel kan trolig skifte skall opptil 7 ganger i løpet av en sommer. Veksten avhenger i stor grad av næringstilgang og temperatur. Hannene vokser raskere enn hunnene, og for voksen kreps er vektøkningen større for hanner enn hunner på grunn av klostørrelsen. Voksen, kjønnsmoden kreps vokser fra 2-8 mm per skallskifte. Selv om et skallskifte gir liten relativ lengdeøkning (opptil 10 %), kan vektøkningen etter ett skallskifte være opptil 40 – 50 %. Det tar 4 - 8 år før minstemålet på 9.5 cm nås under naturlige forhold. Det er sjelden kreps blir større enn 13 cm, men det er registrert kreps på 17 - 19 cm. Alder på kreps kan nå bestemmes ved bruk av alderspigmentet lipofuscin (Belchier *et al.* 1998). Det er ikke gjort lipofuscin analyser på edelkreps, men det antas at edelkrepsen kan bli rundt 20 år (Taugbøl & Skurdal 1996).

Mange studier har vist at ferskvannskreps generelt er en nøkkelart når det gjelder å strukturere flora og fauna i littorale områder i innsjøer og i rennende vann (oppsummert i Nyström 1999). Spesielt snegler er utsatt for å bli spist (Hanson *et al.* 1990, Weber & Lodge 1990, Lodge *et al.* 1998, Wilson *et al.* 2004), og da særlig snegler med tynt skall (Brown 1998, Nyström & Perez 1998). Også tettheten av andre invertebrater kan bli holdt nede som følge av predasjon fra kreps (Wilson *et al.* 2004). Beiting og predasjon fra kreps kan derfor indirekte bidra til å øke tettheten av ulike plante- og dyrearter ved at konkurranse- og predator og bytterelasjoner forskyves (Weber & Lodge 1990, Creed 1994, Charlebois & Lamberti 1996, Stenroth & Nyström 2003).

3.2 Utbredelse

Nyere forskning viser at edelkreps høyst sannsynlig har vandret naturlig inn i Sverige (L. Edsman pers. med). Dette sannsynliggjør også at edelkreps kan ha vandret naturlig inn i enkelte vassdrag i de sørøstlige delene av Norge. Imidlertid var edelkreps meget ettertraktet som fangstobjekt, og de fleste norske krepsebestander er et resultat av utsettinger. De første utsettingene ble trolig foretatt av munkene for flere hundre år siden. Det finnes skriftlige kilder som dokumenterer at kreps har vært en del av norsk fauna i hvert fall i nærmere 300 år (Pontoppidan 1752). I første rekke på grunn av klima og vannkvalitet er krepsens utbredelse begrenset til de sørøstlige deler av Norge, med enkelte spredte bestander på Vestlandet og i Trøndelag (**figur 2**). I dag er kreps registrert i 376 lokaliteter i Norge.



Figur 2. Utbredelse av edelkreps og signalkreps i Norge. Signalkrebsbestanden i Telemark er trolig utryddet. Kartgrunnlag hentet fra Vanninfo, og er utarbeidet av Eurospatial. Signalkrebsbestandene på Ostøya i Bærum kommune blir forsøkt utryddet i oktober 2009, og er ikke tegnet inn på kartet.

3.3 Trusler

Både størrelsen til mange bestander og utbredelsen av edelkreps i Norge (og i Europa) har gått kraftig tilbake på grunn av fysiske inngrep (for eksempel kanalisering og vassdragsregulering), fragmentering, eutrofiering, forsurening og introduserte arter. For en nærmere beskrivelse av disse truslene henvises det til Taugbøl og Skurdal (1996), Souty-Grosset *et al.* (2006) og Hessen *et al.* 2004). Av de ovennevnte truslene er i dag introduksjon av fremmede arter som krepsepestbærende signalkreps og krepsepest trolig den største trusselen mot edelkrepsens eksistens. I tillegg vil introduksjon av vasspest (se kap. 5.2) kunne føre til kraftige reduksjoner i edelkrepsbestandens størrelse (Hessen *et al.* 2004).

4 Krepsefisket i Norge

4.1 Regulering av krepsefisket

Retten til å krepse er regulert gjennom lov om laksefisk og innlandsfisk av 15. mai 1992. Fiske-rettshaver har enerett til fiske innenfor rammen av de bestemmelser som følger av loven med tilhørende forskrifter. Forskrift om ferskvannskreps gitt med hjemmel i forannevnte lov fastsetter fisketid (fisketidsramme fra 06. august kl 18:00 t.o.m. 14. september) og minstemål (9,5 cm fra pannehornets spiss til enden av halen), og inneholder hjemmel for fylkesmannen til ytterligere å innføre maskeviddebestemmelser, innskrenke fisketid og endre minstemål. Fiskerettshaver er vanligvis grunneier. I Steinsfjorden har imidlertid aldertidsbruk gitt allmennheten rett til krepsefiske. I andre kjente krepselokaliteter har enten grunneier eller en sammenslutning av grunneiere retten til å krepse.

4.2 Fiskemetoder

Fiske etter kreps foregår hovedsakelig på tre ulike måter, lysing, krepsehåv og teiner (Skurdal og Taugbøl 2003). Den enkleste formen for krepsefiske er bruk av lys og plukking med hendene. En videreutvikling av denne krepsemetoden er å bruke åtepinne, dvs. spiss pinne med et kort snøre agnet med fiskeåte. En åtepinne plasseres vanligvis nær land på grunt vann (< 50 cm dypt). Åtepinnen brukes for å lokke til seg krepsen. Krepsen plukkes opp ved hjelp av lys og hendene.

Krepsehåv er et enkelt håvredskap som agnes med åte og senkes ned i vannet. Dette redskapet er også mest effektivt om natta.

Den tredje og siste fangstmetoden for kreps er teiner. Dette er små nettingbur som agnes med fisk og fanger etter ruseprinsippet.

4.3 Eksempler på organisering av krepsefisket

Som beskrevet foran, kreves det, med unntak av Steinsfjorden og Tyrifjorden (lysing), grunneiers tillatelse for å krepse. I et 30 talls lokaliteter er det organisert salg av krepsekort, ofte døgnkort. I Oslo kommunes skoger administreres salget av krepsekort av Oslomarka Fiskeadministrasjon (OFA). Her selges det krepsekort for et 10-talls lokaliteter. Prisen for de ulike lokalitetene varierer mellom 110 og 180 kr. For enkelte av disse lokalitetene er kortsalg begrenset, dvs. at det årlig selges et bestemt antall døgnkort. I Nordmarka selger den største grunneieren (Løvenskiold) årlig ca 200 krepsekort til en verdi av 200 kr (totalt 40 000 kr).

Drammen og Omland Fiskeadministrasjon har en håndfull lokaliteter hvor det kan krepse. Her inngår krepsefisket i det ordinære fiskekortet og for en sesong koster det 200 kr. Barn under 16 kan både fiske og krepse gratis. I Blektjern er det tillatt å krepse en helg per år. Hver fisker kan fiske med inntil 3 åtepinner og ta maks 30 kreps pr døgn. I dette tjernet er bruk av krepseteine ulovlig. Under krepseing er det tillatt å bruke lyskilde med inntil fire transistorbatterier plassert i stavlykt eller knyttet til hodelykt (for eksempel orienteringslykt).

I en god del vann selges det krepsekort gjennom jeger- og fiskeforeninger på vegne av grunneiere. For eksempel i Harasjøen (Hedmark) selges krepsekort (sesongkort) til innebygdsboende og utenbygdsboende for henholdsvis 150 og 400 kr. Med et årlig fiskekortsalg på rundt 100 kort gir dette en inntekt på rundt 30 000 kr.

Det meste av fangsten blir konsumert privat, mens noe selges til grossister. F. eks kjøper Knutstad & Holen (Hamar) inn ca 1 tonn edelkreps i året. Det er spesielt i Steinsfjorden og i Einavann at det drives kommersiell fangst av krepse i Norge. I Einavann er det flere private grunneiere som har en betydelig ekstraintekt i forbindelse med krepsefisket. I perioden 1998-2002, langs en strekning på 2,7 km, ble det fisket mellom 280-370 kg krepse, tilsvarende en førstehåndsverdi på 98 000-129 500 kr (Taugbøl 2004).

I forbindelse med utleie av krepseretten, er det eksempler på at grunneiere kan få priser på over 10 000 kr. I de siste ti årene har også enkelte begynt å selge pakker som inkluderer opplevelsen med å krepse samt et krepsemåltid i etterkant. Ved å tilby slike "pakker" kan en kilo krepse omsettes for opp mot 2 000 kr (Ø. Toverud pers. med.).

