

Effekter av kalking på forsursrammede krepsebestander

Trond Taugbøl

NINA Oppdragsmelding 733



NINA Norsk institutt for naturforskning

Effekter av kalking på forsuringsrammede krepsebestander

Trond Taugbøl

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

NINA Temahefte

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA -ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Taugbøl, T. 2002. Effekter av kalking på forsursrammede krepsbestander. - NINA Oppdragsmelding 733: 1-38.

Lillehammer, februar 2002

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1295-1

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Trond Taugbøl

NINA, Lillehammer

Design og layout:

Kari Sivertsen

Tegnekontoret NINA•NIKU

Kopiering: Norservice:

Opplag: 100

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax 73 80 14 01

<http://www.ninaniku.no>

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 17462000

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Taugbøl, T. 2002. Effekter av kalking på forsursrammede krepsebestander. - NINA Oppdragsmelding 73: 1-38

Prosjektet har sett på effekten av å kalke forsura krepselokalteter når det gjelder:

- 1) å reetablere utdødde eller sterkt reduserte bestander gjennom nye utsetninger av kreps
- 2) å snu en negativ trend med hensyn til krepsebestandens tetthet og størrelsessammensetning.

Prosjektet har omfattet lokalitetene Rokosjøen (Løten kommune), Bæreia og Digeren (Kongsvinger kommune), Søndre Øyungen (Eidskog kommune) og Dølisjøen (Sør-Odal kommune), alle i Hedmark. Alle innsjøene var påvirket av forsuring og representerte en gradient når det gjaldt bestandsstatus for kreps: Før kalking var Digeren, S. Øyungen og Dølisjøen krepsetomme eller hadde kun sporadisk forekomst av kreps. I Bæreia var det relativt bra med småkreps, mens de større krepsene i stor grad var forsvunnet. I Rokosjøen vare effekten av forsuring mer uklar, men en mindre gjennomsnittsstørrelse på krepsen og minimal bruk av de sureste delene av sjøen, var en sannsynlig forsuringseffekt. Bæreia ble kalket første gang i 1991, Rokosjøen, Digeren og S. Øyungen i 1994 og Dølisjøen i 1996. Utsetting av kreps er foretatt i Digeren og S. Øyungen i 1995-97, og i Dølisjøen i 1996-97.

Krepsebestanden i Rokosjøen har hatt en klar positiv utvikling etter kalking. De østlige deler av innsjøen, hvor det tidligere bare var sporadisk forekomst av kreps, gir nå betydelige fangster. Også i de vestlige deler har det vært en markert økning i fangsten. Dykkeundersøkelsene viser at rekrutteringen er svært god. Gjennomsnittstørrelsen på krepsen i teinefangstene ble markert større i perioden 1994-2000. I 2001 gikk størrelsen på krepsen i prøvefiske ned som følge av at det ble åpnet for ordinært krepsefiske for første gang siden slutten av 1980-tallet (det ble fisket ca. 80 kg kreps i løpet av sesongen). Det forventes en økende avkastning i årene som kommer. Rokosjøen ble kalket årlig i perioden 1994-1998.

I Bæreia hadde krepsebestanden, og spesielt kreps over 8-9 cm, blitt kraftig redusert fra 80-tallet og fram til kalkingen startet i 1991. Årlig kalking siden 1994 har opprettholdt en tilfredsstillende vannkvalitet, men forbedringen av krepsebestanden har likevel vært minimal. Det fanges idag noe mer kreps i teinene sammenlignet med begynnelsen av 90-årene, men dykkfangstene som sier noe om småkrepsforekomsten, har ikke økt. Et positivt tegn er at gjennomsnittslengden på kreps i teinefangstene viser en økende trend. Trolig er det andre årsaker enn forsuring som nå bidrar til å holde krepsebestanden nede.

I Søndre Øyungen og utløpselva Grønnebekken har det vært en klar positiv utvikling av krepsebestanden etter kalkingen. I Søndre Øyungen var krepsebestanden nærmest utryddet før kalking, mens det ganske overraskende viste seg fortsatt å være en livskraftig bestand i Grønnebekken (utløpselva). Etter kalking og utsetting av kreps i selve innsjøen har det også her utviklet seg en bestand av egenprodusert kreps som imidlertid fortsatt må betegnes som tynn. I Grønnebekken kan bestanden

nå karakteriseres som god, og det er en tendens til at gjennomsnittslengden på krepsen i teinefangsten er økende. Søndre Øyungen ble kalket i 1994-95 og 2000-01.

I Digeren og utløpselva Skinnarbølåa har det vært samme positive utvikling som i Søndre Øyungen og Grønnebekken. I Digeren var krepsebestanden nærmest utryddet før kalking, mens det veldig overraskende ble påvist en tynn bestand i utløpselva. Etter kalking og utsetting har det nå blitt etablert en tynn i bestand i selve innsjøen, mens bestanden i utløpselva har økt til en middels god bestand. Utsatt yngel har hatt en god vekst og vist seg å være veldig stasjonær sammenlignet med voksen kreps. Det er fortsatt noe usikkert om fangsten i innsjøen i hovedsak er kreps utsatt som yngel, eller om det er innsjøens egenproduserte kreps. Det er også uvisst i hvilken grad det fortsatt forekommer alvorlige surstøt-episoder på senvinter/vår og hvordan disse eventuelt påvirker den naturlige rekrutteringen. Digeren ble sist kalket i 1998.

Også i Dølisjøen ble krepsebestanden ansett som nærmest utryddet, og også her har det vært en positiv utvikling etter kalking og utsetting. De første årene etter utsetting besto prøvefangsten i hovedsak av utsatt kreps, men i 2001 tilsa lengden på krepsen at det var innsjøens egenproduserte kreps som ble fanget. Bestanden må fortsatt betraktes som tynn, men synes å være i god utvikling på alle tre prøvestasjonene. Vannprøver i april 2001 avdekket en alvorlig surstøt-episode med pH-verdier under 5.5 i hele innsjøen. Det er usikkert i hvilken grad slike episoder påvirker den naturlige rekrutteringen, men tidligere forsøk i samme lokalitet har indikert stor dødelighet på rogn og yngel. Dølisjøen ble kalket i 1996, 1997 og 1998.

Usikkerhet om surstøtsepisoder på senvinter/vår og effekter av disse gjelder for alle lokalitetene og dette forholdet bør tas med i diskusjoner om rekalking og overvåking av vannkvalitet.

I løpet av prosjektet har det blitt avdekket mange nye problemstillinger og kunnskapsbehov. Det er spesielt tre forhold det bør skaffes mer kunnskap om:

- 1) Krepsehabitatvalg gjennom senvinter/vår.
- 2) Reproduksjon i kalka lokaliteter - effekt av surstøtsepisoder.
- 3) Utlegging av kalksteinsrøyser som mulig forbedringstiltak for kreps i forsura/kalka lokaliteter

Emneord: ferskvannskrepse, *Astacus astacus*, forsuring, kalking, reetablerting

Trond Taugbøl, Norsk institutt for naturforskning, Avd. for naturbruk, Fakkeldgården, Storhove, 2624 Lillehammer.

Abstract

Taugbøl, T. 2002. Effects of liming on noble crayfish populations affected by acidification. - NINA Oppdragsmelding 73: 1-38.

The project has revealed the effect of liming acidified noble crayfish localities with respect to:

- 1) reestablishing exterminated or heavily reduced populations by restocking
- 2) turning a negativ trend regarding crayfish density and size composition.

The project has included five localities (Lake Rokosjøen, L. Bæreia, L. Digeren, L. Søndre Øyungen and L. Dølisjøen), all affected by acidification to a different extent: Before liming, the crayfish in L. Digeren, L. Søndre Øyungen and L. Dølisjøen were exterminated or extremely few. In L. Bæreia there was a relatively good abundance of smaller crayfish while the larger ones (> 90mm) had disappeared. In L. Rokosjøen the effect of acidification was more indistinct, but most likely the mean size of crayfish in trap catches had decreased and there were few crayfish in the eastern, most acidified part of the lake. L. Bæreia was limed first time in 1991, L. Rokosjøen, L. Digeren and L. Søndre Øyungen in 1994 and L. Dølisjøen in 1996. Crayfish were stocked in L. Digeren and L. Søndre Øyungen in 1995-1997 and in L. Dølisjøen in 1996-1997.

In L. Rokosjøen there have been significant positive effects of the liming. Crayfish abundance has increased all over the lake, also in the eastern part where crayfish were almost non-existent before liming. Mean size of crayfish in the trap catches of the test fishing increased until 2000, but decreased in 2001 as an expected result of exploitation (crayfish catching was allowed again for the first time since 1987).

In L. Bæreia the effects of liming are more indistinct. Crayfish larger than 8-9 cm were absent in trap catches before liming, and this catch has only slightly increased. The abundance of smaller crayfish, registered by diving, has not increased. The liming seems to support an acceptable water quality, so probably there are other reasons than acidification that suppress crayfish population development.

In L. Søndre Øyungen and its outlet river Grønnbekken the effects of liming have been good. Surprisingly, a viable population was registered in R. Grønnbekken before liming, in spite of pH-values constantly around 5.5 or lower and a calcium-content just above 2 mg Ca/l. After liming and restocking of crayfish, a thin but self-reproducing population has been established in the lake. In R. Grønnbekken the crayfish density has increased and the population can now be considered as good.

In L. Digeren and its outlet river Skinnarbølåa, the situation and effects of liming are comparable with L. Søndre Øyungen. Surprisingly, crayfish were registered in the outlet river also here, in spite of pH and calcium-levels even worse than in L. Søndre Øyungen. After liming and restocking, a thin population has been established in the lake, and crayfish density in R. Skinnarbølåa has increased significantly. In addition to adults,

juvenile crayfish were also stocked. They are less migratory than adults and seem to be more suitable for stocking if the goal is to establish the crayfish in a specific place.

Also in L. Dølisjøen there have been positive effects of liming and restocking of crayfish. A thin but self-reproducing population is now established. Water quality analyses in April 2001 revealed, however, a serious episode of acidification with pH below 5.5 in the whole lake. In June and October pH was above 6.5. There are uncertainty to what extent such episodes of acidification during late winter/early spring cause problems for crayfish reproduction. Previous studies in L. Dølisjøen have indicated great mortality on egg and juveniles during such conditions.

Uncertainty regarding spring time episodes of acidification also applies to the other localities, and should be taken into account when discussing monitoring and reliming.

The project has revealed several gaps of knowledge and we recommend further studies within these fields:

- 1) Habitat choice of crayfish during late winter and spring
- 2) Reproduction of crayfish in acidified and limed localities – effects of acidic episodes
- 3) Use of chalk stone tips as substrate improvement/hiding places for crayfish in acidified and limed localities.

Keywords: freshwater crayfish, *Astacus astacus*, acidification, liming, reintroduction

Trond Taugbøl, Norwegian Institute for Nature Research, Division for Man-Environment Studies, Fakkeltgården, Storhove, N-2624 Lillehammer.

Forord

Dette prosjektet er finansiert av Direktoratet for naturforvaltning (DN) og er en direkte oppfølging av prosjektet "Kreps i kalkede vann: Reetablering og utvikling av eksisterende bestander" som pågikk i 1995-98 og også ble finansiert av DN.

Einar Kystvåg i BioLimno har vært engasjert til diverse prøvefiske og vannprøvetaking, og en stor takk til ham for et utmerket samarbeid. Takk også til en rekke andre enkeltpersoner blant grunneiere, i forvaltningen og i andre forskningsinstitusjoner som har bidratt til prosjektet.

Lillehammer, februar 2002

Trond Taugbøl
Prosjektleder

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	7
1.1 Prosjektets mål og problemstillinger	7
1.2 Omfang og oppbygging av rapporten - navnebruk	7
2 Kort om kreps, kalsium og forsuring	8
3 Prosjektlokaliteter og metoder	9
3.1 Prosjektlokaliteter	9
3.2 Generelt om metoder	9
3.2.1 Vannkjemi	9
3.2.2 Krepseforekomst	9
3.2.3 Fiskeforekomst	11
3.2.4 Utsettingsmateriale - tillatelser	11
4 Rokosjøen (Løten kommune)	12
4.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking	12
4.2 Mål og problemstillinger for Rokosjøen	12
4.3 Undersøkelsesopplegg	12
4.4 Resultater og diskusjon	13
4.4.1 Vannkjemi	13
4.4.2 Kreps	13
5 Bæreia (Kongsvinger kommune)	16
5.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking	16
5.2 Mål og problemstillinger for Bæreia	16
5.3 Undersøkelsesopplegg	16
5.4 Resultater og diskusjon	16
5.4.1 Vannkjemi	16
5.4.2 Kreps	17
6 Søndre Øyungen (Eidskog kommune)	19
6.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking	19
6.2 Mål og problemstillinger for Søndre Øyungen	19
6.3 Undersøkelsesopplegg	19
6.4 Resultater og diskusjon	20
6.4.1 Vannkjemi	20
6.4.2 Kreps	21
7 Digeren (Kongsvinger kommune)	22
7.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking	22
7.2 Mål og problemstillinger for Digeren	22
7.3 Undersøkelsesopplegg	22
7.4 Resultater og diskusjon	23
7.4.1 Vannkjemi	23
7.4.2 Kreps	24
8 Dølisjøen (Sør-Odal kommune)	25
8.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking	25
8.2 Mål og problemstillinger for Dølisjøen	25
8.3 Undersøkelsesopplegg	25
8.4 Resultater og diskusjon	25
8.4.1 Vannkjemi	25
8.4.2 Kreps	26
9 Sammenfattende diskusjon	27
9.1 Utvikling i krepsebestanden etter kalking	27
9.2 Bruk av yngel som utsettingsmateriale	28
9.3 Hva er god nok vannkvalitet for krepsen?	28
9.4 Kunnskapsbehov	29
Referanser	29
Vedlegg 1	
Oversikt over fangst og fangstinnsetts ved prøvafiske	31
Vedlegg 2	
Oversikt over utsettinger	38

1 Innledning

Forsuring er en alvorlig trussel mot det biologiske mangfoldet i våre vassdrag, og vår ferskvannskreps er blant de mest følsomme artene (Appelberg & Odelström 1990). En rekke krepsebestander på Østlandet, som er krepsens hovedutbredelsesområde, har enten forsvunnet eller blitt sterkt redusert på grunn av forsuring (Taugbøl & Skurdal 1996). Vår art av ferskvannskreps, edelkreps (*Astacus astacus*), har internasjonal verneverdi og er klassifisert som sårbar i IUCN's Red List of Threatened Animals (IUCN 1996). Den trues av en rekke andre forhold enn forsuring; den største trusselen mot edelkrepsen og de andre europeiske krepseartene er introduksjon av amerikanske krepsearter som er bærere av sykdommen krepsepest (Taugbøl & Skurdal 1999, Taugbøl 2001). Norge er ett av få europeiske land som i dag kun har forekomst av sin egen, opprinnelige art, noe som gir gode forutsetninger og et spesielt ansvar for å bevare arten. Innenfor bevaringsarbeidet er det viktig å gjøre en innsats for å reetablere og styrke krepsebestander som er forsvunnet eller svekket på grunn av forsuring eller andre forhold. Kalking er et godt virkemiddel for å reetablere og opprettholde liv i forsura vassdrag (Brandrud et al. 2000, DN 2001).

1.1 Prosjektets mål og problemstillinger

Dette prosjektet er en direkte oppfølging av prosjektet "Kreps i kalkede vann: Re-etablering og utvikling av eksisterende bestander" som ble finansiert av Direktoratet for naturforvaltning i perioden 1995-1998 og rapportert i 1999 (Taugbøl 1999a). Dengang var det gått relativt kort tid siden kalking og utsetting av kreps, og for flere av lokalitetene var det for tidlig å kunne si noe om effekter. Nå er resultater fra ytterligere tre sesonger (1999-2001) inkludert, og trendene for utviklingen mer klare.

Prosjektet omfatter lokalitetene Rokosjøen (Løten kommune), Bæreia og Digeren (Kongsvinger kommune), Søndre Øyungen (Eidskog kommune) og Dølisjøen (Sør-Odal kommune), alle i Hedmark. Alle sjøene er påvirket av forsuring, og hensynet til krepsen er hovedårsaken til kalkingen. Innsjøene representerte en gradient når det gjaldt bestandsstatus for kreps: Før kalking var Digeren, Dølisjøen og Søndre Øyungen krepsetomme, eller hadde kun sporadisk forekomst av kreps. I Bæreia var det relativt bra med småkreps, mens de store krepsene i stor grad var forsvunnet. Rokosjøen hadde en tynn-middels bestand. Her var det mer uklart om forsuringen hadde hatt noen effekt, men trolig var både størrelsen på krepsen og fordelingen i innsjøen påvirket. Bæreia ble kalket første gang i 1991, Rokosjøen, Digeren og S. Øyungen i 1994, og Dølisjøen i 1996.

Prosjektets hovedmål har vært å undersøke effekten av å kalke krepselokaliteter når det gjelder:

- 1) å re-etablere utdødde eller sterkt reduserte bestander ved hjelp av utsettinger (Digeren, S. Øyungen og Dølisjøen)
- 2) å snu en negativ trend med hensyn til krepsebestandens tetthet og størrelses-sammensetning (Bæreia og Rokosjøen).

En nærmere presisering av målsetting og problemstillinger for de enkelte lokaliteter er gitt i kapitlene 4-8.

Tidligere i prosjektet har vi også sett på kalsifisering av krepsens skall i de forsura lokalitetene sammenlignet med en mer optimal lokalitet, samt på overlevelse i ulike følsomme stadier (1: eggoverlevelse i perioden fra gyting til klekking og 2: overlevelse hos voksen kreps gjennom skallskifte). Dette er tidligere rapportert (Taugbøl et al. 1997a, Taugbøl 1999a) og beskrives ikke nærmere her.

1.2 Omfang og oppbygging av rapporten - navnebruk

I Kap. 2 gis en kort redegjørelse om kreps i forhold til kalsium og forsuring som er viktige faktorer når det gjelder krepsens forekomst og utbredelse. I Kap. 3 gis en samlet presentasjon av forsøkslokalitetene og metoder som er anvendt i undersøkelserne. Deretter presenteres kapittelvis (Kap. 4-8) de fem forsøkslokalitetene med status for vannkjemi og krepseforekomst før kalking, problemstillinger og utviklingen av krepsebestandene etter kalkingen. Til slutt (Kap. 9) gis en oppsummerende diskusjon samt påpeking av nye kunnskapsbehov i forhold til forsuring, kreps og kalking.

I Norge har vi som nevnt kun én art ferskvannskreps, nemlig edelkrepsen (*Astacus astacus*). I dagligtale omtales den kun som kreps, og denne betegnelsen bruker vi også i rapporten når vi snakker om "vår" art. Betegnelsen kreps brukes også i mer generelle vendinger, og kan da omfatte ulike arter ferskvannskreps som en felles gruppe. Når det henvises spesielt til andre, fremmede krepsearter i denne rapporten brukes artens eget navn.

2 Kort om kreps, kalsium og forsuring

Krepsen er omgitt av et hardt, ytre skall hvor kalsium er et viktig byggelement. Når krepsen vokser, må den skifte skall. Før skallskiftet blir endel kalsium trukket ut av det gamle skallet og lagret i de såkalte krepsensteinene (gastrolitter) i krepsens mave (Willig & Keller 1973). Etter skallskiftet blir dette kalsiumlageret brukt til å bygge opp det nye skallet. I tillegg må krepsen også ta opp kalk direkte fra vannet for å gjøre det nye skallet hardt og robust (Adegboye et al. 1975, Malley 1980, Wheatly & Gannon 1995). Det må derfor være en viss kalsiummengde i vannet for at krepsen skal kunne leve der. Det finnes lite dokumentasjon på minimumsnivået som trengs. For en annen europeisk krepsart, *Austropotamobius pallipes*, hevdes det at kalsiumkonsentrasjonen må være >5 mg Ca/l (Jay & Holdich 1977, 1981). Vi vet imidlertid fra norske og finske lokaliteter at det kan være gode edelkrepsbestander ved ca. 2 mg Ca/l (Jussila et al. 1995, denne rapporten). Også ferskvannskreps av slekten *Orconectes* kan finnes i vann med så lave kalsiumverdier (France 1987). Ved lavere verdier vil trolig krepsen få store problemer. Generelt er norske vassdrag svært kalsiumfattige, og nettopp lav kalsiumkonsentrasjon er trolig en av de viktigste faktorene som begrenser krepsens utbredelse.