4.4 Forbruk for krepsefiskeren

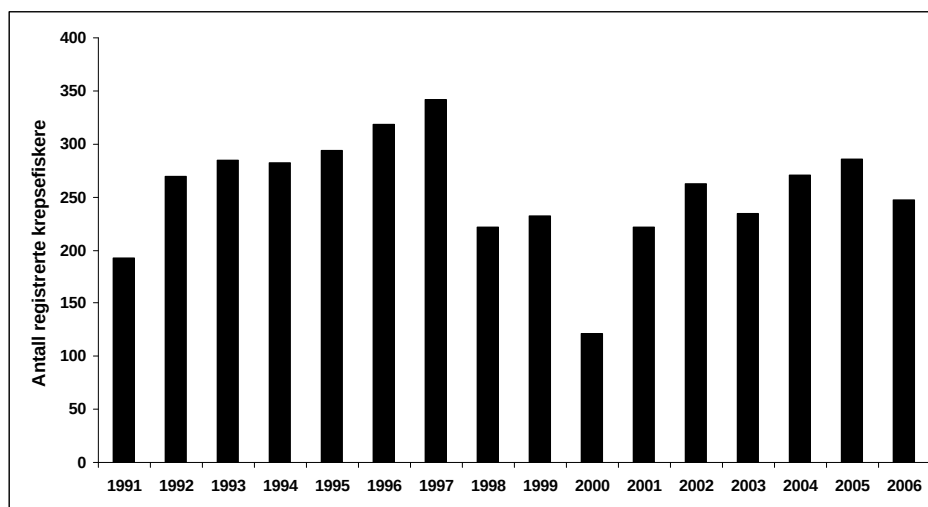
Det er ikke gjort noen undersøkelse av krepsefiske generelt mhp fangst og forbruk i Norge. For innlandsfiske viser undersøkelser at fiskeren har et gjennomsnittsforgbruk (både lokale og tilreisende fiskere) per døgn på omkring 100 til 130 kroner (Toivonen *et al.* 2001, NJFF 1991, NSF og RBL 2005). I dette inngår både fiskekort, utstyr, mat reise og overnatting. Forbruket blir relativt lavt fordi de fleste turer foregår uten overnatting og kjøp av varer og tjenester. For laksefiskere ligger gjennomsnittlig forbruk noe høyere og varierer mellom 500 og 1 200 kr (NSF og RBL 2004). Forbruket for laksefiskere er basert på tilreisende fiskere, og er derfor ikke direkte sammenlignbart forbruket for innlandsfiskere.

Forbruket til en krepsefisker ligger trolig mellom forbruket til innlandsfisk generelt og forbruket til en laksefisker. Med utgangspunkt i beskrivelsen foran har vi satt utgiftene til krepsekort til 100 kr pr døgn. Forbruket utover dette består av utgifter til reise (bensin til bil eller båt), batteri til lommelykt, mat og drikke. Utstyr for øvrig er enkelt. Fisket foregår på sensommeren. Forbruk av mat og drikke er nok høyere enn en vanlig fisketur, mens man sitter rundt bålet og venter på at det skal bli mørkt nok for krepse. Hvis det overnattes skjer dette som villkamping i telt. Fiskerne er hovedsakelig regionale og lokale fiskere. Det er ikke grunn til å tro at forbruket er veldig forskjellig mellom de lokale (< 20 min reise) og regionale (20 min til 2 t reise) fiskerne, utover noe større utgifter til reise. Vi har valgt å sette forbruket av varer og tjenester til 200 kr per fisker. Til sammen anslås derfor forbruket per døgn for en krepsefisker å ligge på 300 kr inkludert fisketillatelse og kjøp av varer og tjenester for øvrig.

4.5 Antall krepsefiskere og fiskedøgn

Det foreligger ikke noe eksakt tall for antall krepsefiskere i Norge. I forbindelse med utbrudd av krepsepest på 90-tallet, ble det innført et generelt forbud mot krepse. For å få lov til å krepse måtte fiskeren søke dispensasjon fra forbudet. Med bakgrunn i disse dispensasjonssøknadene og et antatt omfang av ulovlig fiske, ble antall krepsefiskere i Norge i 1990 beregnet til 1300 fiskere (Taugbøl og Eriksen 1991).

Det finnes lite datamateriale til å vurdere endringene i antall krepsefiskere over tid. Data om antall fiskere i Norges viktigste krepselokaltet (Steinsfjorden) har vært relativt stabil i perioden 1991-2006 (figur 3). Selv om dette kun representerer utviklingen i ett vann, er krepsefisket i Steinsfjorden fritt for alle og det er lite restriksjoner med tanke på redskapsbruk og innsats. I tillegg har Steinsfjorden vært kjent blant krepsefiskere som en veldig god lokalitet i flere tiår. Det er derfor sannsynlig at utviklingen i Steinsfjorden speiler den generelle trenden for å krepse i Norge. Det meldes imidlertid om en økende interesse for krepse i OFA sitt område (D. Ø. Ingjerd pers. med.), men i mange av deres vann selges det kun et begrenset antall kort årlig. OFA og Løvenskiold har uansett åpnet for krepsefiske i noen flere lokaliteter sammenlignet med 1990, og antall krepsefiskere har trolig økt noe siden den gang. Med bakgrunn i tallene over anslår vi at antall krepsefiskere i Norge i dag ligger rundt 1500 personer.



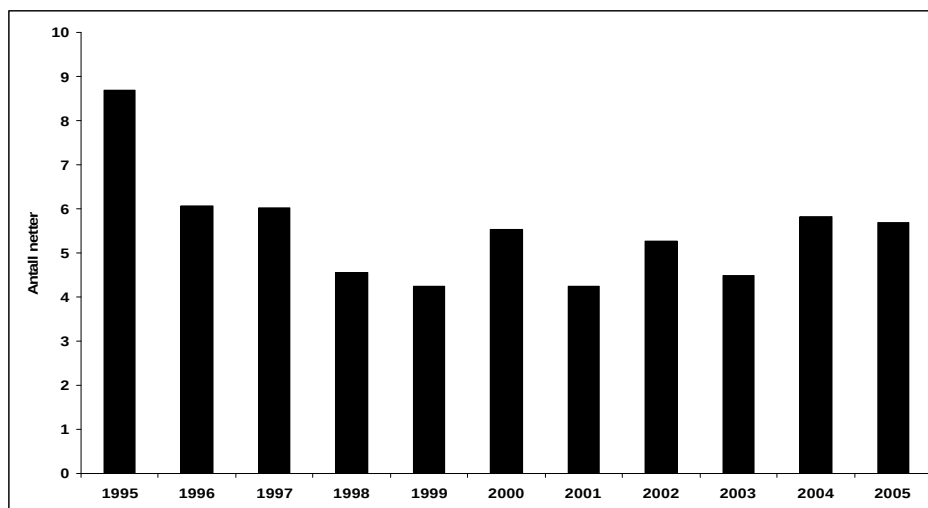
Figur 3. Oversikt over antall registrerte krepsefiskere i Steinsfjorden i perioden 1991-2006.

Det finnes lite datamateriale om innsatsen til en gjennomsnittlig krepsefisker i løpet av en sesong. Fra Steinsfjorden finnes det kun data på hvor mange krepsefiskere som er involvert i fisket, samt antall teinenetter og antall kreps som fanges. I Harasjøen i Hedmark er det samlet inn fangstrapporter over flere år (**figur 4**). I Harasjøen selges det sesongkort til innebygds- og utenbygdsboende, og vil således fange opp et bredt spekter av krepsefiskere i forhold til reisevei og innsats.

Gjennomsnittlig antall krepsedøgn i Harasjøen per krepsefisker har variert mellom 4,2 – 8,7 døgn i perioden 1995-2005 (**figur 4**). Dette gir et gjennomsnitt på 5,5 døgn per krepsefisker (grunneiere og utenbygdsboende).

I de fleste lokalitetene selges det imidlertid kun døgnkort. Et tilsvarende antall netter (omkring 5 netter) i disse vannene vil dermed bli mer kostbart enn i Harasjøen (ca dobbelt så dyrt p.g.a. kortpriser). Det er derfor trolig at gjennomsnittlig antall krepsedøgn per krepsefisker ligger noe lavere enn 5 døgn/år i vann hvor det kun selges døgnkort. I andre lokaliteter, som Einavann og Steinsfjorden, hvor det foregår et betydelig næringsfiske etter kreps, er det imidlertid grunn til å tro at fiskeinnsatsen er vesentlig høyere enn 5 døgn/år.

Vi har valgt å ta utgangspunkt i fiskeinnsatsen fra Harasjøen for å beregne både en lav og en høy innsats. Med utgangspunkt i dataene over er det grunn til å tro at innsatsen pr fisker ligger mellom 4 og 9 døgn eller en samlet innsats på mellom 6 000 og 13 500 fiskedøgn pr sesong.