Krepsen er blant våre mest forsuringfølsomme organismer, og generelt vil pH-verdier under 6 gi forsuringsskader (Appelberg & Odelström 1990). Rogn og yngel-stadiene er de mest følsomme. Eksperimentelt er det for disse stadiene påvist fysiologiske forstyrrelser ved pH-verdier 5.6 - 5.8, med økt dødelighet som resultat. Ved rognutleggingen vil surt vann påvirke selve festingen av rognen til krepsens haleføtter. Rogna vil dermed lettere mistes under den lange perioden (oktober - juni) som de må bæres under halen fram mot klekking. Hvis rognen utsettes for surt vann i perioden fram til klekking er det også påvist økt dødelighet, spesielt i forbindelse med den nyklekte yngelens første skallskifte (Appelberg 1984, Appelberg & Odelström 1990).

Etter skallskifter har både yngel og voksen kreps et sterkt behov for raskt å kalsifisere skallet, dvs. gjøre skallet hardt. Dette for raskere å komme i gang med næringsopptak samt for å få bedre beskyttelse mot fisk og andre fiender som spiser kreps. Kalsifiseringsprosessen krever, som tidligere nevnt, opptak av kalsium fra vannet. Denne prosessen er svært pH-følsom ved at surt vann blokkerer opptaksmekanismen. Forsøk med en amerikansk krepsart viste at kalsium-opptaket ble betydelig hemmet ved pH lavere enn 5.75 (Malley 1980). For krepsyngel er det påvist at ved pH 5.6 var opptakshastigheten av kalsium halvert i forhold til ved nøytralt vann (Appelberg & Odelström 1990). Hvis kalsiuminnholdet i vannet er lavt, f.eks. $<2-3$ mg Ca/l som er vanlig i svært mange norske krepselokaliteter, vil effekten av forsuringen forsterkes.

Svenske laboratorieforsøk og feltefaringer konkluderer med at voksen kreps i mindre grad er følsom for forsuring, selv under skallskiftet, og at det er rekrutteringen, dvs. egg og ungeproduksjonen, som blir ødelagt (Appelberg & Odelström 1990). I litteraturen har vi ikke funnet beskrevet tilfeller der det i størst

grad er den voksne delen av krepsbestanden som blir borte eller sterkt redusert. I Søndre Billingen og Bæreia i Hedmark ble det imidlertid tidlig på 1990-tallet observert en sterk tilbakegang i bestanden av voksen kreps (>90 mm), mens småkrepsen fortsatt fantes i relativt bra mengde (Taugbøl 1994). Det var ikke overbeskatning av store individer her, men pH og kalsiumnivået tilsa at forsuring trolig var et problem. Det ble spekulert i om forsuringen hadde gitt en bestandsrespons der voksne individer i hovedsak ble rammet. Videre har det vært et spørsmål om det var et for-stadium til denne bestandsresponsen som ble observert i Rokosjøen, i og med at krepsen i fangstene syntes å ha blitt mindre av størrelse (Taugbøl & Linløkken 1995). Ved å kalke Bæreia og Rokosjøen og følge opp effektene på krepsbestanden, har vi i dette prosjektet kunnet se nærmere på denne problematikken.

3 Prosjektlokaliteter og metoder

3.1 Prosjektlokaliteter

En oversikt over beliggenheten til prosjektlokalitetene er gitt i **figur 1**. Rokosjøen ligger i Løten kommune og drenerer via Rokoelva/Svartelva til Mjøsa. Bæreia og Digeren ligger begge i Kongsvinger kommune. Bæreia drenerer via Vrangselva til Sverige, mens Digeren dreneres av Skinnarbølåa til Vingersjøen og videre ut i Glomma. Søndre Øyungen ligger i Eidskog kommune og drenerer også via Vrangselva til Sverige. Dølisjøen ligger i Sør-Odal kommune og dreneres av Sloa til Glomma.

Tabell 1 gir en fysisk beskrivelse av prosjektlokalitetene samt oversikt over kalkingshistorie og registrerte minimumsverdier for pH og kalsium før kalking. Verdiene for de enkelte lokaliteter kan ikke uten videre sammenlignes fordi de kan være registrert ved forskjellige årstider, men de er tatt med for å vise at for alle lokalitetene har pH og kalsium-nivået vært kritisk for krepser.

En oversikt over krepseforekomst før kalking og fiskearter i de ulike lokalitetene er gitt i **tabell 2**.

3.2 Generelt om metoder

3.2.1 Vannkjemi

Vannkemiske data fra forsøkslokalitetene er skaffet tilveie på flere måter:

- ved direkte analyse ute i lokalitetene ved bruk av Hydrolab-sonde (H-20 Multiprobe). Hydrolab-sonden er jevnlig kalibrert og sjekket mot pH-meteret på laboratoriet på Høgskolen i Hedmark, avd. Blæstad.
- ved egen vannprøvetaking og senere analyse ved HIAS-Vannlaboratoriet og Høgskolen i Hedmark, avd. Blæstad (Rokosjøen) og ved Næringsmiddeltilsynet Glåmdal (Bæreia, Søndre Øyungen, Digeren og Dølisjøen).
- ved tilgang på data fra Norsk institutt for vannforskning (Digeren, Søndre Øyungen, Bæreia og Dølisjøen) (A. Hindar, primærdata fra upubl. manus, Rognerud 1992).
- fra tidligere publiserte arbeider i Rokosjøen (Taugbøl & Linløkken 1995), Digeren og Søndre Øyungen (Skaug 1994, Engen et al. 1995, Berg & Gulliksen 1996).
- fra rutinemessige vannprøver i forbindelse med kalkingsvirksomheten; i regi av fylkesmannen i Hedmark og kommunene og analysert ved diverse laboratorier (NIVA, Åsnes vdg. skole, Øst-Lab, LabNett).

Ved presentasjon av vannkjemi-seriene for de ulike lokalitetene er året delt opp enten i måneder, halvår (V og H) eller tredjedels år (V, S og H), og det er brukt gjennomsnitt av enkeltmålinger innenfor perioden. En fullstendig oversikt over enkeltmålingene finnes hos NINA, avd. for naturbruk.

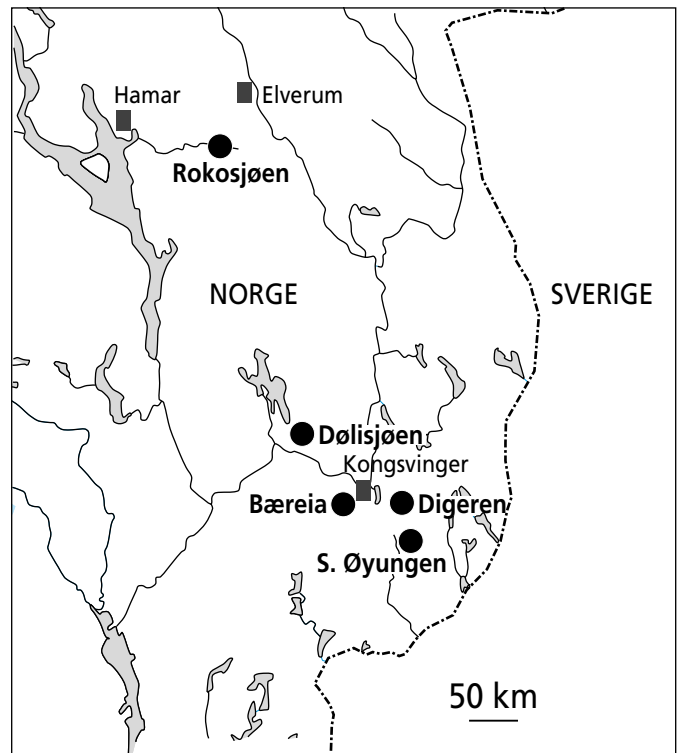


Fig. 1

Oversikt over beliggenheten til prosjektlokalitetene.

3.2.2 Krepseforekomst

Krepseforekomst er undersøkt både ved teinefangst og dykking. Fangst per innsats ved teinefangst (K/TN, antall kreps per teinenatt) eller dykking (K/TD, antall kreps per time dykk), er brukt som et relativt estimat på tettheten av kreps. All fanget kreps ble lengdemålt (total lengde fra pannespiss til ytterst på midtre haleflik) og kjønnsbestemt før de ble sluppet tilbake til innsjøen.

Teinefangst

Ved teineundersøkelsene er det benyttet sammenleggbare, sylinderformede teiner (diam. 24 cm, lengde 48 cm) med to åpninger (5x5 cm) og maskevidde 12 mm. De ble satt om kvelden og tømt morgenen etter. Fangbarheten til krepser i forhold til teiner varierer mye over tid og er først og fremst avhengig av skallskiftefase og temperatur (Appelberg & Odelström 1985, Skurdal et al. 1985). Skallskiftene foregår normalt i løpet av juli-august. Like før, under og etter skallskiftet (totalt ca. en uke), er krepser i svært liten grad fangbar med teiner. Skallskiftetidspunktet kan variere fra lokalitet til lokalitet avhengig av temperaturforholdene, noe som kan gjøre det vanskelig å sammenligne teinefangster fra ulike lokaliteter. Krepserens aktivitet og næringsopptak er også svært temperaturavhengig, og ved temperaturer under 8-10°C er krepser lite fangbar med teiner. For å minimalisere effekten av skallskifter og lav temperatur er prøvfisken i hovedsak gjennomført i perioden fra slutten av august til midten av september.

Det er videre kjent at en rekke andre faktorer også påvirker teinefangsten og dermed også sammenligningen mellom ulike lo-

Tabell 1. Fysisk beskrivelse, kalkingshistorie t.o.m. 2001 og registrerte minimums-verdier for pH og kalsium i prosjektlokalitetene før kalking (årstall og referanse for registrering er angitt).

Lokalitet (NVE-nr.)	H.o.h. (m)	Innsjøareal (km ²)	Nedbørfelt (km ²)	Middeldyp (m)	Kalkingshistorie (antall tonn CaCO ₃)	Registrerte min.-verdier for pH og kalsium (mg/l) før kalking
Rokosjøen (253)	215	3,36*	96	6,3	20.10.94: 42 05.10.95: 82 24.06.96: 123 12.06.97: 116 17.06.98: 116,1	1994: pH 5.7; Ca 2.5 (Taugbøl & Linløkken 1995)
Bæreia (4203)	231	1,38	11	7,5	1991: 60 1994: 27 1995: 19 01.08.96: 19,9 08.08.97: 19 04.06.98: 19,6 28.06.99: 19 26.06.00: 19 2001: 40	1989: pH 5.8; Ca 1.8 (Rognerud 1992)
Søndre Øyungen (369)	194	1,36	22	9,1	11.11.94: 248 04.09.95: 47 26.06.00: 48 2001: 30	1993/94: pH 5.5; Ca 2.3 (Skaug 1994, Hindar & Skiple 1995)
Digeren (155)	236	2,64	48	17,5	21.10.94: 150 28.09.95: 120 17.06.96: 132 17.10.97: 120 24.06.98: 106,6	1993: pH 5.4; Ca 1.6 (Skaug 1994, Hindar & Skiple 1995)
Dølisjøen (153)	170	1,50	25	6,5	26.06.96: 110 19.06.97: 104 25.06.98: 105,7	1995: pH 4.8; Ca 2.2 (Taugbøl et al. 1996)

*inkludert Vesle Rokosjøen (ca. 3,2 km² uten denne)

Tabell 2. Oversikt over krepseforekomst (jf. pkt 3.2.2) og fiskearter i prosjektlokalitetene.

Lokalitet	Forekomst av kreps per 1994	Fiskearter
Rokosjøen	tynn-middels bestand	abbor, mort, hork, laue, gjedde, lake
Bæreia	middels-god bestand av små-kreps. Få kreps > 90 mm	abbor, mort, gjedde, lake, ørret (tynn bestand, utsatt)
S. Øyungen	utdødd eller svært sporadisk forekomst	abbor, hork, steinulke, krøkle, ørekyte, nipigget stingsild, ørret (tynn bestand)
Digeren	utdødd eller svært sporadisk forekomst	abbor, mort, gjedde, lake, ørret (tynn bestand)
Dølisjøen	utdødd eller svært sporadisk forekomst	abbor, mort, hork, brasme, gjedde, krøkle, lake, ørret (få individer, utsatt)

kaliteter og/eller fangsttidspunkt. Slike faktorer er f.eks. teinetype, maskevidde, bunnssubstrat, månesyklus, tilstedeværelse av predatorfisk og åtetype (jf. Taugbøl et al. 1997b og referanser her). Påvirkning av slike faktorer er minimalisert ved å bruke standard teinetype og karpefisk som åte (med noen få unntak av praktiske grunner). Effekten av disse faktorene er for øvrig sterkt underordnet effekten av temperatur og skallskifte.

Teinefangst av kreps er også størrelses- og kjønnssektiv med favorisering av hanner og større kreps sammenlignet med bestanden for øvrig (Qvenild & Skurdal 1988). Kreps mindre enn 75 mm fanges i svært liten grad i teiner, selv om maskevidden er 12 mm.

Antall kreps per teinenatt (K/TN) gir et relativt mål på tettheten av kreps i en lokalitet. K/TN kan brukes til å sammenligne ulike

krepselokalteter og til å følge en bestandsutvikling over tid (Appelberg & Odelström 1985). Ofte ønsker man ved hjelp av K/TN å si om det er en tynn, middels eller god krepsebestand. Usikkerheten og variasjonen i K/TN er imidlertid stor. Verdien avhenger av alle de faktorene som påvirker teinefangsten, og som ble nevnt ovenfor. Det er derfor viktig å foreta teinefisket under mest mulig sammenlignbare forhold. Men uansett vil det være stor tilfeldig variasjon, og tolkningen av K/TN-data må gjøres med varsomhet. K/TN-tallet må ses i sammenheng med krepsens lengdefordeling, beskatningen av bestanden, samt andre fysiske, kjemiske og biologiske data om lokaliteten. Ofte vil supplerende dykkeundersøkelser gi nødvendig tilleggsinformasjon, jf. situasjonen i Bæreia (Kap. 5). Kun prøvofiske med teiner ville her forledet en til å tro at bestanden var nærmest utryddet. Hvis en god krepsebestand beskattes hardt, vil en stor andel av krepsen over minstemålet (95 mm) tas ut i løpet av krepsesesongen, og K/TN ved et prøvofiske etter sesongen kan bli lav (Skurdal et al. 1993). En slik krepsebestand vil allikevel være "bedre" enn en ubeskattet bestand med samme lave K/TN.

Dykking

Dykking som fangstmetode er, i forhold til teinefangst, mye mindre påvirket av skallskifter og temperatur, og gjør det mulig å fange kreps også ved lave temperaturer. Videre vil en ved dykking fange kreps av langt mindre størrelse enn ved teinefangst. I dette prosjektet er dykkingen av praktiske grunner gjennomført på dagtid, og da ligger krepsen normalt i skjul under steiner, røtter, i huler, etc. Ved dagdykk er de store krepsene mindre fangbare enn ved nattdykk, sannsynligvis fordi de største krepsen har de vanskeligst tilgjengelige skjulestedene på dagen (f.eks. under de største steiene og i de dypeste hulene). Dykkfangst og teinefangst er ikke sammenlignbare estimater for krepsetettheten, men er viktige for å utfylle hverandre, jf. erfaringen fra Bæreia (Kap. 5) hvor det ikke ble fanget noe kreps med teiner, men mye småkreps ved dykking. Typisk er gjennomsnittstørrelsen for dykkefanget kreps på dagtid i intervallet 55-75 mm, mens teinefangsten oftest er i intervallet 85-95 mm.

Antall kreps fanget per tidsenhet kan, på samme måte som K/TN ved teinefangst, brukes til å overvåke bestandsutviklingen over tid eller sammenligne lokaliteter (f. eks. Taugbøl 1999a,b). Ofte brukes én time som enhet og fangster tatt ved kortere dykketid omregnes da til fangst pr. time ($K/TD = \text{antall kreps fanget pr. time dykk}$). Usikkerheten og variasjonen i K/TD er stor, på samme måte som for K/TN, og supplerende teineundersøkelser samt annen informasjon om lokaliteten er ofte nødvendig for å gi et riktig bilde av bestanden. Et av de største problemene med å sammenligne K/TD-verdier er den store variasjonen mellom ulike bunnforhold, dvs. ulik fangbarhet på ulikt substrat. Dette er spesielt gjeldende for dagdykk da krepsen må letes fram under stokk og stein. Ved sammenligning mellom år bør samme stasjon innen lokaliteten brukes og ved sammenligning av lokaliteter bør det tilstrebes å finne stasjoner med relativt like bunnforhold. Forskjeller i erfaring hos ulike dykkere kan også gi store forskjeller i fangst og observasjoner.

Vurdering av krepsebestand utfra fangst pr. innsats

Det er altså vanskelig å gi noen klare kriterier for å bedømme en krepsebestand utfra antall kreps pr. teinenatt (K/TN), eller antall kreps pr. time dykk (K/TD). Som en tommelfingerregel,

basert på egen, lang erfaring med teine- og dykkfangst i ulike lokaliteter, mener vi allikevel at følgende generelle beskrivelse kan brukes:

For K/TN:

$K/TN < 0.5$:	Svært tynn bestand
$0.5 < K/TN < 2.5$:	Tynn til middels bestand
$2.5 < K/TN < 5$:	God bestand
$K/TN > 5$:	Svært god bestand

For K/TD:

$K/TD < 10$:	Svært tynn bestand
$10 < K/TD < 50$:	Tynn til middels bestand
$50 < K/TD < 100$:	God bestand
$K/TD > 100$:	Svært god bestand

Det presiseres imidlertid at annen bakgrunnsinformasjon om lokaliteten og generelt god kunnskap om krepsens biologi er nødvendig som bakgrunn for vurderingen. Videre at teinefangsten foretas på et tidspunkt da fangbarheten er minst mulig redusert p.g.a. skallskifte eller temperatur. Det beste grunnlaget for å vurdere en lokalitet er å ha både K/TN og K/TD-data.

3.2.3 Fiskeforekomst

Forekomst av fisk ble undersøkt i alle lokalitetene i perioden 1995-1998 og rapportert i 1999 (Taugbøl 1999a). Siden fisk ikke har vært inkludert i oppfølgingsundersøkelsene, presenteres ikke de tidligere fiskeresultatene på nytt igjen.

3.2.4 Utsetningsmateriale - tillatelser

Som utsetningsmateriale er benyttet voksen kreps og yngel. Den voksne krepsen ble innkjøpt fra lokale fiskere og var fanget under den ordinære krepsesesongen (6. august – 14. september). All voksen kreps var dermed større enn 90-95 mm (minstemålet for ordinær fangst er 95 mm, men forskjeller i måleteknikker gjør at kreps ned i mot 90 mm ofte kan bli inkludert). Yngel ble innkjøpt fra Norsk Kreps A/S, et kultiveringsanlegg for kreps beliggende i Setskog, Aurskog-Høland kommune. Yngelen var tidligere klekket i forhold til det naturlige ved bruk av oppvarmet vann (klekking i april sammenlignet med juni/juli ute i naturen). Den ble levert/utsatt i løpet av juni som 4. stadium yngel, dvs. den hadde gjennomgått 3 skallskifter og var blitt føret. Størrelsen var 13-15 mm, dvs. en størrelse som naturlig klekket yngel først når på sensommer/høst.