Figur 4. Oversikt over gjennomsnittlig antall krepsedøgn per krepsefisker i Harasjøen i perioden 1991-2006.

4.6 Avkastning

Beregning av avkastning for edelkreps er basert på en ekspertvurdering av kjente avkastnings-tall. Det er også gjort en beregning av avkastningspotensiale for edelkreps basert på innsjøarea-ler (nærmere beskrivelse i kap. 4.6.2) og kjente avkastningstall (pr areal) for kreps.

Helt fram til slutten av 1800-tallet hadde fangst av kreps liten betydning i Norge. Som følge av økt etterspørsel etter kreps i Sverige utover 1800-tallet kom det i gang et omfattende krepse-fiske også i Norge. Eksportstatistikk viser at fra 1908 – 1940 ble det eksportert mellom 5 og 18 tonn edelkreps fra Norge til Sverige. Fra 1950 økte dette gradvis til over 20 tonn, med en topp i 1966 på over 30 tonn eksportert (Taugbøl og Skurdal 1996). Basert på et estimert innenlandsk forbruk, ble det beregnet at den totale avkastningen i Norge var på ca 40 tonn.

4.6.1 Ekspertvurdering av avkastning

I 1990 ble det beregnet at den årlige fangsten av kreps var på ca 11 tonn, dvs. en reduksjon med ca 75 % sammenlignet med 1960-tallet (Taugbøl og Eriksen 1991). De viktigste årsakene til tilbakegangen er forurensning (forsuring, eutrofiering og annen forurensning), nedslamming, fysiske inngrep og fremmede arter (krepsepest, vasspest) (Taugbøl og Skurdal 1996).

Den siste større undersøkelsen for å beregne avkastningen i Norge ble gjort i 1990 (Taugbøl og Eriksen 1991). I forbindelse med utbrudd av krepsepest i Glomma (1987) og Haldenvass-draget (1989) ble det innført et totalforbud mot krepsefiske i de seks hovedfylkene (viktigste fylker med tanke på fangst av edelkreps). Basert på adgang til krepsefiske gjennom dispensasjon fra forbudet, beregnet (Taugbøl og Eriksen 1991) antall personer som deltok i krepsefiske og hvor mye kreps som ble fanget (avkastning). Videre ble det gjort sammenligninger med historiske avkastningsdata for edelkreps og beregninger på hvor stor andel av nedgangen i avkastning som skyldtes krepsepest (se kapittel 5.1). Taugbøl og Eriksen (1991) fant en samlet avkastning i 1990 på 11 tonn (justert for en tilleggsfangst ved tyvfiske på 20 % og 10 % for det ekstra bryet ved å søke dispensasjon).

For å oppdatere avkastningstallene fra 1990 (Taugbøl og Eriksen 1991) er det foretatt en eks-pertvurdering av avkastningen i de vannene som det ble krepset i 1990. I tillegg er nye lokalite-ter (som det foregår krepsefiske i dag) innlemmet (vedlegg 1). Basert på denne vurderingen er avkastningen av edelkreps i Norge i 2007 beregnet til ca 11 tonn (se **vedlegg 1**). Tar vi ut-

gangspunkt i kjent variasjon i avkastning fra Steinsfjorden og Harasjøen i perioder uten endring i fiskeregler, ser vi at avkastningen varierer med ca 25 % mellom år. Hvis en antar at denne variasjonen er overførbart til totalavkastningen i Norge, vil denne variere mellom 8-13,4 tonn kreps forutsatt at avkastningen på ca 11 tonn representerer en gjennomsnittsverdi.

4.6.2 Beregnet avkastning

I Vanninfo er bestandsstatus for alle kjente krepsebestander i Norge vurdert. Status er basert på en spørreundersøkelse til aktuelle kommuner tidlig på 1990-tallet. Gjennom kjente avkastningstall fra innsjøer (se **tabell 1**) er det laget øvre og nedre grenser for avkastning i forhold til status i Vanninfobasen (**tabell 2**). Disse dataene er multiplisert med kjent innsjøareal for å estimere avkastningen for alle innsjøene samlet (tabell 2). Da edelkrepsen i all hovedsak utnytter de grunnere delene av innsjøene er det for de største innsjøene (> 100 ha) brukt et areal som tilsvarer omkrets på vannet multiplisert med 50 meter. For elvelokalitetene er det gjort en subjektiv vurdering av avkastning da det ikke er mulig å beregne areal, og fordi det ikke finnes gode avkastningsdata. En forutsetning for å beregne avkastningen på denne måten er at det faktisk fiskes etter kreps i alle lokalitetene, selv om bestandene er små.

Tabell 1. Lokaliteter med ulike kategorier for bestandstetthet i Vanninfo, kjent avkastning og år for beregning av avkastning.

Kategori	Lokalitet	Kjent avkastning (kg/ha)	År for beregning
Sporadisk			
Liten	Nessjøen (Hedmark)	0,06	1990
	Bæreia (Hedmark)	0,10	1990
God	Div.vann i Buskerud (samlet)	0,20	1990
	Sogna		
	Damtjern		
	Jungeren		
	Bergsjø		
	Elgsjø		
God	Væleren	0,12	1990
Tett	Steinsfjorden	1,25	1998-2006 (snitt)
Tett	Harasjøen	2,25	1995-2003 (snitt)

Tabell 2. Bestandskategori (subjektiv bestandstetthet) hentet fra Vanninfo med antatte klasser for avkastning i kg/ha. Lavt og høyt avkastningspotensial (kg) er beregnet ved å multiplisere arealet (totalt areal i hver bestandskategori) med antatt avkastning for tilhørende kategori.

Bestandskategori	Avkastning (kg/ha)	Antall innsjøer / Areal (ha)	Avkastning-lav (kg)	Avkastning-høy (kg)
Sporadisk	0-0,05	97 / 8550	0	427
Liten	0,05-0,1	133 / 12577	629	1258
God	0,1-1	45 / 4313	431	4313
Tett	1-2,25	15 / 3943	3943	8873
Totalt		290 / 29384	5004	14872

Som nevnt ovenfor er det ikke mulig å beregne areal for elvene, samt at det knapt finnes gode avkastningstall. Det meste av krepsen som fanges i Norge er i innsjøer, selv om det på enkelte gode elvestrekninger tas bra med kreps (f. eks Ådalselva i Buskerud). Antar man at avkastningen i norske krepseførende elver ligger rundt $\frac{1}{4}$ av potensialet i innsjøene vil avkastningen i elvene ligge mellom 1 250-3 700 kg.

Ut fra anslaget over vil avkastning for kreps i Norge ligge mellom 6,3 og 18,6 tonn. Det øvre anslaget ligger noe over ekspertvurderingen i kapittel 4.6.1. Årsaken til dette er trolig at flere av lokalitetene hvor det kunne vært høstet, skjer dette ikke i praksis pga svært små bestander og at det ikke er tradisjon for krepsefiske. Vi velger derfor å bruke anslaget på 8 - 13 tonn i våre økonomiske beregninger videre.

4.7 Oppsummering av krepsefiske og fangst

Med bakgrunn av gjennomgangen over kan følgende oppsummeres om krepsefiske og fangst:

- **Forbruk pr døgn** er anslått til 100 kr for krepsekort og 200 kr for andre varer og tjenester, til sammen 300 kr pr døgn. Det er ikke grunn til å tro at det er store forskjeller i forbruk mellom lokale og regionale fiskere. Tilreisende fiskere (turister) som overnatter utgjør en svært liten del og er i oversikten ikke beregnet.
- **Antall fiskere** totalt pr år er anslått til 1 500.
- **Fiskeinnsatsen** per fisker er antatt å variere mellom 4 til 9 døgn, eller 6 000 og 13 500 fiskedøgn totalt (jf anslaget på antall fiskere foran).
- **Dagens avkastning** av kreps blir anslått til mellom 8 og 13 tonn, med et gjennomsnitt på 11 tonn pr år.

5 Introduerte arter

Nest etter ødeleggelse av leveområder regnes introduksjoner av fremmede arter som den viktigste årsaken til tilbakegangen av mangfoldet av arter på jorda (konvensjonen om biologisk mangfold ref). Vi finner fremmede arter blant alle organismegrupper, og disse kan endre opprinnelige økosystem blant annet gjennom predasjon, konkurranse, parasitt- og sykdomsspredning og hybridisering (Mooney & Drake 1989). Det har imidlertid vist seg svært vanskelig å predikere hvordan fremmede arter vil opptre i nye systemer og hvilke effekt de får (Lodge 1993, Moyle & Light 1996).

Vi finner en rekke fremmede arter i norske ferskvannssystemer, både arter fra andre kontinent (f. eks planten vasspest, fiskeartene regnbueørret, bekkerøye og Canadarøye, signalkreps og eggsporesoppen *Aphanomyces astaci*) og stedegne arter som ved menneskets hjelp har hatt en omfattende spredning til nye leveområder innenfor landets grenser (f. eks ørekyt). Det har vist seg svært vanskelig å utrydde eller desimere bestander av disse artene etter at de har etablert seg i nye lokaliteter.