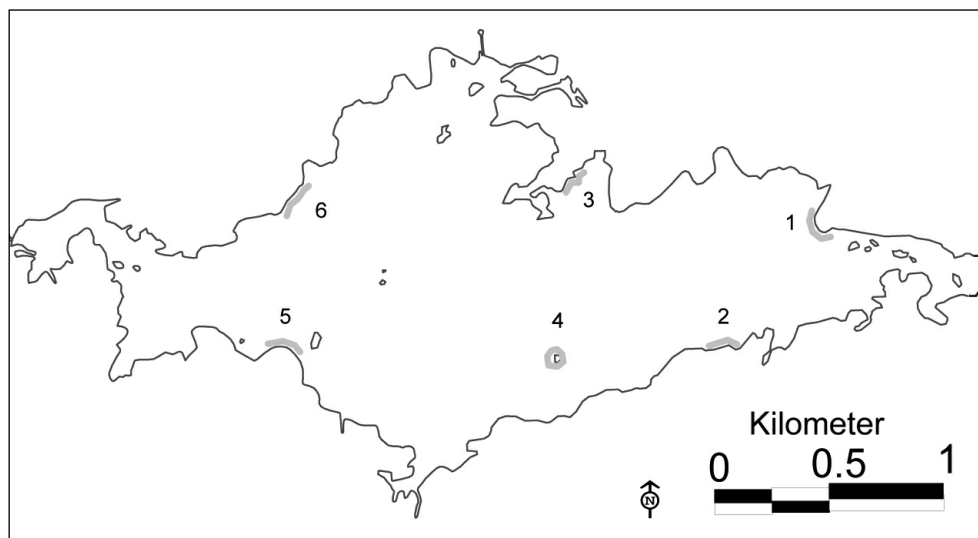
All utsetting av kreps krever tillatelse i henhold til "Forskrift om utsetting av fisk og andre ferskvannsorganismer av 11. november 1993", hjemlet i lov om laksefisk og innlandsfisk m.v. av 15. mai 1992. Fylkesmannen kan gi tillatelse til utsetting dersom kreps finnes eller har forekommet tidligere i den aktuelle delen av vassdraget. Utsetting av kreps utenom fangstplassen eller uten godkjent helse- og opprinnelsesattest er også forbudt i henhold til "Sjukdomsforskrifter for akvatiske organismer av 4. juli 1991" som er hjemlet i lov om tiltak mot sykdom hos fisk og andre akvatiske dyr av 13. juni 1997. Her kan Statens dyrehelsetilsyn gi dispensasjon fra forbudet. For alle utsettingene innenfor prosjektet ble det innhentet tillatelse fra fylkesmann og dyrehelsetilsynet.

4 Rokosjøen (Løten kommune)

Krepsebestanden i Rokosjøen har hatt en klar positiv utvikling etter kalking. De østlige deler av innsjøen, hvor det tidligere bare var sporadisk forekomst av kreps, gir nå betydelige fangster. Også i de vestlige deler har det vært en markert økning i fangsten. Dykkeundersøkelsene viser at rekrutteringen er svært god. Gjennomsnittstørrelsen på krepsen i teinefangstene ble markert større i perioden 1994-2000. I 2001 gikk størrelsen på krepsen i prøvefisket ned som følge av at det ble åpnet for ordinært krepsefiske for første gang siden slutten av 1980-tallet. Det ble tatt ut i overkant av 80 kg kreps i løpet av august 2001, tilsvarende en avkastning på ca. 0,3 kg/lha. Det forventes en økende avkastning i årene som kommer. Rokosjøen ble kalket årlig i perioden 1994-1998.

4.1 Status for krepseforekomst og vannkjemifram til kalking

Krepsebestanden i Rokosjøen hevdes å stamme fra Svartelva som drenerer Rokosjøen ned til Mjøsa. I Svartelva ved Klevfoss ble det satt ut kreps rundt 1890 (Huitfeldt-Kaas 1918), og fra rundt 1930 og oppover til 1960-70-tallet var Svartelva utvilsomt en av Norges beste krepseelver. Utsetting i Rokosjøen med kreps fra Svartelva ble gjort tidlig på 1940-tallet samt i begynnelsen av 50-årene av lokale fiskere. Man antar at utsettingene dreide seg om ca. 1000 kreps. Det tok endel år før bestanden hadde bygd seg opp, og først fra midten på 60-tallet ble krepsefiske vanlig i Rokosjøen. Flere lokale fiskere hevder at fangsten av kreps i antall ikke var noe særlig dårligere på slutten av 80- og begynnelsen av 90-tallet enn den var for 20-30 år siden, men at gjennomsnittstørrelsen har gått ned. Dette til tross for at fisket etter kreps trolig var større før, det vil si størrelsesreduksjonen skyldes ikke overbeskatning (Taugbøl & Linløkken 1995).



Figur 2

Oversikt over prøvestasjonene i Rokosjøen. Krepseforekomst er undersøkt i de gråskraverte områdene 1-6.

I Rokosjøen ble det i løpet av 1994 foretatt en grundig undersøkelse både av krepsebestanden og vannkvaliteten for å få status før kalking (Taugbøl & Linløkken 1995). I perioder var pH helt ned mot 5.7 og kalsiuminnholdet 3 mg/l, det var altså liten tvil om at vannkvaliteten var nede på nivåer som kan medføre skader på krepsebestanden. Som nevnt ovenfor var det imidlertid ingen klare effekter. En mulig størrelsesreduksjon er nevnt og likedan ble det antatt at den ujevne fordelingen av krepsen i innsjøen, med svært lite kreps nær innløpselva i øst og gode forekomster lenger vest, kunne være forårsaket av surere vann i den østlige delen (Taugbøl & Linløkken 1995). Kalking startet i Rokosjøen høsten 1994 for å forebygge at det skulle oppstå markerte skader på krepsebestanden.

4.2 Mål og problemstillinger for Rokosjøen

I Rokosjøen har målet vært å undersøke kalkingens effekt på en krepsebestand som ikke har vært markert påvirket av forurening, men hvor både tetthet, størrelse og fordeling av krepsen i innsjøen trolig kunne være berørt. Konkrete spørsmål i kjølvannet av kalkingen har derfor vært:

- Øker størrelsen på krepsen i teinefangstene?
- Øker tettheten av kreps?
- Vil det bli mer kreps i de østlige deler når vannkjemien bedres, det vil si er det sannsynlig at surt vann har vært begrensende for krepseforekomsten her?

4.3 Undersøkelsesopplegg

Oversikt over prøvestasjonene i Rokosjøen er vist i **figur 2**.

Krepseforekomst er undersøkt ved teinefangst og dykking hvert år i perioden 1994-2001, med unntak av 2000 hvor ikke dykking ble gjennomført. En fullstendig oversikt over fangstinnstans og fangst er gitt i vedlegg 1.

Rokosjøen ble kalket hvert år i perioden 1994-1998.

4.4 Resultater og diskusjon

4.4.1 Vannkjemi

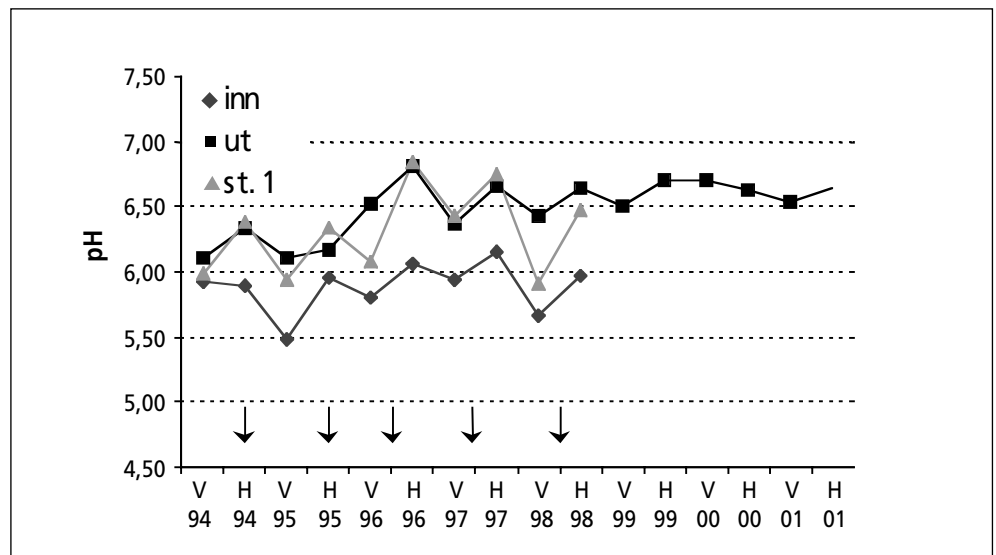
pH, alkalitet og kalsium i innløp, utløp og på stasjon 1, helt øst i innsjøen, er vist i **figurene 3, 4 og 5** for perioden vår-1994 til høst-2001. pH i innsjøutløpet har de siste årene vært stabil på omkring 6,5, mens alkalitet har stabilisert seg på rundt 120 $\mu\text{mol/l}$. Dette er en klar forbedring i forhold til situasjonen i 1994 før kalkingen startet (Taugbøl & Linløkken 1995). Det at nivået har holdt seg stabilt siden siste kalkingen i 1998 kan også indikere at forureningstilførselen har blitt mindre. Når det gjelder kalsiuminnholdet i vannet synes dette igjen å være tilbake til samme nivå som før kalkingen, dvs. litt i underkant av 3 mg Ca/l.

4.4.2 Krepser

Krepsefangst per innsats ved prøvefiske i perioden 1994-2001 er vist i **figurene 6 og 7**. Fangsten er slått sammen for stasjonene 1-3 (østlige del) og 4-6 (vestlige del). Fangsten har gjennom hele perioden vært større i den vestlige delen. Det er til dels stor variasjon i fangster mellom år, men allikevel en klar trend at fangsten og dermed tettheten av kreps har økt i løpet av perioden for hele innsjøen. Dette er spesielt markert for dykkefangsten som i hovedsak fanger kreps under minstemålet. Dykkefangsten blir heller ikke i samme grad som teinefangsten påvirket av forskjeller i fangbarhet (skallskifter). Hvis en bare ser på dykkefangsten, har krepseforekomsten på st. 1-3 utviklet seg fra en svært tynn bestand i 1994-97 til en god bestand i 2001, mens på st. 4-6 har bestanden økt fra middels til svært god. Teinefangstene gir et mer moderat inntrykk av bestanden, og kun basert på disse ville bestanden blitt vurdert som tynn til middels. På st. 4-6 var det en nedgang i teinefangsten fra 2000

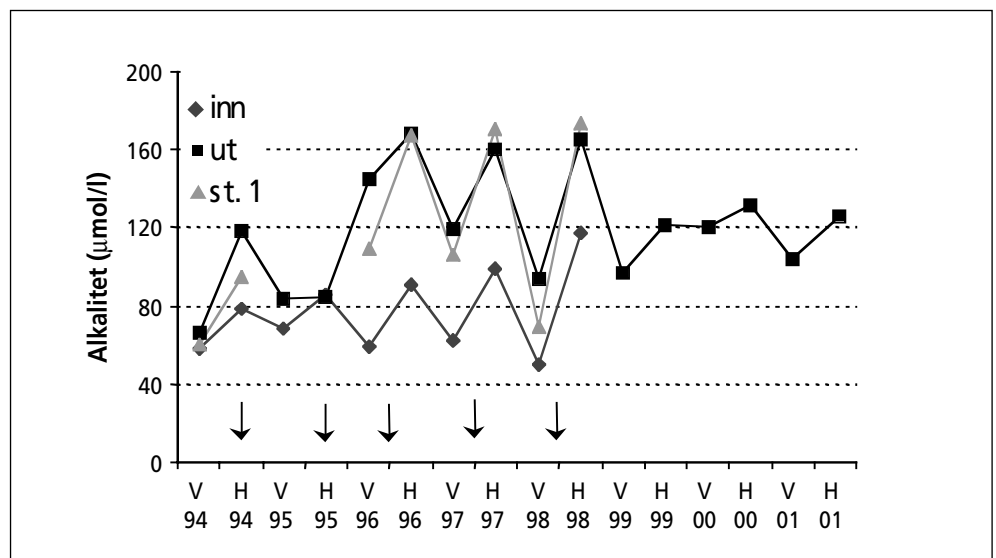
Figur 3

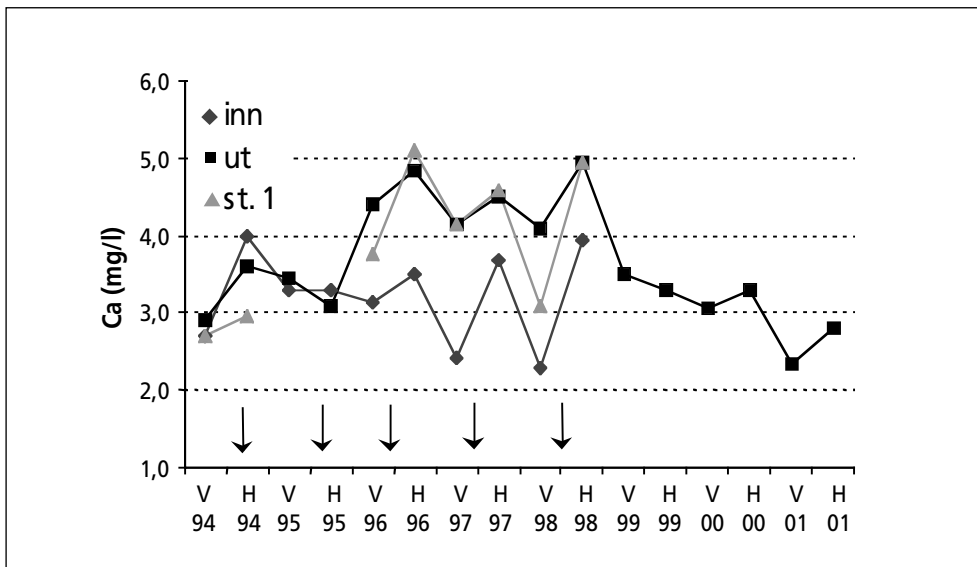
pH i innløp, utløp og på stasjon 1 i Rokosjøen i perioden vår-94 til høst-01. Pilene markerer tidspunkt for kalking.



Figur 4

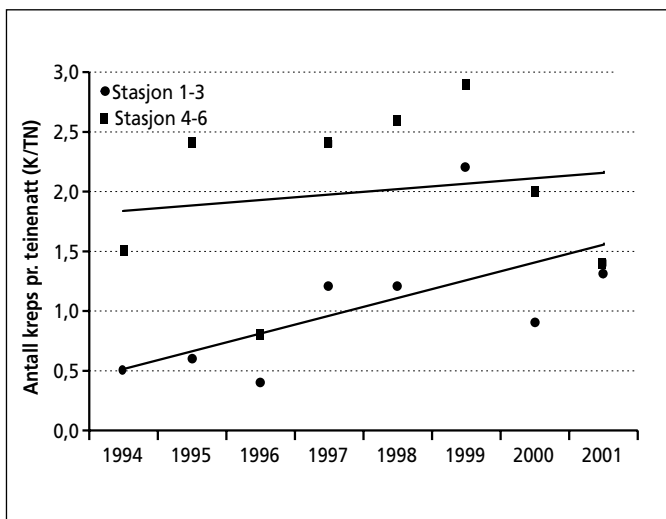
Alkalitet i innløp, utløp og på stasjon 1 i perioden vår-94 til høst-01. Pilene markerer tidspunkt for kalking.





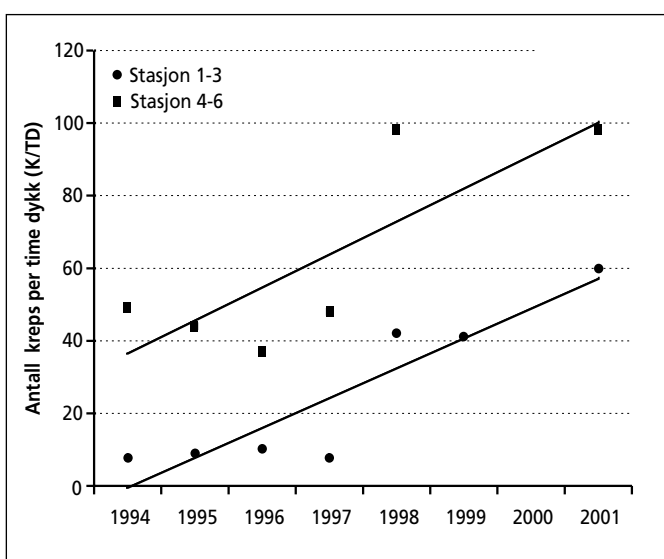
Figur 5

Kalsium i innløp, utløp og på stasjon 1 i perioden vår-94 til høst-01. Pilene markerer tidspunkt for kalking.



Figur 6

Antall kreps per teinefannett (K/TN) på st. 1-3 og 4-6 i perioden 1994 – 2001 med trendlinjer inntegnet.



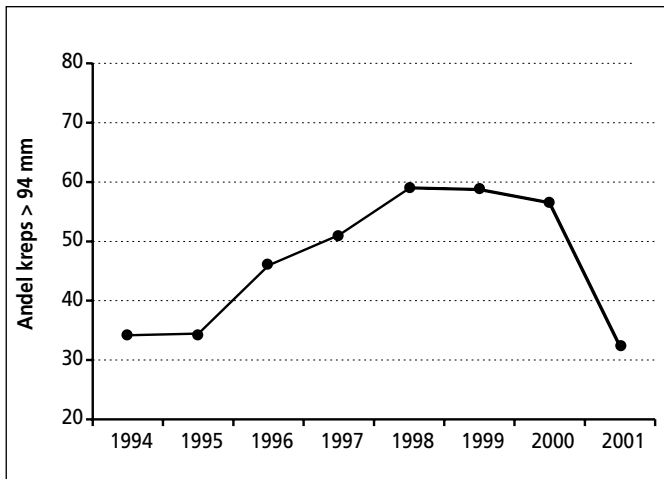
Figur 7

Antall kreps per time dykk (K/TD) på st. 1-3 og 4-6 i perioden 1994 – 2001 med trendlinjer inntegnet.

til 2001. Dette skyldes i stor grad at det i 2001 ble åpnet for vanlig krepsfiske, og dermed var mye fangbar kreps allerede tatt ut når prøvofisken ble utført, jf. også **figur 8 og 9**. Totalt ble det beregnet et uttak på i overkant av 80 kg kreps i løpet av august 2001, tilsvarende en avkastning på ca. 0,3 kg/ha (upubl. data).

Krepsen i teinefangstene ble markert større utover i forsøksperioden til og med 2000. I 1994-95 var ca. 34% av krepsen større eller lik minstemålet, men denne andelen økte kraftig og var i 1998-2000 på ca. 60% (**figur 8**). Vår hypotese var at forsuringen i Rokosjøen hadde ført til en redusert gjennomsnittstørrelse på krepsen (enten p.g.a. økt dødelighet på store individer eller redusert vekst). Utviklingen i krepsbestanden med en stadig større andel stor kreps etter kalkingen kan tyde på denne hypotesen var riktig. I 2001 ble andelen stor kreps igjen kraftig redusert, men dette skyldes at det igjen ble åpnet for ordinært krepsfiske, for første gang siden slutten av 1980-tallet.

Hvis en ser på gjennomsnittslengden av teinefanget kreps på de ulike stasjonene, er det en generell trend fram til 2000 at størrelsen økte på alle stasjoner unntatt st.1 (**figur 9**). Krepsen

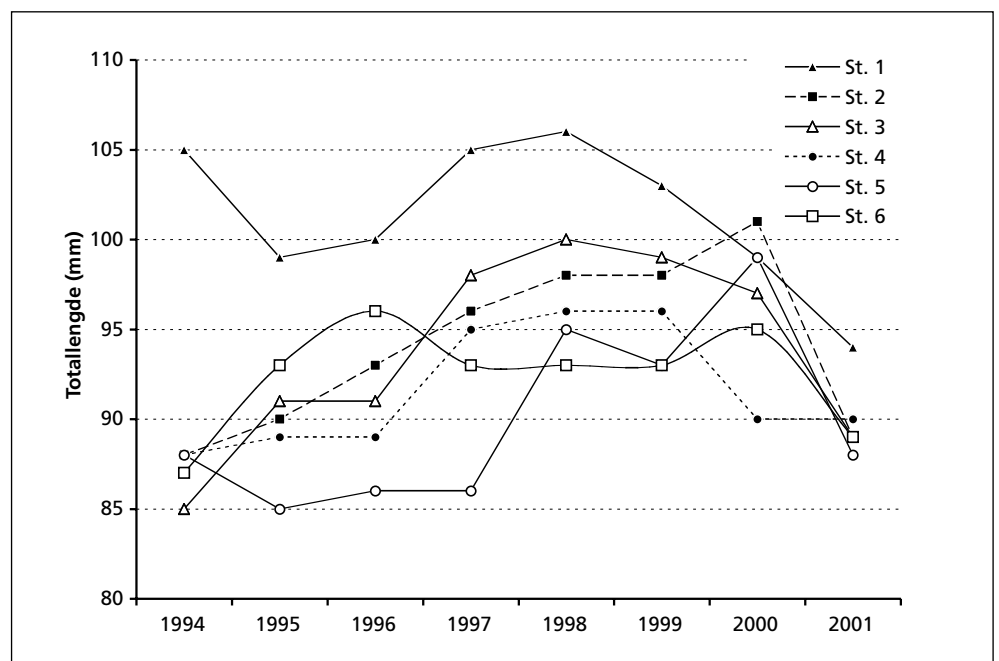


Figur 8

Andel kreps over minstemålet i teinefangster i perioden 1994 – 2001.

på stasjon 1 var tidligere alltid markert større enn på de andre stasjonene. En mulig årsak kan være at denne østligste stasjonen var mest påvirket av det sure vannet fra innløpselva og dermed i mindre grad var rekrutteringsområde, men mer et område hvor større kreps var på opportunistisk næringsvandring. Kreps har en sensorisk evne til å unngå lav pH (France 1985), og det er derfor sannsynlig at kreps generelt og spesielt hunner med rogn har foretrukket andre områder. Dykkefangsten de siste årene har i økende grad påvist småkreps på st. 1, og krepsen i teinefangsten skiller seg ikke lenger ut fra de andre stasjonene, dvs. stasjonen har i større grad også blitt et rekrutteringsområde på linje med andre deler av insjøen. Som nevnt tidligere gjenspeiler gjennomsnittslengden i 2001 at det ble åpnet for krepsefiske.