5.1 Signalkreps og krepsepest

Det er gjennom tidene introdusert minst seks arter av ferskvannskreps til Europa (Holdich og Lowery 1988). Fra Nord-Amerika er det til sammen forsøkt å innføre fem arter. Flere av disse artene har vist seg å være bærere av krepsepestagens (Alderman *et al.* 1990, Diéguz-Uribenodo og Söderhäll 1993), en eggsporesopp (*Aphanomyces astaci*) som er dødelig for de opprinnelige europeiske artene. Krepsepesten stammer fra Nord-Amerika, hvor eggsporesoppen og de amerikanske krepseartene har utviklet et normalt vert-parasitt forhold (Unestam 1972). Krepsepest er i dag den største trusselen mot de europeiske artene av ferskvannskreps, deriblant vår egen art edelkreps. Spredningen skjer i første rekke gjennom menneskelig aktivitet som for eksempel utsettinger av fremmede arter, elveaktiviteter som padling, spredning av syk kreps og fangst med infisert utstyr.

Signalkreps er en av de nordamerikanske artene som har blitt introdusert til Europa. Denne arten er antatt å være kronisk bærer av krepsepest (Alderman *et al.* 1990), selv om det unntaksvis kan forekomme vann hvor signalkreps er antatt å være fri for krepsepest (Westman *et al.* 2002). Dette innebærer at hvis signalkrepsen etablerer seg i en lokalitet, vil vassdraget forbli permanent smittet av krepsepest. Tiltak for å utrydde signalkreps fra en lokalitet bør derfor gjøres så raskt som mulig før bestanden etablerer seg og sprer seg videre.

Signalkrepsen finnes opprinnelig i kalde tempererte områder i de nordvestlige delene av USA og sørvestlige delene av Canada. Den er derfor godt tilpasset klimaet i elver og innsjøer i hele Europa. Signalkreps ble introdusert til Europa for første gang i 1960 (Sverige) for å erstatte tapte bestander av edelkreps. Signalkrepsen ble valgt fordi en ønsket å finne en art som lignet på edelkrepsen med tanke på økologi, utseende, størrelse og smak. Signalkrepsen er imidlertid mer aggressiv, vokser raskere og har høyere fekunditet (fruktbarhet) enn edelkrepsen. I dag er signalkrepsen den dominerende arten av ferskvannskreps i Sverige og finnes i mer enn 3 000 lokaliteter (mot ca 1 000 lokaliteter med edelkreps) (Souty-Grosset *et al.* 2006). Da signalkreps finnes i stort omfang i Sverige, med fare for videre spredning til Norge, er det spredning av denne arten (og dermed krepsepest) som vurderes å utgjøre den største trusselen mot den norske edelkrepsen.

I oktober 2006 ble det også for første gang oppdaget signalkreps (*Pasifastacus leniusculus*) i Norge. Funnet ble gjort i Brevik i Porsgrunn kommune, Telemark (Johnsen *et al.* 2006). Denne populasjonen av signalkreps ble som forventet funnet å være bærer av krepsepest, og representerte en ny kilde for spredning av signalkreps (og krepsepest) inn i landet. I mai 2008 ble denne forsøkt utryddet ved bruk av kjemikalier (Sandodden & Johnsen 2008). I juli 2008 ble

det i tillegg funnet krepsepestbærende signalkreps i Øymarksjøen (Haldenvassdraget nedstrøms Ørje sluser). Dette vassdraget er for stort til at utydding av signalkrepsbestanden vil være aktuelt, og signalkreps og krepsepest er dermed permanent etablert i Norge (Johnsen & Vrålstad 2009). I mai 2009 ble det igjen påvist krepsepestbærende signalkreps i Norge, denne gangen i fire mindre golfdammer på Ostøya i Bærum kommune, Akershus (Johnsen *et al.* 2009). Disse blir forsøkt utryddet i oktober 2009.

Det har vært utbrudd av krepsepest i fire norske vassdrag. Første kjente utbrudd i Norge skjedde i 1971 i grensevassdraget Vrangselva/Veksa sørøst for Kongsvinger (**figur 5**). Her kom sykdommen oppstrøms fra Sverige, og all kreps ble utryddet opp til Lierdammen, ca 2 mil inn i Norge. Edelkrepsen har reetablert seg i vassdraget (Taugbøl 1994), og vassdraget er nå fritt for krepsepest.

Neste utbrudd i Norge kom i Glommavassdraget i juli 1987 (**figur 5**). Undersøkelser utført i 1988 viste at edelkrepsen var utryddet på hele strekningen fra Kirkenær i Solør og videre nedstrøms. Også i Vingersjøen som er tilknyttet Glomma ved Kongsvinger og Storsjøen/Oppstadåa som er tilknyttet Glomma ved Skarnes var edelkrepsen borte (Taugbøl 2001, Taugbøl *et al.* 1993). Allerede i 1989 startet miljøforvaltningen og grunneierne arbeidet med reetablering av edelkreps i vassdraget (Taugbøl 2001). Burforsøk viste lovende resultater med overlevelse alle steder unntatt ved Skarnes. Her var det total dødelighet i buret både i 1991 og 1995. Undersøkelser ved Veterinærinstituttet og Universitetet i Uppsala kunne den gang ikke påvise krepsepest, og man antok at det måtte være andre årsaker til dødeligheten. Utsettingene ble konsentrert til området Gjølstadfossen (10 km oppstrøms Kongsvinger) og Skarnes. Det ble også satt ut edelkreps i Vingersjøen. Frem til og med sommeren 2002 ble det fanget edelkreps i alle utsettingsområdene, og bestandene var i positiv utvikling (Taugbøl 2004a). Da krepsefiske igjen skulle åpne i Glomma i august 2003 ble det imidlertid ikke observert eller fanget en eneste kreps. For å finne årsaken til massedøden ble det plassert ut bur med levende edelkreps (i 2004). Syk å døende edelkreps fra disse forsøkene ble funnet å være smittet av krepsepest. Det er derfor høyst sannsynlig at det var krepsepest som slo ut den reetablerte bestanden i Glomma.

Store Le og Haldenvassdraget ble rammet av krepsepest i 1989 (**figur 5**). Store Le ble rammet først, og trolig var det transport av kanoer/båter mellom de to vassdragene som spredte krepsepesten. I løpet av 1989 og 1990 ble all kreps i Haldenvassdraget utryddet nedstrøms Bjørkelangen (Taugbøl *et al.* 1993, Taugbøl & Skurdal 1996). Reetableringen av edelkrepsebestanden(e) i Haldenvassdraget startet i 1995. I perioden 1996-2001 hadde de fleste bestandene i Haldenvassdraget utviklet seg brukbart, om enn i ulik grad (Taugbøl 2004a). I 2005 ble Haldenvassdraget nedstrøms Ørje sluser på ny rammet av krepsepest (Vrålstad *et al.* 2006).

I 1998 ble det observert død edelkreps i Lysakerelva (Taugbøl pers. obs). Dette var ikke en kjent lokalitet for edelkreps før funnet av død kreps. Det ble den gang ikke verifisert at krepsepest var årsaken, men undersøkelser gjort i 2006 ved Veterinærinstituttet bekreftet at det var krepsepest som var dødsårsaken (se også **figur 5**).



Figur 5. Oversikt over lokaliteter og årstall med utbrudd/tilstedeværelse av krepsepest i Norge (Karttillatelse gjennom Norge Digitalt).

5.1.1 Avkastningstap som følge av krepsepest

Områder som i dag er krepsetomme på grunn av krepsepest, er tilnærmet de samme som i 1990: De reetablerte bestandene både i Glomma og Haldenvassdraget er på ny slått ut av krepsepest. I Haldenvassdraget er det fortsatt krepes oppstrøms Ørje sluser (Rødnessjøen), men denne bestanden er under oppbygging og det krepses ikke (Ø. Toverud pers. med). Dette vil derfor i liten grad påvirke estimatene på avkastningstap som følge av krepsepest.

Basert på beregninger av Taugbøl og Eriksen (1991) har krepsepest ført til et avkastningstap på ca 3 tonn. Med dagens kjøttverdi tilsvarer dette et årlig avkastningstap i overkant av 1 million kr.

Innførsel av signalkreps kan i utgangspunktet sees på som introduksjon av krepsepest, da de aller fleste populasjoner av signalkreps er bærere av sykdommen. Med unntak av Øymarksjøen og Store Le er det ikke påvist signalkreps i større norske edelkrepslokaliteter/vassdrag. Det er imidlertid oppdaget signalkreps i mindre lokaliteter i Brevik (Johnsen *et al.* 2007) og i Bærum (Johnsen *et al.* 2009). Disse bestandene er bestemt fjernet på grunn av fare for videre spredning (se nedenfor).

5.1.2 Andre kostnader forbundet med krepsepest og signalkreps

Introduksjon av krepsepest, signalkreps (og vasspest, se under) vil også kunne føre til restriksjoner på annen bruk av vannet, og dermed redusert utnyttelse av andre arter. Dette vil ikke bli behandlet i denne rapporten. Kostnader forbundet med informasjonsarbeid, årsverk fra statlige

og kommunale ansatte og innleid konsulenthjelp vil heller ikke bli behandlet videre i denne rapporten.

Reetablering av edelkreps etter krepsepestutbrudd

I forbindelse med utbruddene av krepsepest i Glommavassdraget (1987) og Haldenvassdraget (1989) er det gjort forsøk på å reetablere bestander av edelkreps gjennom utsetting. Disse utsettingene har vært finansiert både gjennom statlige og private midler. Til beregninger av kostnader forbundet med reetablering av edelkreps i Glomma- og Haldenvassdraget er det brukt en pris på kr 7 per utsatt yngel. Av antall voksen kreps som er satt ut er det beregnet 28 kreps per kg. Antall kg voksen kreps er ganget opp med en kg pris på 350 kr.

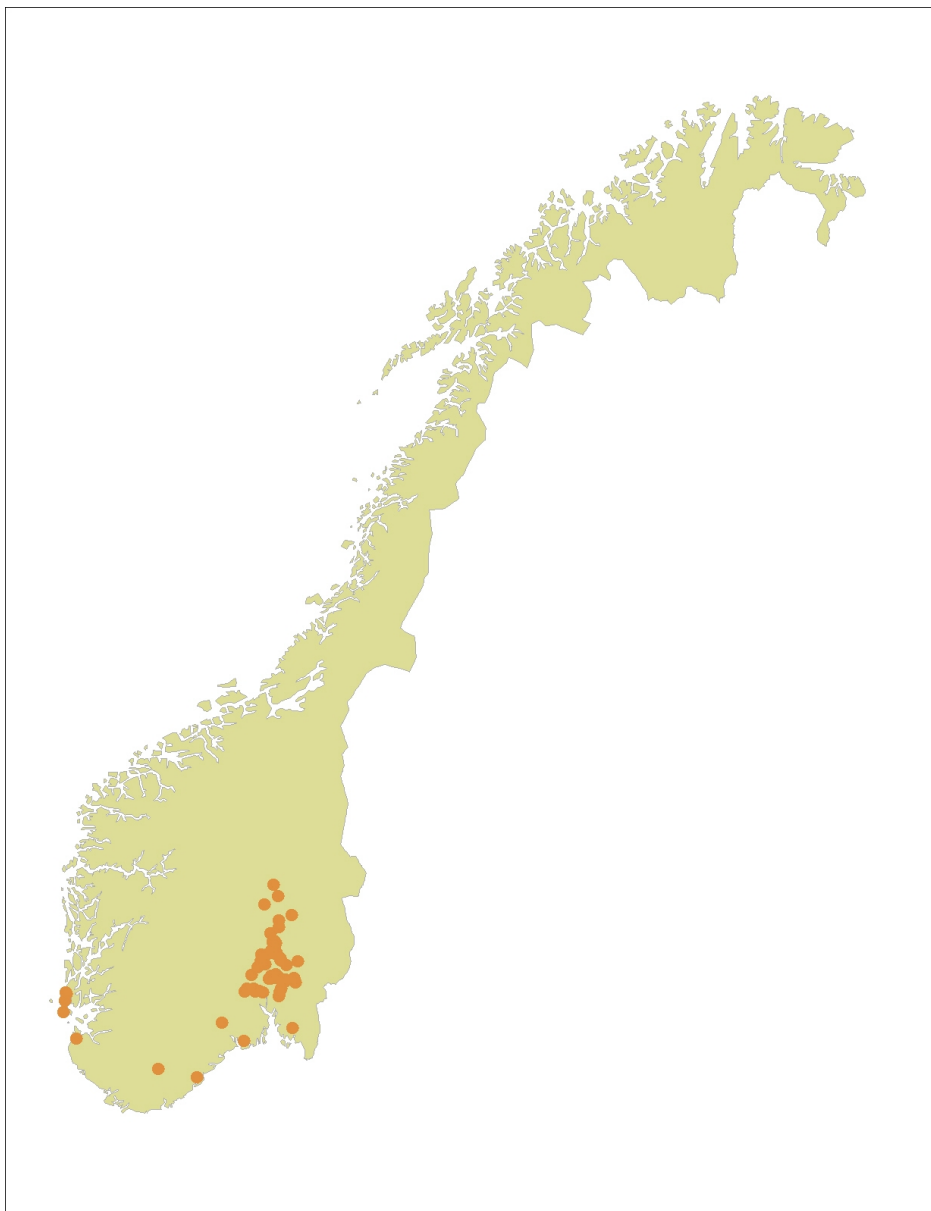
I Glomma ble det i perioden 1989-1997 satt ut totalt ca 25 000 edelkreps, hvorav ca 10 000 var yngel (Taugbøl 2004). Dette tilsvarer en kostnad på ca 250 000 kr. I Haldenvassdraget ble det i perioden 1995-2000 satt ut totalt ca 45 000 edelkreps, hvorav 26 500 var yngel (Taugbøl 2004). Dette tilsvarer en kostnad på ca 423 000 kr.

Utryddelse av signalkrepsbestanden i Telemark

Som nevnt ovenfor er det bestemt at signalkrepsbestanden i Dammane landskapsvernområde i Brevik, Telemark skal utryddes. Det er antatt at totalkostnadene ved utryddelsen vil komme på ca 2 millioner kr.

5.2 Vasspest

En annen introdusert nordamerikansk ferskvannssart som har påvirket avkastningen av edelkreps er vasspest. Denne planten ble introdusert til Europa i 1836, og spredte seg raskt videre (Schulthorpe 1967, Hutchinson 1975). Vasspest har ukjønnnet formering, og kun ett enkelt stengelskudd er tilstrekkelig for kolonisering i en ny lokalitet. Når den først er etablert kan den raskt danne tette vegetasjonsbelter. I Norge ble vasspest introdusert av mennesker rundt 1920, og i vår beste edelkrepslokalitet (Steinsfjorden) rundt 1970. I dag forekommer vasspest i 25 lokaliteter med edelkreps (VannInfo 2007). Etter introduksjonen av vasspest i Steinsfjorden økte utbredelsen raskt og registreringer i 1985 viste at vasspest dekket 75 % av de grunne områdene i innsjøen. Dette har ført til at fangstene i Steinsfjorden har gått kraftig tilbake i forhold til tidligere år (Hessen *et al.* 2004). I en annen viktig edelkrepslokalitet, Einafjorden, er det så langt ikke blitt påvist endringer i fangstene etter introduksjonen av vasspest. Einafjorden er mer vindpåvirket enn Steinsfjorden. Den er også mindre kalkrik og kaldere. Dette kan være årsaker til at vasspest ikke har slått så godt til i denne lokaliteten.



Figur 6. Utbredelse av vasspest i Norge. Kartgrunnlag hentet fra Vanninfo, og er utarbeidet av Eurospatial.

5.2.1 Avkastningstap som følge av vasspest

Økonomiske tap (reduisert edelkrepsbestand eller reduserte edelkrepsfiskemuligheter) knyttet til introduksjon av vasspest vil beregnes med bakgrunn i resultater fra Steinsfjorden (Hessen *et al.* 2004, Skurdal *et al.* 2003). Det finnes også vasspest i Einafjorden (Opplands viktigste edelkrepselokalitet), men det er ikke påvist noen negative effekter på fangst av edelkreps i denne lokaliteten.

I perioden 1998 – 2003 lå avkastningen i Steinsfjorden på ca 2000 kg, noe som er under halvparten av det som ble tatt ut på 1980-tallet Skurdal *et al.* (2003). Årsaken til dette kan være sammensatt, men den viktigste årsaken ble antatt å være introduksjon av vasspest. Antar man at vasspest har ført til en redusert avkastning på ca 2000 kg, tilsvarer dette et årlig tap på 700 000 kr.