Som en konklusjon for Rokosjøen vil vi samlet sett vurdere krepsebestanden per 2001 til en middels god bestand. Rekrutteringen synes imidlertid å være meget god, vannkvaliteten synes å ha stabilert seg på et tilfredsstillende nivå, og vi forventer en ytterligere økning av bestanden og en større avkastning i årene som kommer.



Figur 9

Gjennomsnittslengde på teinefanget kreps på de ulike stasjonene i Rokosjøen i perioden 1994 – 2001.

5 Bæreia (Kongsvinger kommune)

I Bæreia hadde krepsebestanden, og spesielt krepser over 8-9 cm, blitt kraftig redusert fra 80-tallet og fram til kalkingen startet i 1991. Årlig kalking siden 1994 har opprettholdt en tilfredsstillende vannkvalitet, men forbedringen av krepsebestanden har likevel vært minimal. Det fanges idag noe mer krepser i teinene sammenlignet med begynnelsen av 90-årene, men dykkfangstene som sier noe om småkrepseforekomsten, har ikke økt. Et positivt tegn er at gjennomsnittslengden på krepser i teinefangstene viser en økende trend. Trolig er det andre årsaker enn forurening som nå bidrar til å holde krepsebestanden nede.

5.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking

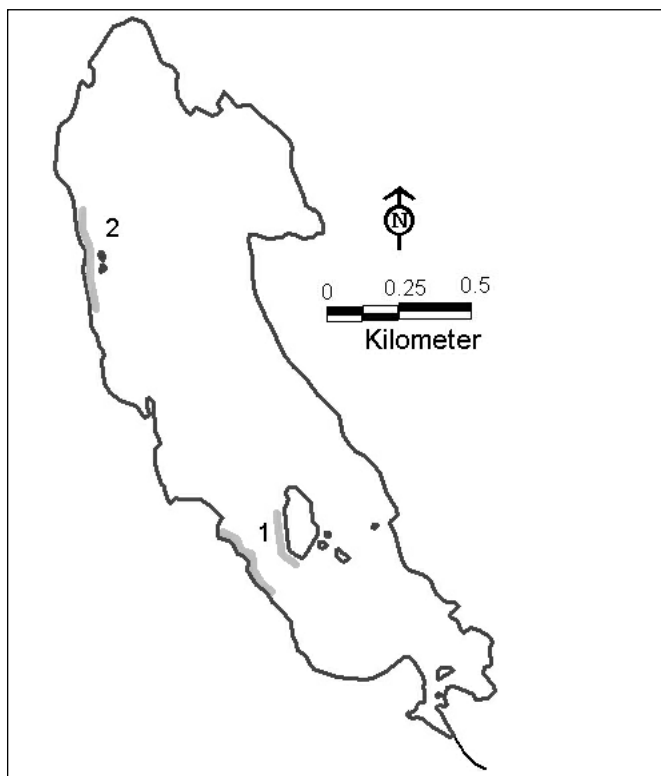
I Bæreia finnes gode data fra prøvefiske etter krepser før kalking (Taugbøl et al. 1989, Taugbøl 1995). Fra å være et svært godt krepsevann som ga gode fangster av krepser over minstemålet fram til siste halvdel av 80-tallet, utviklet Bæreia seg til et vann hvor stor krepser nærmest var forsvunnet, men hvor det fortsatt var relativt bra med småkrepser (opptil 70-80 mm). Fangst av voksen krepser ved prøvefiske endret seg fra 3-4 krepser pr. teine natt i 1980 til kun sporadisk forekomst i 1990. Selv om det fortsatt fantes relativt bra med småkrepser registrert ved dykking, ble også denne fangsten halvert i forhold til tidligere. På slutten av 70 -tallet var pH i Bæreia >6 (Kongsvinger kommune, udatert notat). I 1988 ble pH målt til 5.79 og Ca til 1.75 mg/l. Dette er verdier som helt klart er kritiske for krepsebestanden. Alkaliteten var dengang helt nede på 23 $\mu\text{mol/l}$ (Rognerud 1992), dvs. det var svært lite bufferevne igjen mot forurening. Bæreia ble kalket første gang i 1991 (**tabell 1**).

5.2 Mål og problemstillinger for Bæreia

Hovedmålsettingen i Bæreia har vært å undersøke kalkingens effekt på en eksisterende krepsebestand. I motsetning til Rokosjøen hadde Bæreia en bestand som var sterkt redusert, høyst sannsynlig på grunn av forurening. Det var interessant å se hvordan en såvidt sterkt redusert bestand ville respondere på kalkingen sammenlignet med den mer uberørte bestanden i Rokosjøen. I Bæreia syntes det å være den store krepser som var mest utsatt for forureningsproblemer, og som nevnt innledningsvis kjenner vi ikke til at en slik bestandsrespons er beskrevet i litteraturen tidligere. Den tradisjonelle forureningseffekten er svikt i rekrutteringen.

Aktuelle spørsmål i Bæreia etter kalkingen har vært:

- Vil forekomsten av stor krepser (teinefangstene) øke?
- Vil størrelsen på krepser i teinefangstene øke?
- Vil forekomsten av småkrepser (dykkfangstene) også øke?
- Hvor lang tid går det før en eventuell bestandsrespons kommer?



Figur 10

Oversikt over prøvestasjonene i Bæreia. Krepseforekomst er undersøkt i de gråskraverte områdene 1-2.

5.3 Undersøkelsesopplegg

Oversikt over prøvestasjonene i Bæreia er vist i **figur 10**.

Krepseforekomst er undersøkt ved dykking i 1985, 1988-1998 og 2001. For teinefangst finnes data fra 1980, 1990, 1993-98 og 2001. En fullstendig oversikt over fangstinnsats og fangst er gitt i vedlegg 1.

Bæreia ble kalket i 1991 og deretter hvert år siden 1994

5.4 Resultater og diskusjon

5.4.1 Vannkjemi

Etter første kalking i 1991 har pH-verdien stort sett holdt seg stabil rundt 6,5 (**figur 11**). Bare unntaksvis har enkeltmålinger såvidt krøpet under 6, bl.a i strandnære områder i innsjøen i mars 1997 (Taugbøl 1999). Alkaliteten har variert mellom 60 og 150 $\mu\text{mol/l}$ siden første kalking, i hovedsak mellom 80 og 110. Kalsium har variert mellom 2,1 – 3,7 mg Ca/l (**figur 12**). Kalkingen synes derfor å opprettholde en tilfredsstillende vannkvalitet for krepser, og det er lite sannsynlig at forurening fortsatt er et hovedproblem for krepser.

5.4.2 Kreps

Dykkfangstene viser at krepsebestanden i Bæreia ble markert redusert fra 1988, men har vært noenlunde stabil siden 1989. Før 1989 kunne bestanden betraktes som svært god med fangster per time dykk på mer enn 100 kreps. Fra 1989 og framover til i dag kan bestanden, på bakgrunn av dykkingen, betraktes som middels til god, med årlig variasjon i dykkfangstene på fra 40 til 60 kreps per time dykk (**figur 13**).

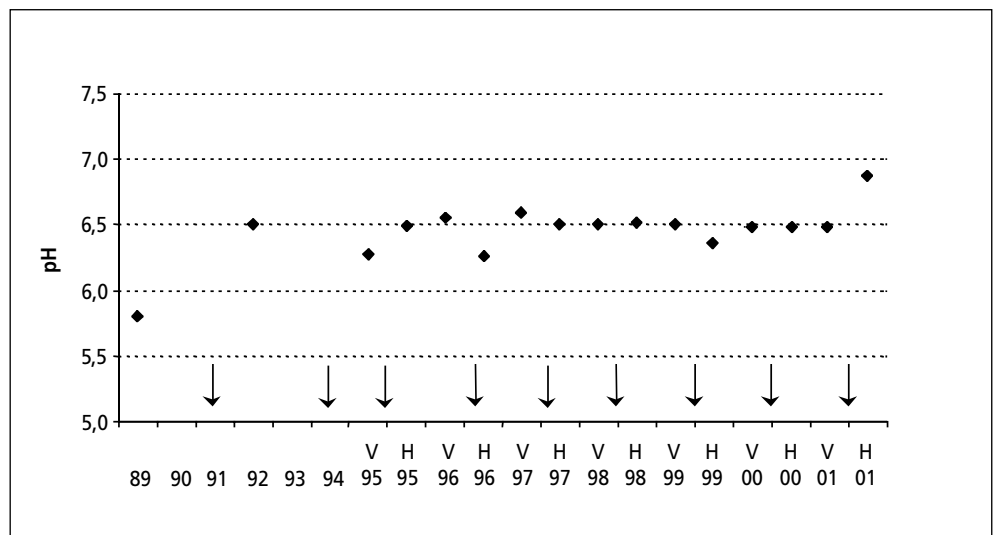
Teinefangstene gir et litt annet bilde (**figur 14**). Det er sammenfall med dykkfangstene i forhold til en markert reduksjon i bestanden fra 1989, men i motsetning til dykkingen ga teinefisket ingen eller svært lite kreps i perioden 1990-1994. Effekten av forsuringen syntes altså å være at den store krepseren forsvant. Etter den første kalkingen i 1991 og deretter årlig kalking fra og med 1994 forventet vi en økning i både teine- og dykkfangster. Dykkfangstene har ikke økt noe siden 1989. Teinefangstene har hatt en liten økning siden 1994, men gir fortsatt ikke grunnlag for å betrakte bestanden som noe annet

enn svært tynn (**figur 14**). Det er fortsatt langt igjen til fangstnivået tidlig på 80-tallet. Overbeskatning kan ikke være årsak til at gjenoppbyggingen tar så lang tid, fordi krepseren var fredet i perioden 1993-1997, og beskatning fra 1998 har ifølge lokal-kjente vært betraktelig mindre enn det den var tidligere. Videre ville beskatningen i hovedsak ta kreps over minstemålet, og en positiv bestandsutvikling i form av økt rekruttering ville blitt avdekket gjennom dykkeundersøkelsene. Beskatning av noe omfang burde også ført til at gjennomsnittslengden på krepseren i prøvefisket ble redusert, og det leder oss til noe som kan tolkes som en positiv utvikling: gjennomsnittslengden på teinefanget kreps viser en svakt økende trend (til tross for beskatning siden 1998) (**figur 15**). Dette kan indikere, på samme måte som i Rokosjøen, at kalkingen har gitt bedre forhold for stor kreps.

Konklusjonen for Bæreia er at vi hadde forventet en mye bedre utvikling av krepsebestanden gjennom de siste årene fordi kalkingen i en årrekke synes å ha gitt en tilfredsstillende vannkvalitet for krepseren. Trolig kan det være andre årsaker enn forsuring som nå bidrar til å holde krepsebestanden nede.

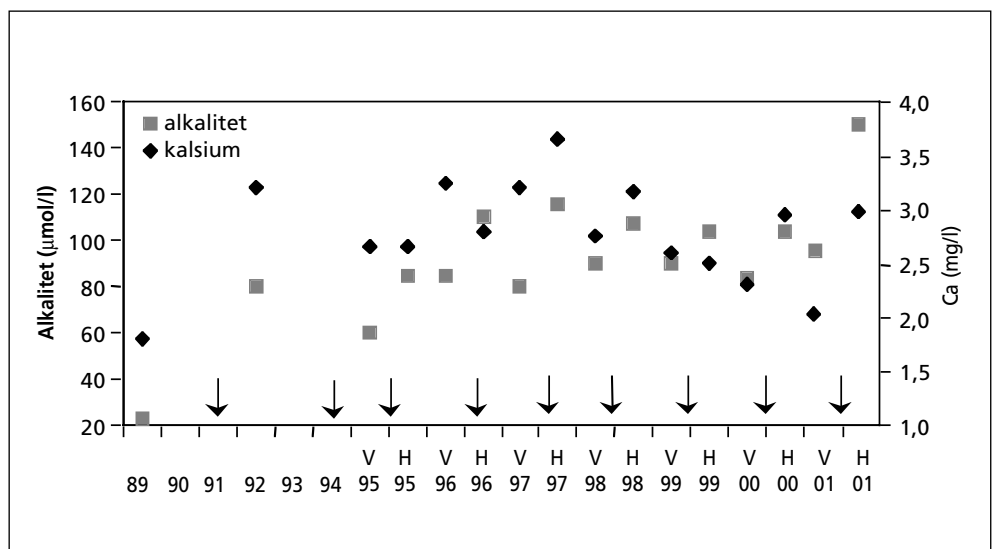
Figur 11

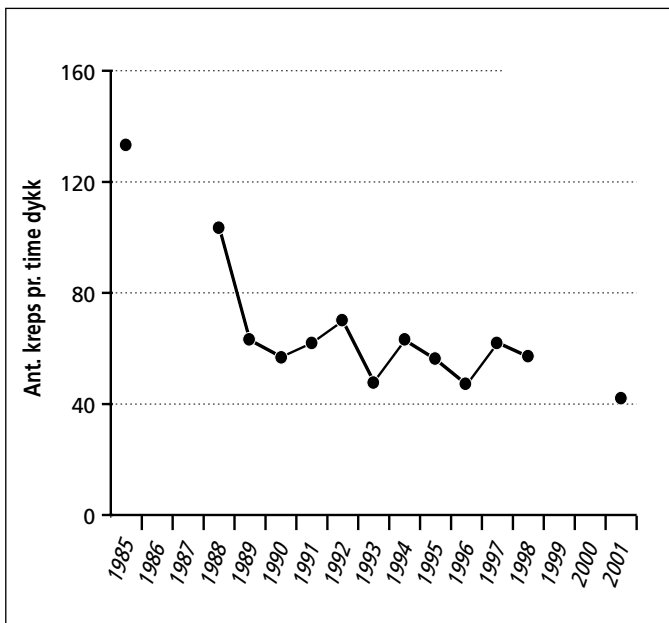
pH i utløp av Bæreia i perioden 1989 – 2001. Pilene markerer tidspunkt for kalking.



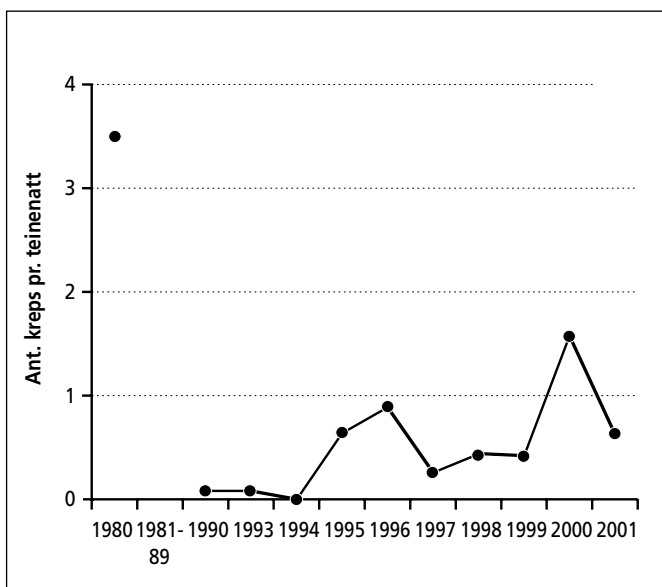
Figur 12

Alkalitet og kalsium i utløp av Bæreia i perioden 1989 – 2001. Pilene markerer tidspunkt for kalking.

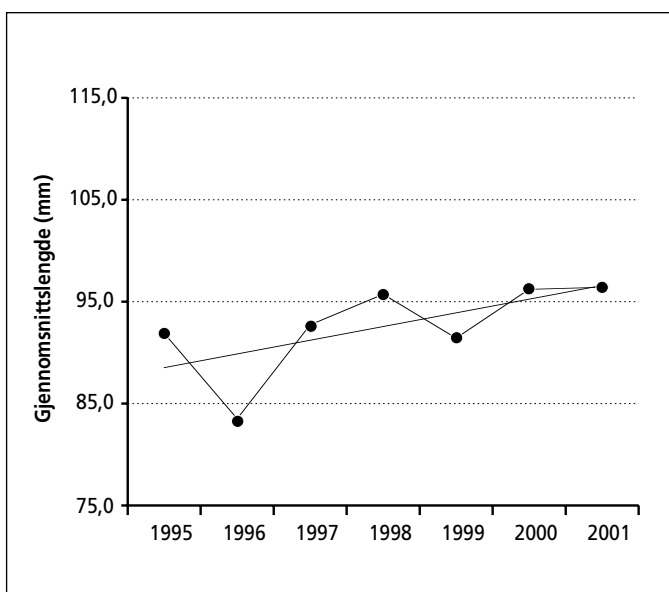




Figur 13
Antall kreps fanget per time dykk i Bæreia i perioden 1985 – 2001.



Figur 14
Antall kreps per teinenatt ved prøvefiske i Bæreia i 1980 og i perioden 1990 – 2001.



Figur 15
Gjennomsnittslengde for teinefanget kreps ved prøvefiske i Bæreia med trendlinje inntegnet. Årene for 1995 er utelatt fordi det da ble brukt teiner med større maskevidde.

6 Søndre Øyungen (Eidskog kommune)

I Søndre Øyungen og utløpselva Grønnbekken har det vært en klar positiv utvikling av krepsebestanden etter kalkingen. I Søndre Øyungen var krepsebestanden nærmest utryddet før kalking, mens det ganske overraskende viste seg fortsatt å være en livskraftig bestand i Grønnbekken (utløpselva). Etter kalking og utsetting av krepser i selve innsjøen har det også her utviklet seg en bestand av egenprodusert krepser som imidlertid fortsatt må betegnes som tynn. I Grønnbekken kan bestanden nå karakteriseres som god, og det er en tendens til at gjennomsnittslengden på krepser i teinefangsten er økende. Søndre Øyungen ble kalket i 1994-95 og 2000-01.

6.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking

I Søndre Øyungen var det en relativt god krepsebestand fram mot 1980-tallet (Anne Gunn Pramm, grunneier, pers. medd.). Ved prøvofiske i 1988 og 1993 ble det kun påvist sporadisk forekomst av krepser. Ingen krepser (bortsett fra ett stort individ i 1988) ble fanget ved dykking, og kun to krepser ble fanget ved prøvofiske med 50 teiner i 1993 (Taugbøl 1994). Vannkjemien er godt undersøkt som ledd i en regional undersøkelse (Rognerud 1992), gjennom prosjektoppgaver ved HiH-Blæstad (Skaug 1994, Engen et al. 1995), og ved at kalkingen har vært et ledd i testing av kalkingsstrategi med Norsk institutt for

vannforskning (NIVA) som prosjektansvarlig (Hindar & Skiple 1995). I 1988 ble pH målt til 5.55, kalsium til 2.15 mg Ca/l og alkalitet til 17 $\mu\text{mol/l}$ (Rognerud 1992) og samme lave nivået ble også målt før første kalking høsten 1994 (Engen et al. 1995). Med stor sannsynlighet ble det derfor antatt at krepser i Søndre Øyungen hadde forsvunnet som følge av forurening.