6 Økonomiske beregninger

6.1 Hva kan vi si om den økonomiske verdien av krepsefisket?

I kap 2.3 argumenterer vi for å legge hovedvekten på de lokaløkonomiske effektene av krepsefisket, og dermed de lokaløkonomiske effektene av at dette fisket evt. blir rammet av pest. Som nevnt i dette kapitlet vil vurderinger av samfunnsøkonomiske kostnader (dvs effekter for hele landet) måtte knyttes opp mot beregnede miljøkostnader i forbindelse med at krepsefisket blir borte eller forringet. I en slik analyse ville en måtte inkludere både bruksverdier og ikke-bruksverdier av krepsen (jf kap 2.2.1). I studier av bl.a laksevassdrag framkommer at det er snakk om betydelige verdier, og dermed betydelige effekter dersom fisket skulle rammes. Beregninger av samfunnsøkonomiske kostnader knyttet til bortfall eller reduksjon av krepsstammen har det imidlertid ikke vært rammer til å gjøre i arbeidet med denne rapporten. Men det er ikke noe i veien for å komme tilbake til det senere, samtidig som en benytter de anslåtte verdier for antall fiskere og fiskedøgn som er gjort i foreliggende rapport. Det som i så fall vil være viktig er at beregnet samfunnsøkonomisk verdi av krepsefisket ikke legges på toppen av de beregnede lokaløkonomiske effekter. Som redegjort for i kap 2.2 foran vil lokaløkonomiske effekter vanligvis ikke uten videre kunne regnes inn i en samfunnsøkonomisk effektstudie.

Den lokaløkonomiske effekten av krepsefisket består av tre hoveddeler:

- a) forbruket til lokale og tilreisende fiskere
- b) kjøttverdien av kreps tatt opp av grunneiere og andre lokale (dvs. kreps som ikke er fisket av personer med fiskekort)
- c) ringvirkningene av ovennevnte.

Ang a). Vi legger til grunn et forbruk på kr 300,- pr døgn som anslått i kap 4. Som nevnt i kap 2.4 holdes vanligvis etterspørsel fra innenbygdsboende utenfor analysen, siden disse ikke representerer noen tilført etterspørsel til kommunene, da en implisitt går ut fra at denne etterspørselen ville blitt rettet mot det lokale næringslivet uansett. Vi har imidlertid ikke hatt mulighet for å gå inn i sammensetningen av krepsefiskerne i forhold til bosted, og i hvor stor grad de overnatter i tilknytning til fisket. Anslaget for forbruket på kr 300 pr døgn er så vidt lavt at vi legger det til grunn med utgangspunkt i totalt antall fiskedøgn. Som nevnt foran finnes det bl.a opplegg med salg av "pakker" med krepsefiske, som sannsynligvis ville trukket opp forbruket pr døgn hvis vi bare skulle tatt utgangspunkt i tilreisende fiskere.

Ang b). Hvis all krepsen ble tatt opp av fiskere som kommer til lokalområdet for å fiske, og tar med seg krepsen for å spise den, evt selge den, så ville det være riktig å se bort fra kjøttverdien til krepsen i en lokal verdiskapningssammenheng. Imidlertid er det en del kreps som blir tatt opp av enten grunneiere eller andre lokale fiskere (som kjøper krepsekort). Deres salg av kreps, f.eks til sjømatgrossister, representerer lokal verdiskapning. Denne verdiskapningen knytter seg da til det kvantumet kreps som ikke fiskes av de tilreisende "rekreasjonsfiskerne".

Lokale krepsefiskere med fiskekort er tatt med under a). Verdien av lokale fiskeres salg av kreps anslås dermed til 300,- pr døgn. Det er da grunneiernes fiske av kreps vi er ute etter. Kunnskapen om hvem som tar opp krepsen er mangelfull, noe som betyr at vi verken kjenner kvantumsfordelingen mellom lokale/tilreisende, eller mellom grunneiere og lokale fiskere med kort. I kap 4.3 nevnes at Knutstad og Holen alene kjøper 1 tonn edelkreps i året. Som et utgangspunkt for videre beregninger legger vi til grunn at grunneierne tar opp ca 2/3 av krepsen, og at 1/2 av dette selges videre. Med et anslått totalfiske på 11 tonn står da grunneierne for ca 4 tonn. Vi antar at de som kjøper krepsekort i all hovedsak consumerer denne selv.

Ang c). Med basis i redegjørelsen i kap 2.4 benytter vi en produksjonsmultiplikator på 1,4, dvs. at 1 krone omsatt i "krepsenæringen" gir opphav til 40 øre i omsetning i lokaløkonomien. Hvor stor multiplikatoren vil være avhenger bl.a av størrelsen på den lokale økonomien, som igjen avhenger av hvor de aktuelle vann/vassdrag ligger, og hvordan næringslivet er bygd opp. In-

nen rammen av dette prosjektet er det vanskelig å være presis her. Hovedpoenget er at vi mener å kunne benytte en multiplikator i denne størrelsesorden med støtte i studier av reiselivet betydning i lokal/regional sammenheng⁷.

Anslag for lokal omsetning blir da:

- 1,8 - 4 mill pr år i lokalt konsum (krepsefiskernes forbruk)
- 0,9 - 1,5 mill pr år i grunneieres salg av kreps

Multiplisert med en produksjonsmultiplikator på 1,4 gir dette:

- 3,8 - 7,7 mill pr år i total lokal omsetning, inkl ringvirkninger

6.2 Konsekvenser av innførsel av krepsepest, signalkreps og vasspest

I dette kapittelet beskrives konsekvenser i dag, samt et "worst-case" scenario for sannsynlig utvikling i fiske og verdiskapning etter introduksjon av krepsepest (og signalkreps) og vasspest. I andre land (særlig Sverige) er signalkreps regnet som en ressurs (oppnår halve prisen av edelkreps). Signalkreps er imidlertid en uønsket art i Norge, og vi har ikke sett på de økonomiske sidene ved signalkreps som ressurs.

6.2.1 Krepsepest og signalkreps

Dagens situasjon

Som nevnt i kapittel 5, er dagens områder som er krepsetomme på grunn av krepsepest, tilnærmet de samme som i 1990. Basert på beregninger av Taugbøl og Eriksen (1991) har krepsepest ført til et avkastningstap på ca 3 tonn. Med dagens kjøttverdi tilsvarer dette et årlig avkastningstap i overkant av 1 million kr.

Det er antatt at antall krepsefiskere i Norge i dag ligger på rundt 1 500 (kap. 4.4), og at disse fanger ca 11 tonn med kreps. Går man ut ifra at antall kg kreps som fanges fordeler seg likt på de ulike fiskerne, vil hver krepsefisker fange ca 7,1 kg med kreps. Med dette utgangspunktet vil det kreves 420 krepsefiskere (2 300 krepседøgn) for å ta opp 3 tonn kreps (estimert avkastningstap som følge av krepsepest). Med andre ord, krepsepesten har til nå ført til en reduksjon på ca 420 krepsefiskere (1 700-3 800 krepседøgn). Dette tilsvarer en reduksjon på ca (500 000-1 140 000) kr i lokalt konsum og kr 350 000 i grunneieres salg av kreps. Hittil har dermed krepsepesten ført til et årlig tap i total lokal omsetning på ca 1,2 - 2,1 millioner kr ((lokalt konsum + 350 000)x1,4).

Krepsepest (signalkreps) introduseres i alle vann

Med bakgrunn i den raske spredningen av fremmede arter av ferskvannskreps trakk Taugbøl og Skurdal (1999) frem et scenario hvor det i løpet av hundre år kunne være fremmede ferskvannskrepsarter (dette innebærer i hovedsak krepsepestbærende arter) i nær alle europeiske vassdrag egnet for ferskvannskreps. Dette er selvfølgelig et "worst case" scenario, men henspeiler på en dramatisk utvikling hvis ikke de rette tiltakene blir gjort (Taugbøl og Skurdal 1999).

Hvis krepsepesten rammer alle edelkrepsbestandene i Norge, vil tapet være likt totalverdien i krepsefisket. Det vil si at krepsepest (signalkreps) potensielt kan medføre et årlig tap (uttover det som allerede er tapt) i total lokal omsetning inkl. ringvirkninger på 3,8 - 7,7 millioner kr.

⁷ Vi benytter den samme multiplikatoren også for kjøttverdien. Her er støtten fra andre studier svakere enn for det som har med rekreasjonsfisket å gjøre.

6.2.2 Vasspest

Dagens situasjon

Det er ikke påvist noen negative effekter av vasspest på krepsefisket i andre lokaliteter enn Steinsfjorden. Basert på fangststatistikk kan vasspest ha ført til et årlig avkastningstap på rundt 2 tonn (kap. 5). Dette vil si et årlig tap på 700 000 kr (kjøttverdi). Hvis en tar utgangspunkt i de samme forutsetningene som tidligere vil dette tilsvare en reduksjon i antall krepsefiskere på 280 personer og ca 1 500 fiskedøgn. Dette stemmer trolig ikke i Steinsfjorden, da en til tross for reduksjon i avkastningen, har hatt et attraktivt krepsefiske.