6.2 Mål og problemstillinger for Søndre Øyungen

For Søndre Øyungen har målsettingen vært å reetablere en krepsebestand i en kalket lokalitet der den opprinnelige bestanden er tilnærmet utryddet som følge av forurening.

Aktuelle spørsmål etter kalking og utsetting har vært:

- Vil det etablere seg en selvreproduserende bestand, og hvor raskt vil en eventuell bestandsutvikling skje?

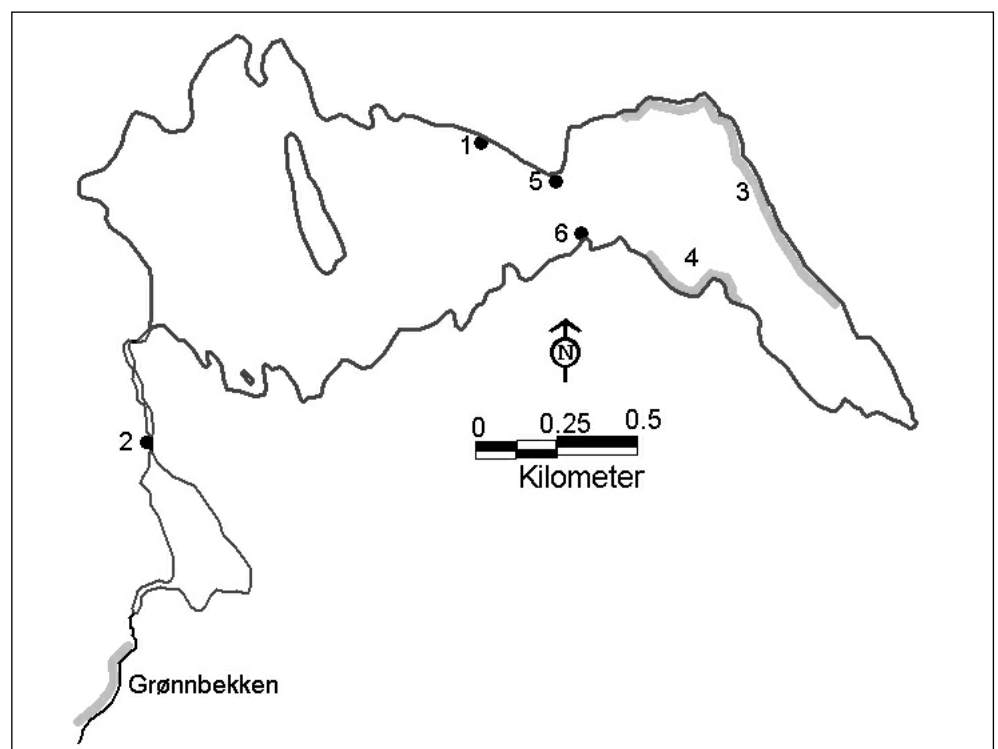
Videre ønsket vi å få mer erfaring med bruk av yngel som utsetningsmateriale. Et annet forhold som tidligere har blitt belyst i Søndre Øyungen er forekomsten av surstøtepisoder i strandnære områder på senvinter/vår (Taugbøl 1999a).

6.3 Undersøkelsesopplegg

Oversikt over prøvestasjonene i Søndre Øyungen er vist i **figur 16**.

Figur 16

Oversikt over prøvestasjonene i Søndre Øyungen. Krepseforekomst er undersøkt i de gråskraverte områdene i innsjøen og Grønnbekken samt på stasjon 6. Krepser er satt ut på stasjonene 2, 3, 5 og 6 (yngel på 5 og 6). Surstøtepisoder er undersøkt på stasjon 1.



Krepseforekomst er undersøkt ved dykking i 1988, 1993, 1997-98 og 2001. For teinefangst finnes data fra 1993 og 1995-2001. En fullstendig oversikt over fangsttynnsats og fangst er gitt i vedlegg 1.

Kreps ble satt ut i S. Øyungen i 1995, 1996 og 1997, totalt 5597 kreps, fordelt på 3800 yngel og 1797 voksen kreps. Den voksne krepsen stammer fra Sperillen/Ådalselva, mens yngelen er avkom av stamkrepser fra Setten og Øgderen i Haldenvassdraget. En detaljert oversikt over utsettingene er gitt i vedlegg 2.

Søndre Øyungen ble kalket i 1994-1995 og 2000-2001.

6.4 Resultater og diskusjon

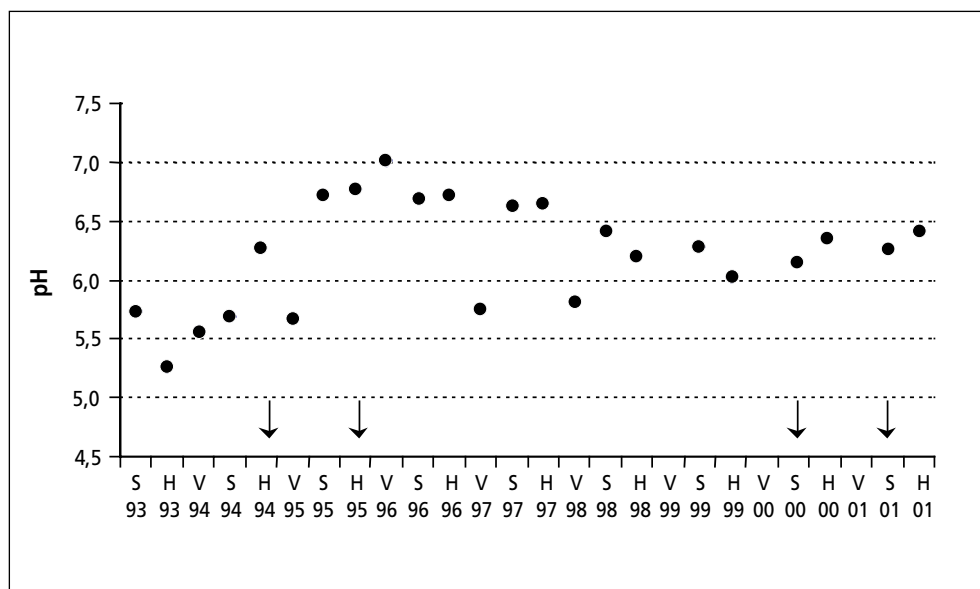
6.4.1 Vannkjemi

I Søndre Øyungen er effekten av kalkingen svært tydelig fordi det finnes mye vannkjemidata før første kalking. I Søndre

Øyungen var pH stabilt under 6, kalsium ca. 2,5 mg Ca/l og alkaliteten godt under 50 $\mu\text{mol/l}$ før kalkingen. Etter kalking har pH, med visse unntak i snøsmeltingsperioden, vært godt over 6, og det har vært tildels svært høye kalsium og alkalitetsverdier (**figurene 17 og 18**). Søndre Øyungen har blitt kalket i to perioder å to ganger. Den første gangen i 1994 ble det kalket med en meget stor dose som for det meste (80%) ble spredd i strandsonen. Denne store dosen og videre oppløsning herfra førte til at pH, alkalitet og kalsiumverdiene ble kunstig høye, med f.eks kalsium på rundt 7 mg Ca/l og alkalitet på nærmere 300 $\mu\text{mol/l}$. Etter hvert som verdiene sank utover på slutten 90-tallet, ble det rekalket i 2000 og 2001.

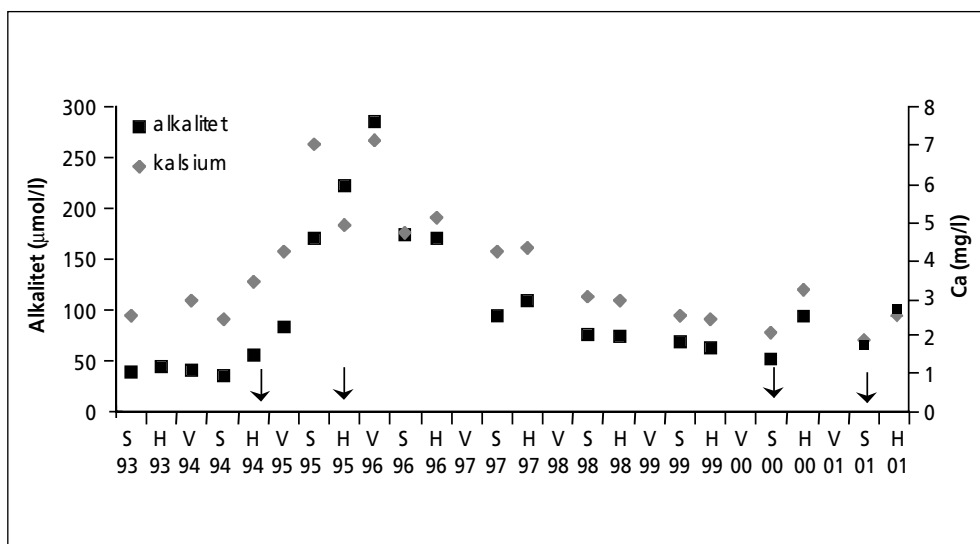
Selv om pH generelt holdt seg godt over 6, viser målinger i mars/april både i 1997 og 1998 verdier på rundt 5.8 (**figur 17**). Det er uvisst hvilke effekter slike kortvarige surstøtsepisoder kan ha på krepsebestanden.

Det har også vært mye usikkerhet om hvorvidt kalkingen greier å avsyre strandområdene i forbindelse med snøsmelting og såkalte surstøtsepisoder. Det er kjent at det kan være tildels store



Figur 17

pH i utløp av Søndre Øyungen i perioden sommer-93 til høst-01. Pilene markerer tidspunkt for kalking.



Figur 18

Alkalitet og kalsium i utløp av Søndre Øyungen i perioden sommer-93 til høst-01. Pilene markerer tidspunkt for kalking.

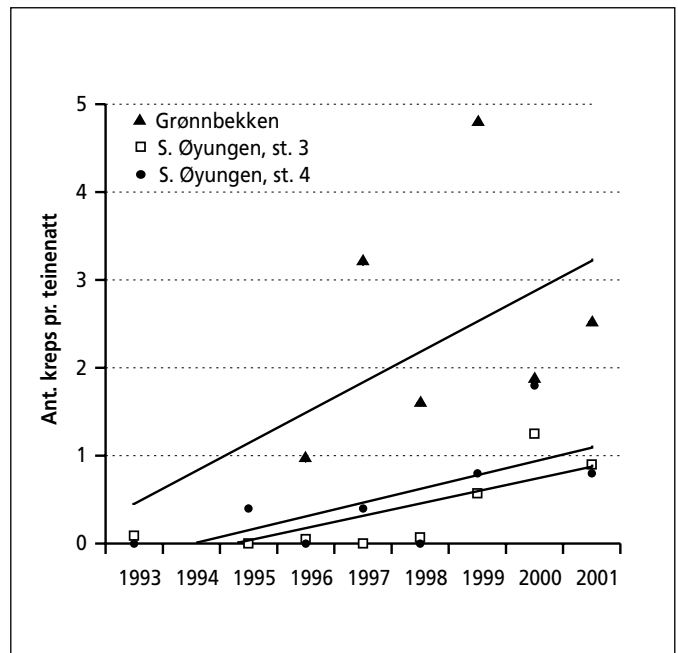
forskjeller i pH ute i de frie vannmasser og i strandnære områder. Krepser oppholder seg i stor grad på gruntområdene, spesielt når vannet begynner å varmes opp på våren, og kan dermed være spesielt utsatt for slike surstøtsepisoder. I Søndre Øyungen ble det på servinter/vår i 1995-98 målt pH både i utløp og på to forskjellige dyp (0.5 og 3-5 m) i strandkanten på stasjon 1. Verdiene viste veldig god overensstemmelse, noe som betyr at utløpsverdien gir et godt bilde på hvordan forholdene er også i strandnære områder (Taugbøl 1999a), jf. også Digeren i Kap. 7.

6.4.2 Kreps

Prøvefisket med teiner viser en klar positiv utviklingstrend for krepsebestanden i Søndre Øyungen. Fram til og med 1998 var det kun sporadiske fangster, men så kom det et markert omslag i 1999. De siste tre årene med prøvefiske viser at bestanden er i ferd med å bli godt etablert (**figur 19**). Gjennomsnittslengden på fangsten indikerer at det i hovedsak må være innsjøens egenproduserte kreps som fanges (**figur 20**). Dette fordi krepser er for liten til å stamme fra de voksne utsatte, og fangstområdet ligger relativt langt unna yngelutsettingsområdene (**figur 16**).

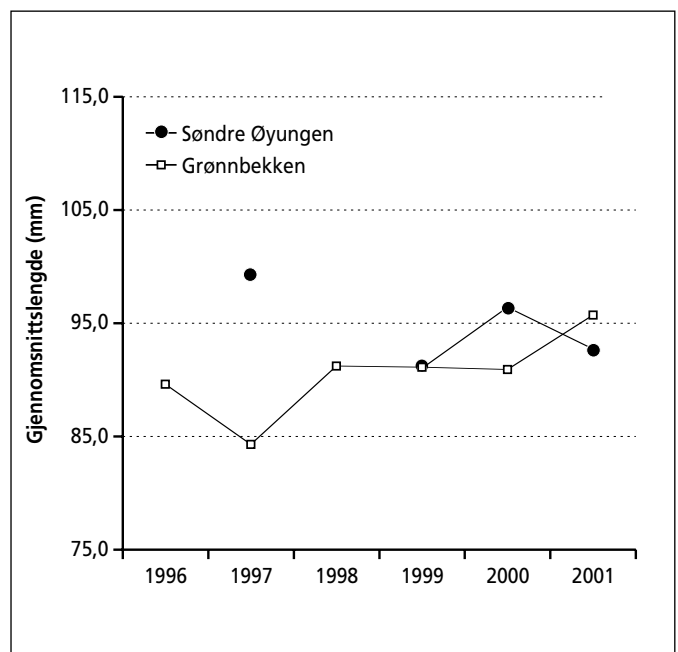
I Grønnbekken (utløpsbekken) viste det seg å være en livskraftig krepsebestand helt fra starten av undersøkelsene (**figur 19**). Med de lave pH-verdiene som ble målt i vassdraget før kalking er det svært overraskende at en slik god krepsebestand har blitt opprettholdt. I 1995 var fangstinnstansen liten (kun 10 teiner) slik at resultatet det året er relativt usikkert. I 1996 antok vi at mesteparten av teinefangsten stammet fra utsettingen året før, men i 1997 var det helt klart at den store fangsten var egenprodusert i bekken. Utsettingen i 1995 besto av kreps > 90 mm, mens hele 75% av prøvefiskefangsten i 1997 var kreps < 90 mm, dvs. de kunne ikke stamme fra utsettingen. Den gode forekomsten hadde derfor ingen direkte sammenheng med kalkingen, men det synes helt klart at bestanden i Grønnbekken har blitt ytterligere styrket de senere år som følge av dette, og nå kan karakteriseres som en god bestand (**figur 19**). Størrelsen på krepser i teinefangsten viser også en økende tendens (**figur 20**).

Dykkeundersøkelsene har vært konsentrert om den ene utsetningsplassen for yngel (st. 6), men her har kun et fåtall kreps (2-10 K/TD) så langt blitt observert.



Figur 19

Antall kreps per teinenatt ved prøvefiske på to stasjoner i Søndre Øyungen og i Grønnbekken (utløp). Trendlinjer er inntegnet.



Figur 20

Gjennomsnittslengde for teinefanget kreps ved prøvefiske i S. Øyungen og Grønnbekken (utløp).

7 Digeren (Kongsvinger kommune)

I Digeren og utløpselva Skinnarbølåa har det vært samme positive utvikling som i Søndre Øyungen og Grønnbekken. I Digeren var krepsebestanden nærmest utryddet før kalking, mens det veldig overraskende ble påvist en tynn bestand i utløpselva. Etter kalking og utsetting har det nå blitt etablert en tynn i bestand i selve innsjøen, mens bestanden i utløpselva har økt til en middels god bestand. Utsatt yngel har hatt en god vekst og vist seg å være veldig stasjonær sammenlignet med voksen krepse. På grunn av kort tidsperiode er det fortsatt noe usikkert om fangsten i innsjøen i hovedsak er krepse utsatt som yngel, eller om det er innsjøens egenproduserte krepse. Det er uvisst i hvilken grad det fortsatt forekommer alvorlige surstøt-episoder på senvinter/vår og hvordan disse eventuelt påvirker den naturlige rekrutteringen. Digeren ble sist kalket i 1998.

7.1 Status for krepseforekomst og vannkjemifram til kalking

I Digeren var det en relativt god krepsebestand fram til 1980-tallet (Westye Egeberg og Thorvald Løvenskjold, grunneiere, pers. medd.). Ved dykkeundersøkelser i 1985 ble det ikke påvist krepse (Taugbøl et al. 1989), og vi antok at bestanden var utdødd. Vannkjemien før kalking er godt undersøkt gjennom prosjektoppgaver ved HiH-Blæstad (Skaug 1994, Engen et al. 1995), og ved at kalking er et ledd i testing av kalkingsstrategi med NIVA som prosjektansvarlig (Hindar & Skiple 1995). Før kalking ble det registrert pH-verdier ned mot 5.4 og kalsium-

verdier rundt 1.6 mg Ca/l. Dette er en vannkvalitet som høyst sannsynlig er årsaken til at krepsebestanden forsvant. Digeren ble kalket første gang høsten 1994.

7.2 Mål og problemstillinger for Digeren

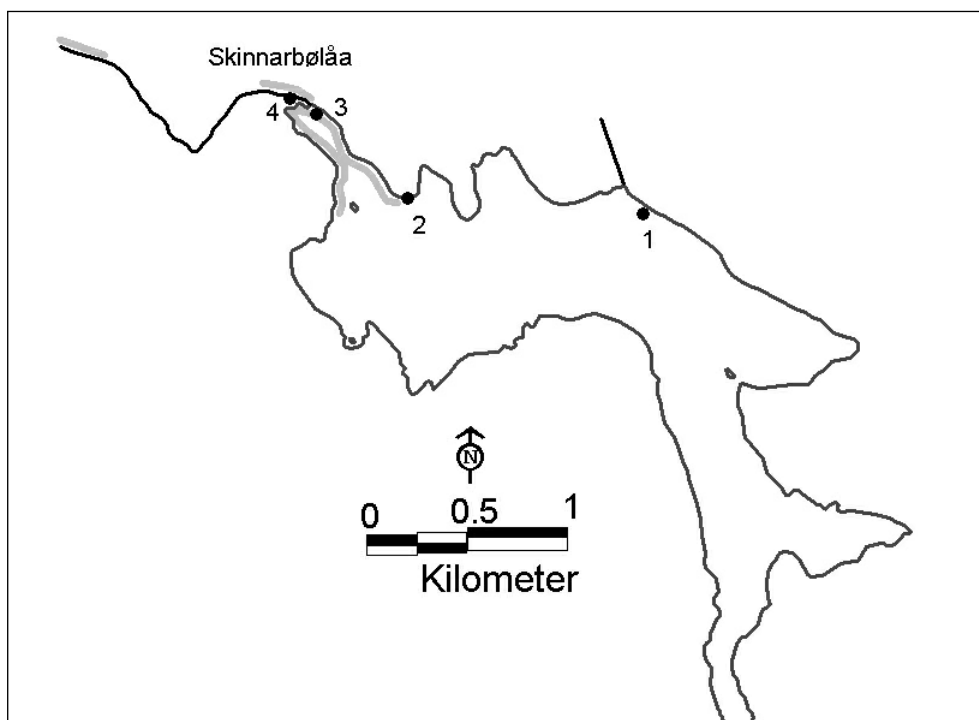
Målsettingen for Digeren har vært, i likhet med Søndre Øyungen, å reetablere en krepsebestand i en kalket lokalitet der den opprinnelige bestanden er sterkt redusert eller utdødd som følge av forsuring. Digeren og Søndre Øyungen er forskjellige med hensyn på fiskeforekomst (mindre fisk, færre arter i Digeren), vannkvalitet (mindre kalsium i Digeren) og de er kalket på ulike måter (jf. **tabell 1**). Søndre Øyungen ble kalket på "svensk måte", dvs. med større kalkdose enn hva som har vært vanlig i Norge (Hindar & Skiple 1995). Det var interessant å se utviklingen i krepsebestandene i lys av disse forskjellene.