I ulike vassdrag er det også svært usikkert hvordan vasspesten vil slå til, samt hvilken effekt dette vil ha på krepsebestanden. I hvilken grad vasspest etablerer seg og slår til i en lokalitet avhenger av nærings- og konkurranseforhold, samt forhold som lys, temperatur, saltinnhold dyp, oppholdstid, vannstandfluktasjoner mm. (Lacoul og Freedman 2006).

Vasspest introduseres i alle vann

Med utgangspunkt i at vasspest sprer seg til alle norske krepselokaliteter, samt at den over tid vil få like store effekter på krepsefiske som i Steinsfjorden, vil verdien av dagens krepsefiske reduseres med ca. 50 %. Dette tilsvarer et årlig tap i total omsetning, inkl. ringvirkninger på 1,9 – 3,85 millioner kr. Dette må sees på som et "worst case" estimat, hvor det forutsettes at antall krepsefiskere reduseres proporsjonalt med reduksjonen i avkastningen. Som nevnt ovenfor er dette høyst sannsynlig ikke tilfelle da vassdrag med vasspest kan ha et attraktivt krepsefiske, samt at effektene av vasspest vil være svært varierende.

6.3 Vurdering og oppsummering

I forhold til situasjonen i 1990 er det trolig marginale endringer i avkastning av edelkreps i Norge. Det er ikke gjennomført en ny undersøkelse for å beregne hvor mange personer som er involvert i krepsefisket, men trolig har det økt noe. Krepsens utbredelsesområde er hovedsakelig er konsentrert til de sørøstlige deler av landet, og antall gode krepselokaliteter er relativt få. I tillegg er det av beskatningshensyn en begrenset fiskeperiode (6. august kl.18.00 t.o.m 14. september). Dette fører til at antall personer som er involvert i krepsefisket og avkastningen er relativt beskjeden. Dette fører videre til at de økonomiske verdiene knyttet til edelkrepsfisket vil bli relativt beskjedne sammenlignet med verdier f.eks knyttet til laksefisket. Imidlertid er det ingen annen ferskvannsart i Norge som oppnår tilsvarende priser (førstehåndsverdi ca 350 kr/kg), og krepsefisket må anses som eksklusivt. Det er behov for ytterligere undersøkelser om den totale økonomiske verdien av edelkrepsen i Norge skal kunne fastslås. Trolig er **ikkebruksverdiene** (bevaringsverdien) langt større enn de lokaløkonomiske verdiene.

- Som nevnt i kapittel 2.3.2 tror vi interessen mht økonomiske effekter primært er knyttet til effekter og ringvirkninger for lokalsamfunn som ligger i tilknytning til krepsereessursen. Med bakgrunn i beregninger/vurderinger vedrørende krepsefiske og fangst (se kap. 4.7) er det beregnet at lokal/regional produksjonsverdi for krepsefisket i Norge blir:
 - 1,8 - 4 mill pr år i lokalt konsum (krepsefiskernes forbruk)
 - 0,9 - 1,5 mill pr år i grunneieres salg av kreps
 - 3,8 - 7,7 mill pr år i total lokal omsetning, inkl ringvirkninger
- Med utgangspunkt i disse beregningene er det estimert at introduksjonen av krepsepest og signalkreps til nå har ført til en årlig reduksjon i total lokal produksjonsverdi på ca 1,2-2,1 millioner kr. I et verst tenkelig tilfelle, dvs. at krepsepest (signalkreps) intro-

duseres i alle vann vil videre tap tilsvare totalverdien i dagens krepsefiske (3,8 – 7,7 mill pr år).

- Når det gjelder økonomiske effekter på edelkrepsfisket som følge av introduksjon av vasspest, er dette gjort på bakgrunn av erfaringer i Steinsfjorden. Effekten på edelkrepsfisket er imidlertid avhengig av i hvilken grad vasspesten etablerer seg. I et verst tenkelig tilfelle vil vasspesten kunne medføre et årlig tap i total produksjonsverdi inkl. ringvirkninger på 1,9 – 3,85 millioner kr. Det forutsettes her at antall krepsefiskere reduseres proporsjonalt med reduksjonen i avkastningen.

7 Referanser

- Abrahamsson, S. 1972. Fecundity and growth of some populations of *Astacus astacus* Linné in Sweden. Report from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 52: 23-37.
- Alderman, D.J., D. Holdich og Reeve 1990. Signal Crayfish as vectors in crayfish plague in Britain. *Aquaculture*, 86: 3-6.
- Belchier, M., Edsman, L., Sheehy, M.R.J & Shelton, P. M. J. 1998. Estimating age and growth in longlived temperate freshwater crayfish using lipofuscin. *Freshwater Biology* 39: 439-446.
- Brown, K. M. 1998. The role of shell strength in selective foraging by crayfish for gastropod prey. *Freshwater Biology* 40(2): 255-260.
- Charlebois, P. M. & Lamberti 1996. Invading crayfish in a Michigan stream: direct and indirect effects on periphyton and macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(4): 551-563
- Creed Jr., R.P. 1994. Direct and indirect effects of crayfish grazing in a stream community. *Ecology* 75: 2091-2103.
- Dervo, B og Lein, K (2002): Rapport fra verdiskapningsprosjekt i Mandalselva.
- Diéguez-Uribenodo, J. and K. Söderhäll (1993). "Procambarus clarkii Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora." *Aquaculture and Fisheries Management* 24: 761-765.
- Direktoratet for Naturforvaltning (2000): Nytte- kostnadsanalyse av prosjektet rotenonbehandling av Steinkjervassdragene. Utredning for DN nr 2000-3.
- Dybedahl, P (2006): Økonomiske ringvirkninger av reiseliv i Hedmark og Oppland 2005. Rapport 863/2006. Transportøkonomisk Institutt, Oslo.
- Ericsson, B. og Grefsrud, R. (2005): Fritidshus i innlandet: Bruk og lokaløkonomiske effekter. Rapport 6/2005. Østlandsforskning, Lillehammer.
- Finansdepartementet (2005): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser.
- Hanson, J.M., Chambers, P.A. & Prepas, E.E. 1990. Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 24: 69-80.
- Hessen, D. O., Skurdal, J. & Braathen, J. E. 2004. Plant exclusion of a herbivore; crayfish population decline caused by an invading waterweed. *Biological Invasions* 6: 133-140.
- Hessen, D.O., T. Taugbøl, E. Fjeld & J. Skurdal 1987. Egg development and lifecycle timing in the noble crayfish (*Astacus astacus*). *Aquaculture* 64: 77-82.
- Holdich, D. M. and Lowery, R. S. (eds.) 1988. *Freshwater crayfish: Biology, management and exploitation*. Croom Helm, London.
- Johnsen, S., Andersen O. & Museth, J. 2006. Introdusert signalkrebs i Porsgrunn kommune, Telemark. Kartlegging og forslag til tiltak – NINA rapport 194. 17 s.
- Johnsen, S., Taugbøl, T., Andersen, O., Museth, J. & Vrålstad, T. 2007. The first record of the non-indigenous signal crayfish *Pasifastacus leniusculus* in Norway. *Biological Invasions*. 9: 939-941.

- Johnsen, S. I., Strand, D., Vrålstad, T. & Wivestad, T. 2009. Introdusert signalkreps på Ostøya i Bærum kommune, Akershus - Kartlegging og krepsepestanalyse- NINA Rapport 499. 17 s.
- Johnsen, S.I. & Vrålstad, T. 2009. Signalkreps og krepsepest i Haldenvassdraget – Forslag til tiltaksplan - NINA Rapport 474. 23 s + vedlegg.
- Kålås JA, Viken Å & Bakken, T. (eds) (2006) Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway 416 s.
- Lacoul, P. & Freedman, B. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Rev.* 14: 89-136.
- Lodge, D. M. (1993). Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133-137.
- Lodge, D. M., R. A. Stein, Brown, K. M., Covich, A. P., Bronmark, C., Garvey, J. E. & Klosiewski, S. P. 1998. Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling." *Australian Journal of Ecology* 23 (1): 53-67.
- Mooney, H. A. and Drake, J. A. (1989). Biological invasions: a SCOPE program overview. In *Biological invasions: a global perspective, SCOPE 37* (Drake, J. A., Mooney, H. A., di-Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & Williamson, M., eds.), pp. 491-509. Chichester, U.K.; John Wiley & Sons.
- Moyle, P. B. and Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78: 149-161.
- Mørkved, O.J og Krokan P.S (2000): Økonomisk analyse av villaksressursene i nasjonale vassdrag. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Utredning nr 24. Steinkjer.
- Navrud, S (2001): Economic valuation of inland recreational fisheries. *Epirical studies and their policy use in Norway. Fisheries Management and Ecology* 8 (4-5); 368-382.
- NJFF 1992. Norges jeger- og Fiskerforbund. Medlemsundersøkelse. Kommentarer oktober 1992.
- Nyborg, K (2002): Miljø- og nyttekostnadsanalyser. Noen prinsipielle vurderinger. rapport 5/2002. Frischsenteret. Oslo.
- Pontoppidan, E. 1752. Det første forsøg paa Norges naturlige historie, forstillende dette kongeriges luft, grund, fælde, vande, vexter, metaller, mineralier, steenarter, dyr, fugle, fiske og omsides indbyggernes naturel samt sædvaner og levemaade. Kjøbenhavn, Berlingske Arvingers Bogtrykkeri, 464 s.
- RBL og NSF 2004. Rapport fra forprosjekt om Utvikling av utmarksbaserte reiselivsbedrifter – Markedsmuligheter, mål strategier og forslag til verdikjedeprogram. Reiselivsbedriftenes Landsforening og Norges Skogeierforbund.
- Sandodden, R. & Johnsen, S. I. 2008. Bekjempelse av signalkreps (*Pasifastacus leniusculus*) og sørv (*Scardinius erythrophthalmus*) i Dammane landskapsvernområde. Veterinærinstituttet rapportserie 15-2008, 27 s.
- Skurdal, J. og Taugbøl, T. 2003 Krepssing. I jakt, fiske og friluftsliv, bind 1: s 208-214. Kunnskapsforlaget. Oslo.