Også i Digeren har vi satt ut yngel i tillegg til voksen krepse, for å få mer erfaring med denne typen utsettingsmateriale, og videre er forekomsten av surstøtepisoder i strandnære områder på senvinter/vår belyst også her.

7.3 Undersøkelsesopplegg

Oversikt over prøvestasjonene i Digeren er vist i **figur 21**.

Krepseforekomst er undersøkt ved dykking i 1985, 1997-98 og 2001. For teinefangst finnes data fra perioden 1995-2001. En fullstendig oversikt over fangstinnsetts og fangst er gitt i vedlegg 1.



Figur 21

Oversikt over prøvestasjonene i Digeren. Krepseforekomst er undersøkt i de gråskraverte områdene i innsjøen og Skinnarbølåa. Krepse er utsatt på stasjonene 2 (yngel), 3 og 4. Surstøtepisoder er undersøkt på stasjonene 1 og 2.

Kreps ble satt ut i Digeren i 1995, 1996 og 1997; totalt 5731 kreps, fordelt på 3800 yngel og 1931 voksen kreps. Den voksne krepsen stammer fra Einavann og Sperillen/ Ådalselva, mens yngelen er avkom av stamkrepser fra Setten og Øgderen i Haldenvassdraget. En detaljert oversikt over utsettingene er gitt i vedlegg 2.

Digeren ble kalket årlig i perioden 1994-1998 (tabell 1).

7.4 Resultater og diskusjon

7.4.1 Vannkjemi

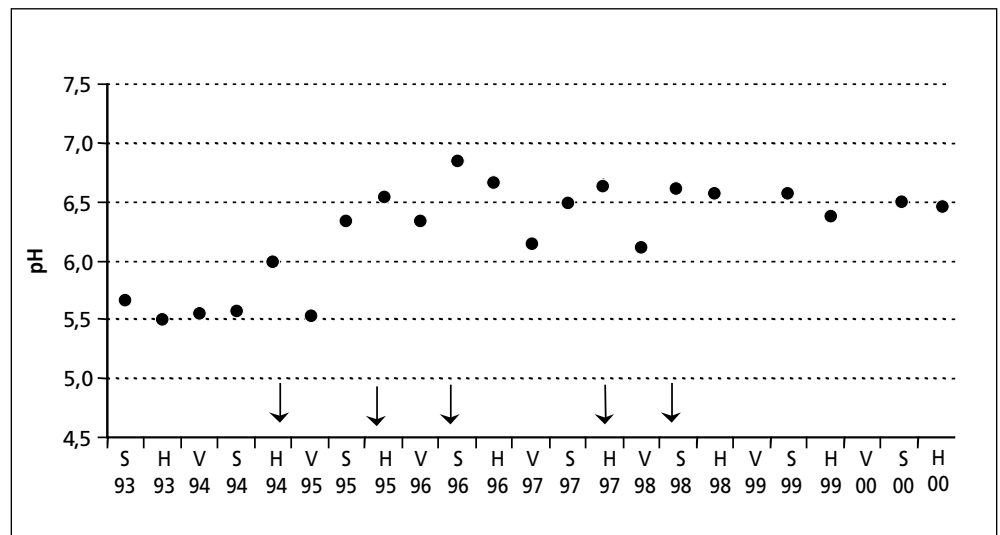
Også i Digeren er effekten av kalkingen svært tydelig fordi det er gode vannkjemidata fra perioden før første kalking. I Digeren var pH rundt 5.5, kalsium under 2 mg Ca/l og alkaliteten helt nede på ca. 20 $\mu\text{mol/l}$ før kalkingen. Etter kalking har pH, med ett ekstremunntak våren 1995, vært over 6. Det synes som om pH har holdt seg overraskende godt rundt 6.5 de siste årene til tross for at det ikke er kalket siden 1998, men i denne perioden har det heller ikke blitt tatt prøver i mars/april hvor pH erfaringsmessig kan være svært lav (Taugbøl 1999a). Kalsiuminnholdet holdt seg lenge rundt 3-3.5 mg Ca/l, men er nå på vei nedover mot 2 mg. Alkaliteten viser også en avtagende

trend som følge av at det er lenge siden siste kalking, og var ved de siste målinger i overkant av 70 $\mu\text{mol/l}$ (figurene 22 og 23).

Også i Digeren har vi tidligere (1995-98) undersøkt pH i strandnære områder (stasjonene 1 og 2) på senvinter/vår for å se om dette er områder som er vanskelig å avsyre under snøsmelting/surstøteperioder. Det var interessant å sammenligne Digeren og Søndre Øyungen når det gjaldt disse forholdene, fordi kalkingsstrategien var forskjellig. I Søndre Øyungen ble svært mye av kalken spredd og sedimentert i strandsonen, og det kunne derfor være sannsynlig at avsyringseffekten på de strandnære områdene var bedre. Som nevnt i forrige kapittel var pH-forholdene i strandsonen i Søndre Øyungen generelt bra etter kalkingen, og det samme bildet dannet seg for Digeren. Med unntak av ekstremisituasjonen i slutten av april 1995 med pH-verdier under 5, var pH over 6 både i utløp og i strandsonen. pH i innløpet lå stort sett hele tiden under 5.5 (Taugbøl 1999a). Det er ikke foretatt pH-målinger i strandsonen etter 1998, så det er uvisst hvordan forholdene har vært de siste årene. Måling av pH under isen i Dølisjøen i april 2001, jf. neste kapittel, viste imidlertid urovekkende verdier, samtidig som de regulære vår/forsommer- og høstprøvene var gode.

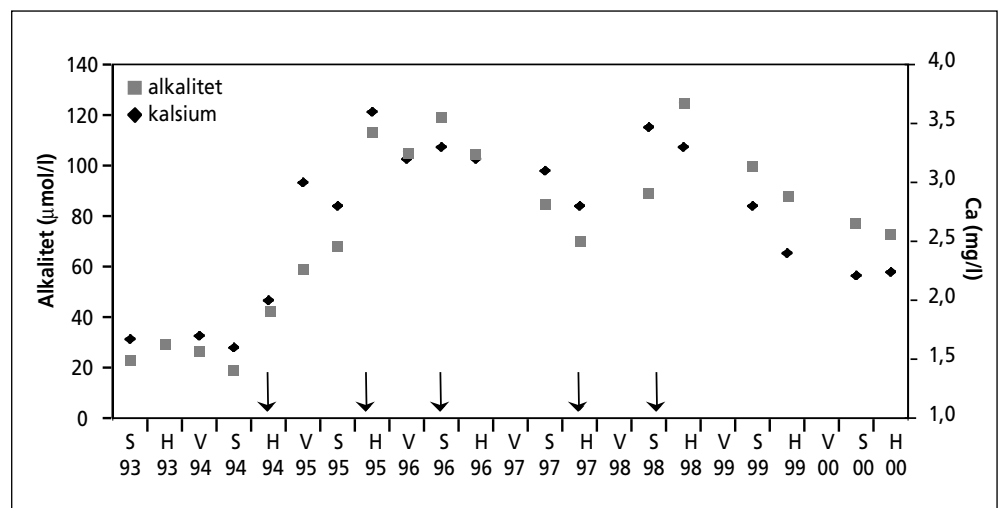
Figur 22

pH i utløp av Digeren i perioden sommer-1993 til høst-00. Pilene markerer tidspunkt for kalking.



Figur 23

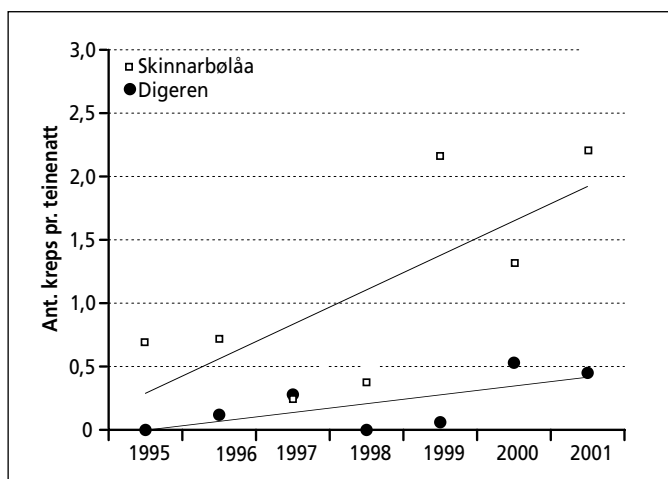
Alkalitet og kalsium i utløp av Digeren i perioden sommer-1993 til høst-00. Pilene markerer tidspunkt for kalking.



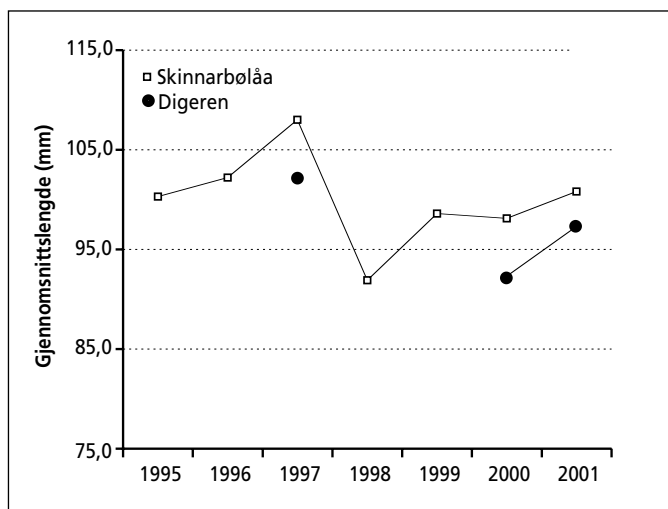
7.4.2 Kreps

Prøvefisket med teiner i 1995 bekreftet at det med stor sannsynlighet ikke fantes kreps igjen i selve Digeren. I Skinnarbølåa (utløpselva) ble det imidlertid fanget endel kreps (**figur 24**). Fisket foregikk før utsettingene slik at krepsen var av elvas egen bestand. Dette er en parallell til situasjonen i Søndre Øyungen hvor det også, meget overraskende, ble funnet en relativt bra krepsebestand i utløpsbekken, til tross for svært lave pH-verdier og lite kalsium over en årrekke. I 1996-97 ble det fanget noen få kreps med teiner også i Digeren, men denne fangsten bestod sannsynligvis av den utsatte krepsen og fangsten var nede på null igjen i 1998. Til tross for utsettinger også i Skinnarbølåa, skjedde det ingen økning i krepsefangsten her på de første årene (**figur 24**). Det har trolig sammenheng med noe som er observert i en rekke andre utsettingsforsøk, nemlig at voksen kreps i svært stor grad vandrer avsted når den blir satt ut i en ny lokalitet (Taugbøl 1996, 2001).

I 1999 i Skinnarbølåa og i 2000 i selve Digeren skjedde det så en markert økning i krepsefangsten, og det er nå en klar positiv



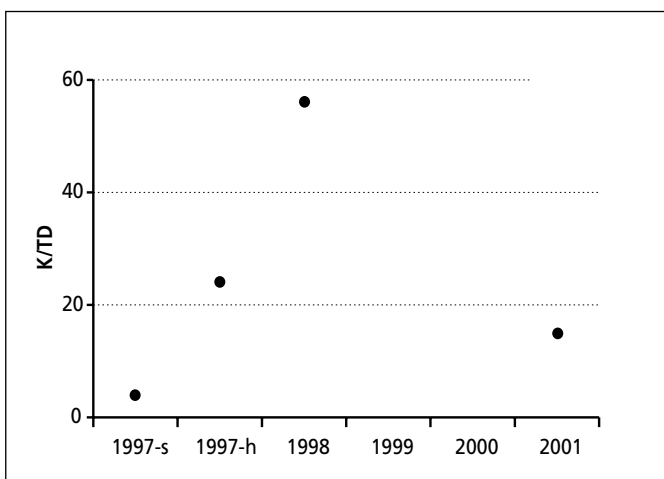
Figur 24
Antall kreps per teinenatt ved prøvefiske i Digeren og Skinnarbølåa (utløp). Trendlinjer er inntegnet.



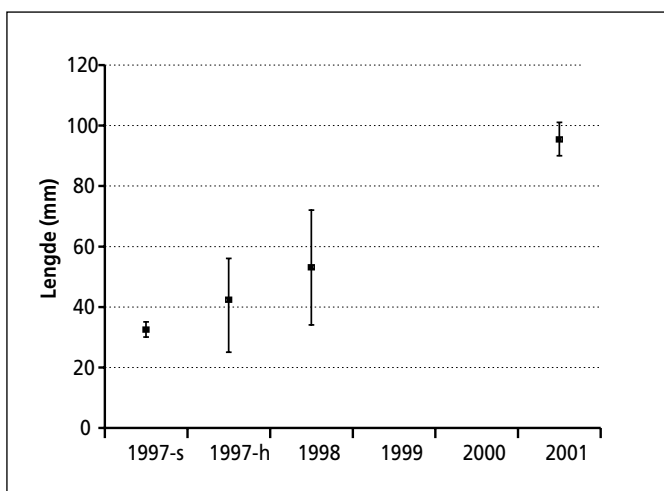
Figur 25
Gjennomsnittslengde for teinefanget kreps ved prøvefiske i Digeren og Skinnarbølåa (utløp).

trend i utviklingen av bestanden (**figur 24**), spesielt i Skinnarbølåa. Størrelsen på krepsen i fangstene de siste årene viser at den må være vokst opp i lokaliteten (født der eller utsatt som yngel), fordi den voksne, utsatte krepsen nå ville vært større (jf. gjennomsnittslengden i 1997) (**figur 25**).

Yngel i størrelsen 12-15 mm ble satt ut i juni 1996 og juni 1997. Yngelen var forstreckt, dvs. klekket i et kultiveringsanlegg på et tidligere tidspunkt enn ute i naturen, og hadde en størrelse som naturlig klekket yngel først har i september. I 1997 (juni og september), 1998 og 2001 ble det dykket på utsettingsstedet for å sjekke vekst og overlevelse. Fangst per innsats er vist i **figur 26** og indikerer at yngelen er svært stasjonær. K/TD øker etterhvert som yngelen blir større og lettere å finne, men synker igjen i 2001 trolig som følge av at krepsen har blitt større og og spredd seg over større områder. Ved utsetting av tilsvarende antall voksen kreps i andre reetableringsforsøk har gjenfangstene på utsettingsstedet vært langt mindre (Taugbøl 2001). Veksten på den utsatte yngelen må betegnes som bra med en gjennomsnittlig lengde i 2001 på 95 mm. Krepsen kunne da maksimalt være 5 år (6 somre); de som ble utsatt i 1997 kun 4 år.



Figur 26
Antall kreps fanget per time dykk (K/TD) ved undersøkelser på utsettingsstedet for yngel i Digeren.



Figur 27
Gjennomsnittslengder for yngel utsatt våren 1996 og 1997. Vertikale linjer viser største og minste kreps.

8 Dølisjøen (Sør-Odal kommune)

I Dølisjøen ble krepsebestanden også ansett som nærmest utryddet, og også her har det vært en positiv utvikling etter kalking og utsetting. De første årene etter utsetting besto prøvefangsten i hovedsak av utsatt kreps, men i 2001 tilsa lengden på krepsen at det var innsjøens egenproduserte kreps som ble fanget. Bestanden må fortsatt betraktes som tynn, men synes å være i god utvikling på alle tre prøvestasjonene. Vannprøver i april 2001 avdekket en alvorlig surstøt-episode med pH-verdier under 5.5 i hele innsjøen. Det er usikkert i hvilken grad slike episoder påvirker den naturlige rekrutteringen, men tidligere forsøk i samme lokalitet før kalking har indikert stor dødelighet på rogn og yngel ved lignende forhold. Dølisjøen ble kalket i 1996, 1997 og 1998.

8.1 Status for krepseforekomst og vannkjemi fram til kalking

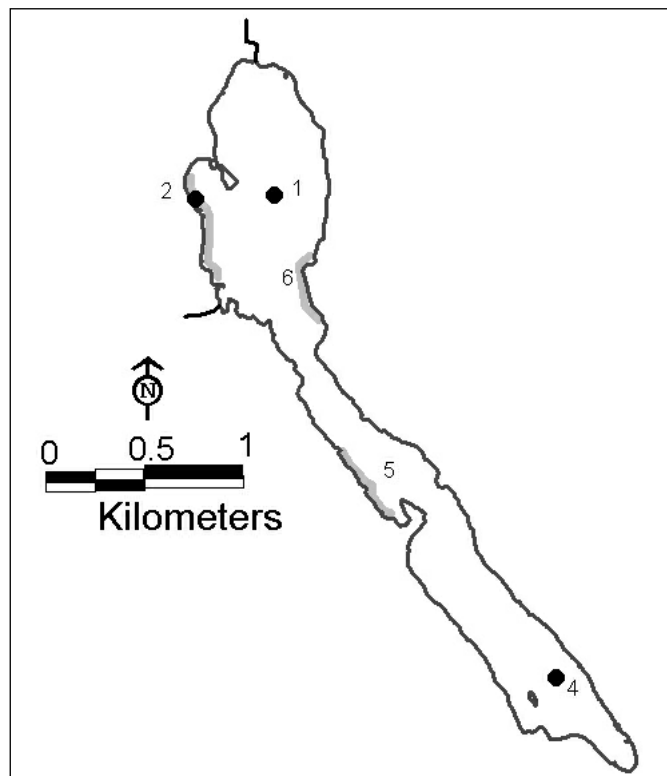
Dølisjøen hadde fram til midten av 80-tallet en god krepsebestand. Deretter ble bestanden gradvis redusert, og på begynnelsen av 90-tallet ble det ikke fanget en eneste kreps ved prøvefiske (Torsten Herud, grunneier, pers. medd). Det ble derfor antatt at bestanden på det nærmeste var utdødd i 1994. Allerede i 1993 begynte de første forsøkene med å se på overlevelse av rogn fra gyting om høsten og fram til klekking neste sommer. Ingen rogn overlevde fram til yngel. Disse funnene indikerte at svikt i rekrutteringen som følge av stor dødelighet på rogn, kunne være årsak til at krepsebestanden var forsvunnet. Det var ingen dødelighet blant mordyrene (Taugbøl 1999a). I 1988 ble pH i innsjøen målt til 5.95 og kalsium til 3.2 mg Ca/l (Rognerud 1992). I løpet av 1994 ble pH målt til 5.7. Utfra disse målingene ble det antatt at forsuring var den mest sannsynlige årsak til sviktende rekruttering. Dølisjøen ble kalket første gang i 1996.

8.2 Mål og problemstillinger for Dølisjøen

Dølisjøen er en tredje type lokalitet hvor målet har vært å reetablere en krepsebestand som har vært tilnærmet utryddet. Det viktigste spørsmålet etter kalking og utsetting har, som for de andre lokalitetene, vært:

- Vil det etablere seg en selvreproduserende bestand, og hvor raskt vil en eventuell bestandsutvikling skje?

I forhold til de to andre innsjøene (Søndre Øyungen og Digeren) er Dølisjøen svært fiskerik. Forekomsten av surstøtepisoder i strandnære områder på senvinter/vår er også belyst i Dølisjøen.



Figur 28

Oversikt over prøvestasjonene i Dølisjøen. Krepseforekomst er undersøkt i de gråskraverte områdene. Kreps er utsatt på stasjonene 2, 5 og 6. Surstøteepisoder er undersøkt på stasjonene 1, 2 og 4, samt inn- og utløp.

8.3 Undersøkellesopplegg

Oversikt over prøvestasjonene i Dølisjøen er vist i **figur 28**. Krepseforekomst er undersøkt ved dykking i 1988 og 2000-2001. For teinefangst finnes data fra 1997-98 og 2000-2001. En fullstendig oversikt over fangstinnsetts og fangst er gitt i vedlegg 1.

Kreps ble satt ut i Dølisjøen i 1996 og 1997; totalt 1752 kreps, alle voksne fra Einavann og Sperillen/Ådalselva. En detaljert oversikt over utsettingene er gitt i vedlegg 2.

Dølisjøen ble kalket i 1996, 1997 og 1998 (**tabell 1**).

8.4 Resultater og diskusjon

8.4.1 Vannkjemi

Det typiske for vannkjemien i Dølisjøen før kalking var kraftig forsuring på senvinter/vår (mars-april) med pH-verdier ned mot og også under 5, og stabil pH mellom 6 og 6.5 resten av året. Også etter første kalking var det en markert surstøteepisode i mars-97 med pH ned mot 5.5, men generelt så kalkingen ut til

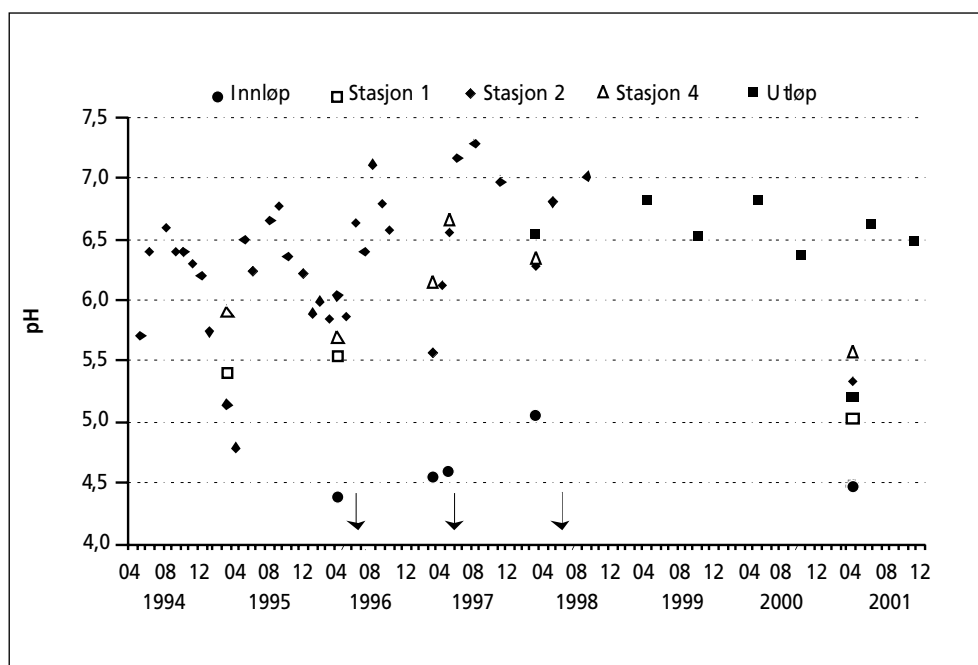
å ta brodden av de verste episodene (**figur 29**). Etter siste kalking i 1998 gikk det helt fram til 2001 før pH igjen ble målt i mars/april, og det samme bildet som før kalking gjentok seg: hele innsjøen hadde svært lave pH-verdier, fra 5.6 og lavere. I utløpet ble pH målt til 5.2. I juni, mindre enn to måneder senere var pH i utløpet 6.6 og samme høye verdi ble også målt høsten 2001 (**figur 29**).

Alkalitet og kalsium-nivået i Dølisjøen før kalking var relativt høyt sammenlignet med de andre prosjektlokalitetene. Kalsium var ca. 3-4 mg Ca/l og alkaliteten rundt 75 $\mu\text{mol/l}$. Etter kalking var det en kraftig økning i kalsium og alkalitet. Etter siste kalking i 1998 er kalsiumverdiene nå igjen på samme nivå som før kalking, mens alkaliteten fortsatt holder seg over dette nivået (**figur 30**).

8.4.2 Kreps

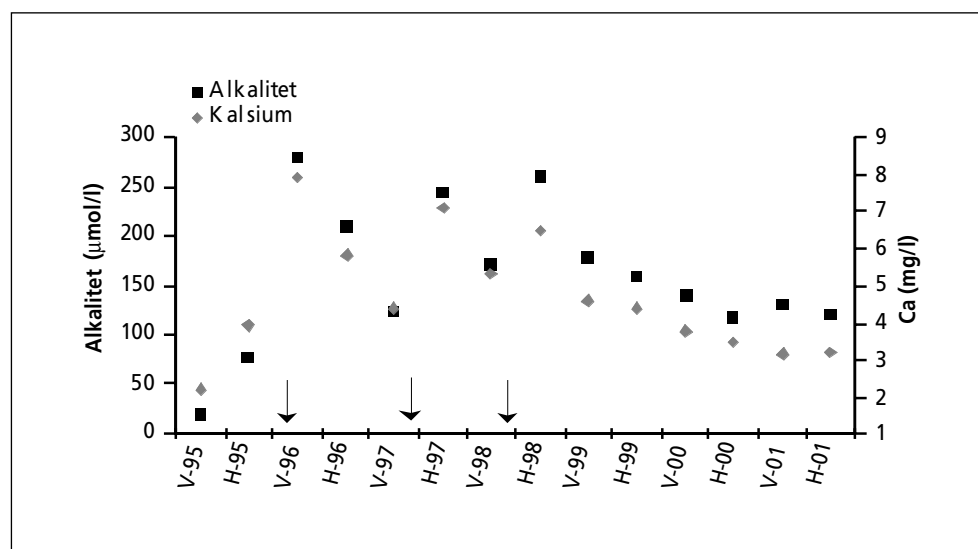
Prøvefiske ble foretatt etter utsettingene, og fangstene i 1997-98 og 2000 bestod høyst sannsynlig i hovedsak av gjenfangster (**figur 31**). Gjennomsnittslengden på fangsten indikerer også dette; en økning fram til 2000 fordi de utsatte krepsene vokser, og deretter en markert nedgang som følge av at ny-rekruttert kreps kommer inn i fangstene (figur 32).

Selv om fangst per innsats altså ikke viser noen økende trend (figur 31) vil vi allikevel betrakte utviklingen i Dølisjøen som positiv ved at det er innsjøens egenproduserte kreps som nå har begynt å komme inn i fangstene. Videre er det svært positivt at det fanges kreps på alle prøvestasjonene.



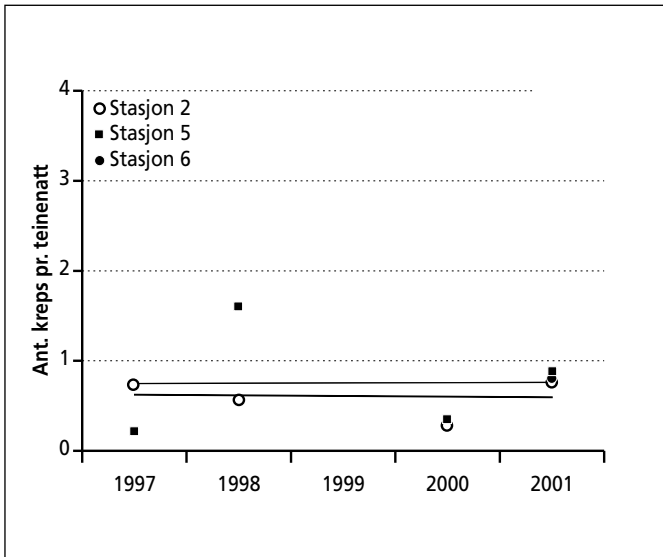
Figur 29

pH på ulike stasjoner i Dølisjøen i perioden vår-94 og ut 2001. Pilene markerer tidspunkt for kalking.

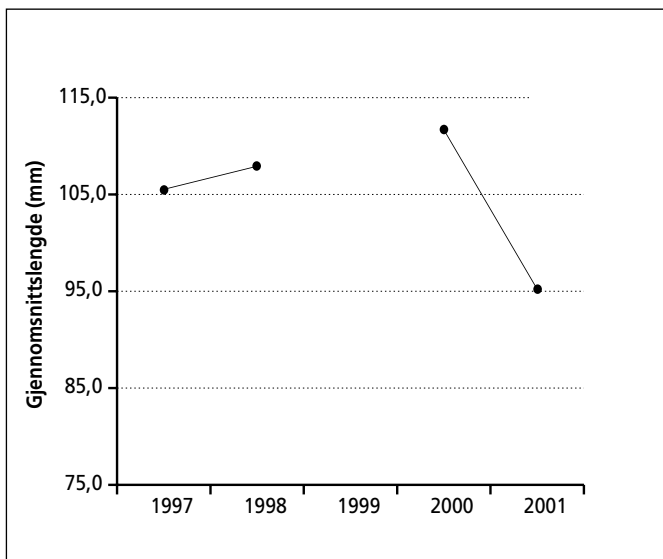


Figur 30

Alkalitet og kalsium i Dølisjøen i perioden vår-95 til høst-01. Prøvene er tatt på stasjon 2 til og med vår-98 og i utløp resten av perioden. Pilene markerer tidspunkt for kalking.

**Figur 31**

Antall kreps per teinenatt ved prøvefiske på ulike stasjoner i Dølisjøen. Trendlinjer er inntegnet.

**Figur 32**

Gjennomsnittslengde for teinefanged kreps ved prøvefiske i Dølisjøen.

9 Sammenfattende diskusjon

9.1 Utvikling i krepsbestanden etter kalking

I alle lokalitetene, delvis med unntak av Bæreia, har det vært en klar positiv utvikling av krepsbestanden etter kalking. Det er liten tvil om at det var forsurening som var årsaken til at krepsbestandene var utryddet eller redusert, og at kalking og utsetting har vært vellykkede tiltak for å styrke og reetablere bestandene.

Rokosjøen og Bæreia

I Rokosjøen var hypotesen at forsureningen fram til 1994 hadde ført til en størrelsesreduksjon på krepsen og muligens også en redusert tetthet og skjev fordeling av krepsen i innsjøen. Etter at kalkingen startet i 1994 har vi registrert markerte endringer i krepsbestanden som støtter hypotesen om forsureningseffektene. Gjennomsnittsstørrelsen på krepsen i teinefangstene økte markert fram til 2001, men gikk så naturlig nok ned som en følge av at det ble åpnet for ordinært krepsfiske. Videre har tettheten av kreps økt over hele innsjøen, og mest i den østlige delen hvor det tidligere bare sporadisk ble fanget kreps. Denne delen var/er mest påvirket av den sure innløpselva.

I Bæreia var situasjonen før kalking at stor kreps (>95 mm) nærmest var forsvunnet (ingen kreps i teinefangstene), mens bestanden av mindre kreps (observert ved dykking) var omtrent halvert i forhold til tidligere. Hypotesen var at forsurening var årsaken. Bæreia ble kalket første gang allerede i 1991 og deretter hvert år siden 1994. En tilfredsstillende vannkvalitet synes å ha blitt opprettholdt, men effekten på krepsbestanden har vært mindre enn forventet. Det ble igjen fanget noe kreps med teiner i 1995, men det har ikke vært noen økning i fangstene siden dengang. Krepsen var fredet til 1998, så overfiske kan ikke være årsaken til lave fangster. Selv om økningen er liten er det imidlertid et faktum at det igjen fanges noe kreps med teiner, og størrelsen på krepsen viser en økende tendens. Resultatene fra Rokosjøen og Bæreia støtter dermed hypotesen om at forsurening kan gi en bestandsrespons der de store individene i størst grad blir rammet. Dette er en bestandsrespons hos kreps i forhold til forsurening vi ikke kjenner til er beskrevet tidligere. Muligens kan en slik respons ha sammenheng med at kalsifiseringsproblemene øker jo større krepsen er.

Forekomsten av småkreps i Bæreia har holdt seg på noenlunde samme nivå helt siden 1989, dvs. halvert i forhold til tidligere på 1980-tallet, men fortsatt en middels bra forekomst. Årsaken til at det hele tiden har kunnet være en middels forekomst av småkreps, til tross for at den større krepsen nærmest var forsvunnet, skyldes at hunnene blir kjønnsmodne allerede fra ca. 70 mm. Hunnene kan dermed reproducere 1-2 ganger før de når det som ser ut til å være kritiske størrelser. Det er sannsynlig at mangelen på store individer skyldes økt dødelighet og ikke stagnasjon i vekst. Hvis vekststagnasjon hadde vært årsaken, burde tettheten av småkreps øke. Dykefangstene tyder ikke på at det er tilfellet, trenden er heller det motsatte.

Med den relativt gode vannkvaliteten som har vært i Bæreia siden kalkingen startet i 1991, er det mye som tyder på at det er

andre faktorer enn forsurening som nå bidrar til å holde bestandsutviklingen nede. Endringer i fiskesamfunnet, f.eks. økt forekomst av krepsespisende fisk, kan være en slik faktor. Abborbestanden øker ofte i antall i forbindelse med forsurening og kalking og kan bli så tallrik at den holder en krepsbestand effektivt nede gjennom predasjon (Appelberg & Odelström 1990, Appelberg 1990). I Bæreia er imidlertid fisketettheten ikke spesielt høy, og det ble ikke registrert endringer i abbortettheten i perioden 1995-1998 (Taugbøl 1999a).

Søndre Øyungen, Digeren og Dølisjøen

I disse innsjøene var krepsen utryddet eller hadde en svært sporadisk forekomst før kalkingen tok til, og ved hjelp av utsettinger var målet å reetablere en krepsbestand. I alle lokalitetene ser vi nå en positiv utviklingstrend. De første årene etter utsetting besto prøvefangsten i hovedsak av utsatt kreps, men utgjøres nå av kreps som er født og oppvokst i lokaliteten (med et mulig innslag av utsatt yngel i Søndre Øyungen og Digeren). Bestanden er økende, men fortsatt tynn (ca. 1 kreps per teine natt i Dølisjøen og Søndre Øyungen og ca. 0,5 kreps per teine natt i Digeren).

I utløpselvene til Digeren (Skinnarbølåa) og Søndre Øyungen (Grønnebekken) ble det svært overraskende påvist tynne, men livskraftige krepsbestander før kalkingen tok til. Når bestandene var forsvunnet i selve innsjøene antok vi i utgangspunktet at de også var borte i utløpselva. Men bestandene her har altså klart å overleve med en vannkjemi der pH konstant har ligget på rundt 5.5 eller lavere og med kalsium verdier under (Digeren) og såvidt over (S. Øyungen) 2 mg Ca/l. Det kan altså synes som om krepsbestander i rennende vann klarer seg bedre i forhold til forsurening enn kreps som lever i innsjøen, men det er uvisst hvilke faktorer i rennende vann som kan ha betydning her. Også i forhold til lave temperaturer klarer krepsen seg bedre i rennende vann. Temperatur er en viktig begrensende faktor for utbredelsen og de nordligste krepsbestandene i Skandinavia finnes først og fremst i rennende vann (Fürst & Eriksson 1983, Pursianen & Erkamo 1991). De tynne bestandene i Skinnarbølåa og Grønnebekken har hatt en sterk positiv utvikling etter kalkingen, noe som indikerer at de var sterkt hemmet av forsurening. Bestandene kan nå betraktes som henholdsvis middels og gode bestander.

9.2 Bruk av yngel som utsetningsmateriale

Tidligere forsøk med utsetting av voksen kreps har vist at disse i svært stor grad vandrer når de blir satt ut i en ny lokalitet (Taugbøl 1996, 2001), og dette vil forsinke tiden det tar å bygge opp en ny bestand. I dette prosjektet ville vi også gjøre noen erfaringer med yngel som utsetningsmateriale, og i S. Øyungen og Digeren ble det derfor, i tillegg til voksen kreps, også satt ut yngel (13-15 mm lange). Det var ikke ressurser til å følge opp yngelutsettingene så godt som ønsket, men det ble allikevel gjort mange interessante observasjoner: Ved senere dykking på utsettingsstedene ble det, spesielt i Digeren, gjenfanget endel yngel. Gjenfangsten var langt høyere sammenlignet med det en vanligvis oppnår ved dykking etter utsetting av voksen kreps

i samme antall, og holdt seg relativt høy selv 5 år etter utsettingene. I forhold til å bygge opp en krepsbestand på et avgrenset område tyder disse undersøkelsene på at det er mer hensiktsmessig å bruke yngel framfor voksen kreps fordi yngelen er mer stasjonær. Lignende erfaringer er gjort i Ørjeelva i Haldenvassdraget (Taugbøl 2001).

Yngelen utsatt i Digeren viste forøvrig god vekst og nådde fangbar størrelse (9.5 cm) i løpet av 4 år (5 somre).

9.3 Hva er god nok vannkvalitet for krepsen?

Som en hovedregel for å unngå forsureningskader på en krepsbestand, bør pH være over 6. Dette er konklusjonen etter mange års kalkingsvirksomhet i Sverige (Appelberg 1992, Fiskeriverket 1993). Det er ikke tilstrekkelig at hovedvannmassene oppnår en akseptabel pH. Krepsen er bunndyr og utnytter i hovedsak de grunne, strandnære områdene. Det er nettopp disse områdene som kan være mest utsatt for forsurening under såkalte surstøtsepisoder. Kalking med hensyn på kreps bør derfor tilstrebe i størst mulig grad å avsyre de strandnære områdene. Det synes ikke enkelt å få til dette ved kalking direkte i innsjøen. S. Øyungen ble kalket etter "svensk metode", dvs. med mye mer kalk enn hva som er vanlig i Norge, og med mesteparten av kalken (80%) spredt i strandsonen. Målinger på senvinter/vår etter kalkingen viste at det fortsatt var episoder med pH under 6, og S. Øyungen skilte seg lite ut fra Digeren og Dølisjøen i denne sammenhengen selv om den altså var tilført mye mer kalk i strandsonen. Episodene under denne første prosjektperioden (1995-1998) var imidlertid kortvarige og langt mindre alvorlige enn før kalkingen. Generelt holdt vannkvaliteten et akseptabelt nivå i alle lokalitetene. Etter 1998 har målinger på senvinter/vår kun blitt gjennomført i Dølisjøen i 2001, og resultatet var urovekkende: pH-verdier fra 5.6 og lavere i hele innsjøen. I de rutinemessige vannprøvene tatt i juni og oktober var imidlertid pH godt over 6. Det er grunn til å tro at samme problemet også er tilstede i Digeren som i likhet med Dølisjøen ble kalket siste gang i 1998. Søndre Øyungen ble kalket både i 2000 og 2001 og er trolig derfor mindre berørt.

Det er usikkert i hvilken grad slike kortvarige surstøtsepisoder er til skade for krepsbestanden i forsøkslokalitetene. Reproduksjonsforsøkene i Dølisjøen før kalking, der det ikke lyktes å få fram 2. stadium-yngel, indikerer at slike episoder kan være svært alvorlige (Taugbøl 1999a). I Digeren har overlevelse og vekst på utsatt yngel vært svært god, men det er en usikkerhet om vannkvaliteten er god nok til at prosessen fra rognutlegging til klekking/2.stadium yngel forløper bra. Sure episoder med pH under 6 trenger ikke bety at krepsen har store problemer. Det kan være svært gode krepsbestander også i innsjøer der pH faller under 6 i løpet av senvinter/vår. Harasjøen i Stange kommune er et godt eksempel i så måte (Taugbøl 1999b). Som nevnt, har også utløpselva i Søndre Øyungen beholdt en livskraftig krepsbestand til tross for at pH og kalsium før kalkingen var på henholdsvis rundt 5.5 og 2 mg Ca/l. En rekke andre faktorer i tillegg til pH og kalsium spiller trolig vesentlige roller i forhold til krepsbestandens overlevelse ved en forsureningssituasjon. Slike faktorer kan være biotiske, såsom predasjon og kon-

kurransse, og abiotiske som f.eks. mengde, form og forekomst i tid og rom av aluminiumsforbindelser, humus, m.m.

9.4 Kunnskapsbehov

I løpet av prosjektet har det blitt avdekket mange nye problemstillinger og kunnskapsbehov som det ikke har vært ressurser til å forfølge videre. Det er spesielt tre forhold vi har lyst til å påpeke at det bør skaffes mer kunnskap om:

1) Kreprens habitatvalg gjennom vinter og vår.