- Skurdal, J., Taugbøl, T. & Garnås, E. 2003. Overvåking av krepsebestanden i Steinsfjorden, Hole og ringerike kommune, Buskerud fylke. Fylkesmannen i Buskerud, rapport
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P. Y., Reynolds, J. D. & Haffner, P. (eds.) 2006. Atlas of freshwater crayfish in Europe. Museum national d'Histoire naturelle, Paris, 187 p.
- Stenroth, P. & Nyström, P. 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology* 48 (3): 466-475.
- Svärdson, G. 1972. The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). Report Institute of Freshwater Research Drottningholm 52: 149-191.
- Taugbøl, T. 1988. Kort sammenfatning av forsøk med edelkreps (*Astacus astacus*) utført ved Mesna Aquafarm 1986-1988. Upublisert notat, 4 s.
- Taugbøl, T. 2001. Forvaltningsplan for kreps i Hedmark. Rapport nr. 2/2001, pp.1-36.
- Taugbøl, T. 2004a. Exploitation is a prerequisite for conservation of *Astacus astacus*. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* (372-373), pp. 275-279.
- Taugbøl, T. 2004b. Reintroduction of noble crayfish *Astacus astacus* after crayfish plague in Norway. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* (372-373), pp. 315-328.
- Taugbøl, T. & Eriksen, H. 1991. krepsefisket i Norge i 1990. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernnavdelingen, rapport 12/91, 23 s + vedlegg.
- Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Ferskvannskreps i Norge. Kunnskapsstatus og forvaltningserfaring. Østlandsforskning. Rapport 13/1996, 84 s.
- Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1999. The future of native crayfish in Europe: How to make the best of a bad situation? Pp 271-279, in (eds. Gherardi, F & Holdich, D. M.) *Crayfish in Europe as alien species - How to make the best of a bad situation?* Crustacean issues 11.
- Taugbøl, T., Skurdal, J. & Håstein, T. 1993. Crayfish plague and management strategies in Norway. *Biological Conservation* 63: 75-82.
- Teigen, H (1999): Regional økonomi og politikk. Universitetsforlaget, Oslo,
- Toivonen AL., m. fl. 2000. Economic value of recreational fisheries in the Nordic countries. NemaNord 2000:604. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2000.
- Unestam, T. 1972. On the host range and origin of the crayfish plague fungus. Report from Institute of Freshwater Research. Drottningholm 52: 192 198.
- Vrålstad, T., Håstein, T., Taugbøl, T. & Lillehaug, A. 2006a. Krepsepest – smitteforhold i norske vassdrag og forebyggende tiltak mot videre spredning – Veterinærinstituttet rapportserie 6-2006. 25 s + vedlegg.
- Weber, L. M. & D. M. Lodge 1990. Periphytic food and predatory crayfish: relative roles in determining snail distribution. *Oecologia* 82: 33-39.
- Westman, K., Savolainen, R. and Julkunen, M. 2002. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish lake: a 30-year study. – *Ecography* 25: 53–73.

Wilson, K. A., Magnuson, J. J., Lodge, D. M., Hill, A. M., Kratz, T. K., Perry, W. L. & Willis, T. V. 2004. A long-term rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) invasion: dispersal patterns and community change in a north temperate lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61(11): 2255-2266.

Aas, Ø, Birkelund, H og Lein, K (2001): Næringsmessige konsekvenser av ulike fiskereguleringer. (Red: Fiske, P. og Aas, Ø) Kap 8 i: Laksefiskeboka, Trondheim 2001. NINA Temahefte 20.

8 Vedlegg

Vedlegg 1. Oversikt over lokaliteter hvor det ble oppgitt å fiske kreps i 1990, beregnet avkastning i 1990 samt skjønnsmessig endring (ekspertvurdering) i avkastning til 2007.

Fylke/vassdrag/område	Beregnet avkastning (kg) 1990	Ekspert vurdering (kg) 2007
Oppland		
<i>Einavassdraget</i>	793	1000
Einavannet		
Skjelbreia		
Sivesindtjernet		
<i>Nitelva/Gjerdingsvassdraget</i>	179	500
Mylla		
Harestuvatnet		
Gjeringen		
Hakadalselva		
<i>Viggavassdraget</i>	65	65
Jarenavatnet		
Vigga		
Elgsjøen		
Kalvsjøtjernet		
<i>Diverse vann i Oppland</i>	56	56
Helsetjernet		
Eriksrudtjernet		
Sillongen		
Kauserudtjernet		
Slomma		
Steffensrudtjernet		
Holetjernet		
Vesletjernet		
Stortjernet		
Vassjøtjernet		
Vestre Bjonevatn		
Hedmark		
Nessjøen	14	14
Bæreia	18	18
Harasjøen	22	450
Rokosjøen/Svartelva	42	50
<i>Nye siden 1990</i>		
Helgesjøen		20
Vrangselva		25
Navnløs bekk i Nugurvassdraget		50
Oslo/Akershus		
Lyseren	755	100*
Øgderen	403	1000*
<i>Børtervannvassdraget</i>	173	173
Børtervann		
Mosjøen		

Fylke/vassdrag/område	Beregnet avkastning (kg) 1990	Ekspert vurdering (kg) 2007
<i>Diverse vann i Aurskog/Høland</i>	77	77
Østelva		
Kalterudbekken		
Mjermen		
Setten		
Tevsjøen		
Floen		
Lierelva		
Ikke oppgitt		
<i>Diverse vann i Akershus</i>	69	69
Verkensvannene		
Kålstjernet		
Mjær		
Hakadalselva		
Vassjøen		
Andelva		
<i>OFA</i>	437	250**
Rausjøen		
Mosjøen		
Børtervann		
Akerselva/Stilla		
Nøkle vann		
Elvåga badedam		
<i>OFA nye vann i 2007</i>		
Dikemarksvannene (Asker)		
Åklungene		
Ulsrudvann		
Sognsvann		
Steinbruvann		
<i>Løvenskiold (ikke omfattet i 1990)</i>		
Store Daltjuven (Oppland)		15***
Store Sandungen		125
Østfold		
<i>Høbølvassdraget</i>	144	144
Høbøelva		
Vansjø		
<i>Hæra/Mysenelva</i>	17	17
Hæra		
Dalselva		
Bergvannet		
<i>Rakkestadelva med mer.</i>	159	159
Rakkestadelva		
Schieselva		
Ertevannet		
Storefjæra		
Stiklatjern		
<i>Øgderen/Hemnessjøen</i>	81	Samlet vurdering m/O/A
<i>Lyseren</i>	543	Samlet vurdering m/O/A

Fylke/vassdrag/område	Beregnet avkastning (kg) 1990	Ekspert vurdering (kg) 2007
Buskerud		
<i>Sperillenvassdraget</i>	493	1000
Sperillen		
Ådalselva		
<i>Krøderenvassdraget</i>	1443	1700
Krøderen		
Snarumselva		
Væleren	75	75
<i>Div. vann i Buskerud</i>	61	61
Damtjern		
Sogna		
Junger		
Bergsjø		
Elgsjø		
<i>Steinsfjorden/Tyrifjorden</i>		
Steinsfjorden	3323	1800
Tyrifjorden	1446	1450
Vestfold		
Eikerenvassdraget		200
Telemark		30
Totalt	10888	10693

* Ekspertvurdering gjort i samråd med Øystein Toverud (Astacus-prosjektet)

** Ekspertvurdering gjort i samråd med Dag Øivind Ingjerd (Fiskeforvalter i OFA)

*** Ekspertvurdering gjort i samråd med Per-Einar Eriksen (Løvenskiold)

NINA Rapport 318

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1882-5



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no