Det er velkjent at krepser, og spesielt hunner med rogn, oppholder seg på tildels svært grunne områder (< 0.5 m) om forsommeren for å utnytte den høyere temperaturen her. Spørsmålet er om de trekker til disse områdene først utpå forsommeren, eller om de oppholder seg her også på senvinter/vår. Det synes å kunne være svært store forskjeller i pH f.eks. mellom 0.5 m dyp og 2-3 m dyp (Taugbøl 1999a), så rognbærende hunners habitatvalg på senvinter/vår kan trolig ha stor betydning i forhold til forursingsskader på rekrutteringen. Habitatvalget dirigeres i stor grad av bunnforholdene, dvs. at krepser velger habitat som gir godt skjul. I mange lokaliteter er det kun den øverste delen av strandsona som gir gode skjulmuligheter. Vannkvaliteten kan trolig også styre habitatvalget, dvs. at krepser kan unngå eller trekke vekk fra områder med dårlig vannkvalitet (lav pH). Undersøkelser av kreprens habitatvalg på senvinter, vår og forsommer i ulike lokaliteter med ulik vannkjemi og fysiske forhold bør gjennomføres.

2) Reproduksjon i kalka lokaliteter. Effekt av surstøts-episoder

I de kalkede forsøkslokalitetene forekommer fortsatt surstøts-episoder. Utsatt krepseyngel vokser godt, men det er uvisst hvordan surstøtsepisodene påvirker reproduksjonen. Kontrollerte burforsøk bør gjennomføres for å undersøke om de surstøtsepisoder som faktisk forekommer i de kalkede vassdragene, er skadelig for reproduksjonen. Slik kunnskap er nødvendig å ha for å kunne vurdere kalkingsstrategi i forhold til kreps. Dersom kortvarige surstøt i strandnære områder er til stor skade, må det i større grad forsøkes å avsyre disse områdene.

3) Alternative forbedringstiltak for kreps

Det finnes ingen andre effektive tiltak enn kalking for å avbøte forursingsskader eller gjenopprette en vannkvalitet som gir levedyktige forhold for kreps. Et supplerende forbedringstiltak som bør utprøves, er å legge ut kalkstein i strandnære områder. Såvidt vi kjenner til er ikke slike tiltak utprøvd i forhold til kreps tidligere, men det er oppnådd gode resultater i forhold til å motvirke forursing av gyteområder for ørret (Barlaup & Kleiven 1995). Kalkstein av relativt stor størrelse kan både tjene som skjul (som i seg selv er et bestandsfremmende tiltak), og muligens kan det også bli et mikroklima inne i kalksteinsrøyser med høyere pH og kalsium enn i de åpne vannmassene omkring.

Referanser

- Adegboye, J.D., Hagadorn, I.R. & Hirsch, P.F. 1975. Variations in haemolymph calcium associated with the moulting cycle in the crayfish. *Freshwater Crayfish* 2: 227-247.
- Appelberg, M. 1984. Early development of the crayfish *Astacus astacus* L. in acid water. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 48-59.
- Appelberg, M. 1990. Population regulation of the crayfish *Astacus astacus* L. after liming an oligotrophic, low-alkaline forest lake. *Limnologica* 20: 319-327.
- Appelberg, M. 1992. Liming as a measure to restore crayfish populations in acidified lakes. *Finnish Fish. Res.* 14: 93-105.
- Appelberg, M. & Odelström, T. 1985. Rekommendationer för provfiske efter kräftor. Inf. Sötvattenslab. Drottningholm 7.
- Appelberg, M. & Odelström, T. 1990. Kräftor i sura och kalkade vann. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 4: 1-25.
- Barlaup, B. & Kleiven, E. 1995. Kalking av innsjøer. Store Howatn. Fisk. S. 32-37 i: Direktoratet for naturforvaltning 1995. Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1994. DN-notat 1995-9.
- Berg, J.A. & Gulliksen, H. 1996. En limnologisk undersøkelse av tre forsurede, humusrike innsjøer i Eidskog og Kongsvinger kommuner. Prosjektoppgave, HiH-Blæstad, 141 ss.
- Brandrud, T.E., Brettum, P., Dolmen, D., Halvorsen, G., Halvorsen, G.A., Lindström, E.-A., Romstad, R. & Schnell, Ø. A. 2000. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Undersøkelser i Tovdalsvassdraget 1997-98, de to første årene etter kalkingsstart. Utredning for DN 2000-4.
- Direktoratet for naturforvaltning 2001. Kaling i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 2000. DN Notat 2001-2.
- Engen, G., Fjeldheim, O.H. & Sigdestad, Aa. 1995. En limnologisk undersøkelse av tre forsurede, humusrike innsjøer i Eidskog og Kongsvinger kommuner. Prosjektoppgave, HiH-Blæstad, 106 ss.
- Fiskeriverket 1993. Möjligheter att öka flodkräftbestånd i svenska vatten. Inf. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 2, 66 s.
- France, R.L. 1987. Calcium and trace metal composition of crayfish (*Orconectes virilis*) in relation to experimental lake acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 107-113.
- Fürst, M. & Eriksson, B. 1983. Climate and stream as limiting factors in the distribution of *Astacus astacus* L. *Freshwater Crayfish* 5: 268 (abstract).
- Hindar, A. & Skiple, A. 1995. Kalkingsstrategi i grensevassdrag mellom Sverige og Norge. S: 125-131 i: Direktoratet for naturforvaltning 1995. Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1994. DN-notat 1995-9.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillegg om krepsen. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- IUCN 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jay, D. & Holdich, D.M. 1977. The pH tolerance of the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater Crayfish* 3: 363-370.
- Jay, D. & Holdich, D.M. 1981. The distribution of the crayfish, *Austropotamobius pallipes* in British waters. *Freshw. Biol.* 11: 121-129.

- Jussila, J., Henttonen, P. & Huner, J.V. 1995. Calcium, magnesium, and manganese content of noble crayfish (*Astacus astacus* (L.)) branchial carapace and its relationship to water and sediment mineral contents of two ponds and one lake in Central Finland. *Freshwater Crayfish* 10: 230-238.
- Malley, D.F. 1980. Decreased survival and calcium uptake by the crayfish *Orconectes virilis* in low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 364-372.
- Pursiainen, M. & Erkamo, E. 1991. Low temperatures as limiting factor for the noble crayfish (*Astacus astacus*) populations. *Finn. Fish. Res.* 12: 179-185.
- Qvenild, T. & Skurdal, J. 1988. Does increased mesh size reduce nonlegalized fraction of *Astacus astacus* in trap catches? *Freshwater Crayfish* 7: 277-284.
- Rognerud, S. 1992. Vannkvalitetsundersøkelse i Hedmark fylke. En regional undersøkelse av 220 innsjøer høsten 1988. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport 4/92.
- Skaug, G. 1994. En limnologisk undersøkelse av to forsørede innsjøer i Hedmark. Prosjektoppgave, HiH-Blæstad. 41 ss.
- Skurdal, J., Fjeld, E. & Taugbøl, T. 1985. Feltmetodikk ved studier av ferskvannskreps. *Fauna* 38: 77-82.
- Skurdal, J., Qvenild, T., Taugbøl, T. & Garnås, E. 1993. Long term study of exploitation, yield and stock structure of noble crayfish *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. *Freshwater Crayfish* 9: 118-133.
- Taugbøl, T. 1994. Krepeundersøkelser i 1993. Overvåking og tiltak i regi av krepsepestutvalget. Østlandsforskning, notat 08/94.
- Taugbøl, T. 1996. Forsøk med reetablering av kreps i tidligere forurensete og kanaliserte vassdrag. Østlandsforskning, rapport 28/1996.
- Taugbøl, T. 1999a. Kreps i kalkede vann: Reetablering og utvikling av eksisterende bestander. Østlandsforskning, rapport 16/1999.
- Taugbøl, T. 1999b. Krepser i Harasjøen: Vurdering av vannkvalitet og beskatning. Østlandsforskning, notat 01/99.
- Taugbøl, T. 2001. Reetablering av kreps etter krepsepest i Glomma- og Haldenvassdraget, 1989-2000. NINA Oppdragsmelding 690: 1-26.
- Taugbøl, T. & Linløkken, A. 1995. Vannkvalitet og kreps i Rokosjøen, Løten kommune, Hedmark. Status før kalking. Østlandsforskning, rapport 06/95.
- Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Ferskvannskreps i Norge. Kunnskapsstatus og forvaltningserfaring. Østlandsforskning, rapport 13/96.
- Taugbøl, T., Wærvågen, S.B. & Linløkken, A.N. 1996. Kreps i kalkede vann: Re-etablering og utvikling av eksisterende bestander. Årsrapport 1995. Østlandsforskning, notat 08/96, 62 s. + vedlegg.
- Taugbøl, T., Wærvågen, S.B., Linløkken, A.N. & Skurdal, J. 1997a. Post-molt exoskeleton mineralization in adult noble crayfish, *Astacus astacus*, in three lakes with different calcium levels. *Freshwater Crayfish* 11: 219-226.
- Taugbøl, T., Skurdal, J., Burba, A., Munoz, C. & Sáez-Royuela, M. 1997b. A test of crayfish predatory and nonpredatory fish species as bait in crayfish traps. *Fisheries Management and Ecology* 4: 127-134.
- Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1999. The future of native crayfish in Europe – How to make the best of a bad situation? *Crustacean Issues* 11: 271-279.
- Wheatly, M.G. & Gannon, A.T. 1995. Ion regulation in crayfish: Freshwater adaptations and the problem of molting. *American Zoologist* 35: 49-59.
- Willig, A. & Keller, R. 1973. Molting hormone content, cuticle growth and gastrolith growth in the molt cycle of the crayfish *Orconectes limosus*. *Journal of Comparative Physiology* 86: 377-388.

Vedlegg 1

Oversikt over fangst og fangsttinningsats ved prøvofiske.

K/TN=antall kreps fanget pr teinenatt

K/TD=antall kreps fanget pr time dykk

Teinetype: 1=12 mm prøvofisketeiner, 2="vanlige" krepseteiner

Rokosjøen, teinefangst								
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Rokosjøen	1993	820	4	25	1	76	3	
Rokosjøen	1993	820	7	25	1	8	0,3	
Rokosjøen	1993	820		50	1	84		1,7
Rokosjøen	1994	630	1	10	1	2	0,2	
Rokosjøen	1994	630	2	10	1	1	0,1	
Rokosjøen	1994	630	3	10	1	0	0	
Rokosjøen	1994	630	4	10	1	6	0,6	
Rokosjøen	1994	630	5	10	1	1	0,1	
Rokosjøen	1994	630	6	10	1	3	0,3	
Rokosjøen	1994	630		50	1	13		0,3
Rokosjøen	1994	909	1	10	1	10	1	
Rokosjøen	1994	909	2	10	1	4	0,4	
Rokosjøen	1994	909	3	10	1	1	0,1	
Rokosjøen	1994	909	4	10	1	13	1,3	
Rokosjøen	1994	909	5	10	1	16	1,6	
Rokosjøen	1994	909	6	10	1	16	1,6	
Rokosjøen	1994	909		50	1	60		1,2
Rokosjøen	1995	915	1	15	1	15	1	
Rokosjøen	1995	915	2	15	1	9	0,6	
Rokosjøen	1995	915	3	15	1	4	0,3	
Rokosjøen	1995	915	4	15	1	22	1,5	
Rokosjøen	1995	915	5	15	1	39	2,6	
Rokosjøen	1995	915	6	15	1	47	3,1	
Rokosjøen	1995	915		90	1	136		1,5
Rokosjøen	1995	811	1	15	1	10	0,7	
Rokosjøen	1995	811	2	15	1	12	0,8	
Rokosjøen	1995	811	3	15	1	5	0,3	
Rokosjøen	1995	811	4	15	1	30	2	
Rokosjøen	1995	811	5	15	1	19	1,3	
Rokosjøen	1995	811	6	15	1	20	1,3	
Rokosjøen	1995	811		90	1	96		1,1
Rokosjøen	1996	826	1	15	1	15	1	
Rokosjøen	1996	826	2	15	1	9	0,6	
Rokosjøen	1996	826	3	15	1	3	0,2	
Rokosjøen	1996	826	4	15	1	10	0,7	
Rokosjøen	1996	826	5	15	1	20	1,3	
Rokosjøen	1996	826	6	15	1	14	0,9	
Rokosjøen	1996	826		90	1	71		0,8
Rokosjøen	1996	915	1	15	1	12	0,8	
Rokosjøen	1996	915	2	15	1	3	0,2	
Rokosjøen	1996	915	3	15	1	5	0,3	
Rokosjøen	1996	915	4	15	1	6	0,4	
Rokosjøen	1996	915	5	15	1	11	0,7	
Rokosjøen	1996	915	6	15	1	18	1,2	
Rokosjøen	1996	915		90	1	55		0,6
Rokosjøen	1997	822	1	15	1	29	1,9	
Rokosjøen	1997	822	2	15	1	19	1,3	
Rokosjøen	1997	822	3	15	1	7	0,5	
Rokosjøen	1997	822	4	15	1	24	1,6	
Rokosjøen	1997	822	6	15	1	41	2,7	
Rokosjøen	1997	822		90	1	165		1,8
Rokosjøen	1997	927	1	15	1	6	0,4	

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Rokosjøen	1997	822	5	15	1	45	3	
Rokosjøen	1997	927	2	15	1	5	0,3	
Rokosjøen	1997	927	3	15	1	4	0,3	
Rokosjøen	1997	927	4	15	1	16	1,1	
Rokosjøen	1997	927	5	15	1	15	1	
Rokosjøen	1997	927	6	15	1	14	0,9	
Rokosjøen	1997	927		90	1	60		0,7
Rokosjøen	1998	827	1	15	1	24	1,6	
Rokosjøen	1998	827	2	15	1	20	1,3	
Rokosjøen	1998	827	3	15	1	15	1	
Rokosjøen	1998	827	4	15	1	64	4,3	
Rokosjøen	1998	827	5	15	1	49	3,3	
Rokosjøen	1998	827	6	15	1	30	2	
Rokosjøen	1998	827		90	1	202		2,2
Rokosjøen	1998	908	1	15	1	15	1	
Rokosjøen	1998	908	2	15	1	19	1,3	
Rokosjøen	1998	908	3	15	1	18	1,2	
Rokosjøen	1998	908	4	15	1	30	2	
Rokosjøen	1998	908	5	15	1	39	2,6	
Rokosjøen	1998	908	6	15	1	28	1,9	
Rokosjøen	1998	908		90	1	149		1,7
Rokosjøen	1999	908	1	15	1	42	2,8	
Rokosjøen	1999	908	2	15	1	23	1,5	
Rokosjøen	1999	908	3	15	1	37	2,5	
Rokosjøen	1999	908	4	15	1	35	2,3	
Rokosjøen	1999	908	5	15	1	43	2,9	
Rokosjøen	1999	908	6	15	1	90	6	
Rokosjøen	1999	908		90	1	270		3
Rokosjøen	1999	817	1	15	1	38	2,5	
Rokosjøen	1999	817	2	15	1	33	2,2	
Rokosjøen	1999	817	3	15	1	23	1,5	
Rokosjøen	1999	817	4	15	1	16	1,1	
Rokosjøen	1999	817	5	15	1	41	2,7	
Rokosjøen	1999	817	6	15	1	37	2,5	
Rokosjøen	1999	817		90	1	188		2,1
Rokosjøen	2000	918	1	15	1	19	1,3	
Rokosjøen	2000	918	2	15	1	21	1,4	
Rokosjøen	2000	918	3	15	1	2	0,1	
Rokosjøen	2000	918	4	15	1	5	0,3	
Rokosjøen	2000	918	5	15	1	42	2,8	
Rokosjøen	2000	918	6	15	1	42	2,8	
Rokosjøen	2000	918		90	1	131		1,5
Rokosjøen	2001	806	1	15	1	23	1,5	
Rokosjøen	2001	806	4	15	1	9	0,6	
Rokosjøen	2001	806	6	15	1	48	3,2	
Rokosjøen	2001	806		45	1	80		1,8
Rokosjøen	2001	903	1	15	1	24	1,6	
Rokosjøen	2001	903	2	15	1	20	1,3	
Rokosjøen	2001	903	3	15	1	13	0,9	
Rokosjøen	2001	903	4	15	1	20	1,3	
Rokosjøen	2001	903	5	15	1	24	1,6	
Rokosjøen	2001	903	6	15	1	18	1,2	
Rokosjøen	2001	903		90	1	119		1,3

Rokosjøen, dykkefangst							
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Dykketid- (min)	Ant. kreps	K/TD	K/TD, samlet
Rokosjøen	1993	819	4	30	35	70	70
Rokosjøen	1994	524	1	20	0	0	
Rokosjøen	1994	524	2	20	8	24	
Rokosjøen	1994	524	3	20	16	48	
Rokosjøen	1994	524	4	20	28	84	
Rokosjøen	1994	524	5	20	20	60	
Rokosjøen	1994	524	6	20	27	81	
Rokosjøen	1994	524		120	99		50
Rokosjøen	1994	627	1	20	0	0	
Rokosjøen	1994	627	2	20	6	18	
Rokosjøen	1994	627	3	20	0	0	
Rokosjøen	1994	627	4	20	16	48	
Rokosjøen	1994	627	5	20	22	66	
Rokosjøen	1994	627	6	20	16	48	
Rokosjøen	1994	627		120	60		30
Rokosjøen	1994	801	1	20	0	0	
Rokosjøen	1994	801	2	20	8	24	
Rokosjøen	1994	801	3	20	1	3	
Rokosjøen	1994	801	4	20	23	69	
Rokosjøen	1994	801	5	20	24	72	
Rokosjøen	1994	801	6	20	14	42	
Rokosjøen	1994	801		120	70		35
Rokosjøen	1994	909	1	20	2	6	
Rokosjøen	1994	909	2	20	4	12	
Rokosjøen	1994	909	3	20	2	6	
Rokosjøen	1994	909	4	20	20	60	
Rokosjøen	1994	909	5	20	15	45	
Rokosjøen	1994	909	6	20	14	42	
Rokosjøen	1994	909		120	57		29
Rokosjøen	1995	615	1	20	0	0	
Rokosjøen	1995	615	2	20	3	9	
Rokosjøen	1995	615	3	20	0	0	
Rokosjøen	1995	615	4	20	16	48	
Rokosjøen	1995	615	5	20	17	51	
Rokosjøen	1995	615	6	20	8	24	
Rokosjøen	1995	615		120	44		22
Rokosjøen	1995	811	1	20	0	0	
Rokosjøen	1995	811	2	20	3	9	
Rokosjøen	1995	811	3	20	6	18	
Rokosjøen	1995	811	4	20	17	51	
Rokosjøen	1995	811	5	20	16	48	
Rokosjøen	1995	811	6	20	11	33	
Rokosjøen	1995	811		120	43		22
Rokosjøen	1995	915	1	20	1	3	
Rokosjøen	1995	915	2	20	6	18	
Rokosjøen	1995	915	4	20	38	114	
Rokosjøen	1995	915		60	45		45
Rokosjøen	1996	826	1	20	2	6	
Rokosjøen	1996	826	2	20	4	12	
Rokosjøen	1996	826	3	20	4	12	
Rokosjøen	1996	826	4	20	14	42	
Rokosjøen	1996	826	5	20	10	30	
Rokosjøen	1996	826	6	20	13	39	
Rokosjøen	1996	826		120	47		24
Rokosjøen	1997	822	1	20	1	3	
Rokosjøen	1997	822	2	20	3	9	
Rokosjøen	1997	822	3	20	4	12	
Rokosjøen	1997	822	4	20	26	78	
Rokosjøen	1997	822	5	20	9	27	
Rokosjøen	1997	822	6	20	13	39	

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Dykketid- (min)	Ant. kreps	K/TD	K/TD, samlet
Rokosjøen	1997	822		120	56		28
Rokosjøen	1998	908	1	20	10	30	
Rokosjøen	1998	908	2	20	16	48	
Rokosjøen	1998	908	3	20	16	48	
Rokosjøen	1998	908	4	20	39	117	
Rokosjøen	1998	908	5	20	29	87	
Rokosjøen	1998	908	6	20	30	90	
Rokosjøen	1998	908		120	140		70
Rokosjøen	1999	908	1	20	14	42	
Rokosjøen	1999	908	2	20	13	39	
Rokosjøen	1999	908	4	20	21	63	
Rokosjøen	1999	908		60	48		48
Rokosjøen	2001	903	1	20	9	27	
Rokosjøen	2001	903	2	20	25	75	
Rokosjøen	2001	903	3	20	26	78	
Rokosjøen	2001	903	4	20	34	102	
Rokosjøen	2001	903	5	20	33	99	
Rokosjøen	2001	903	6	20	31	93	
Rokosjøen	2001	903		120	158		79

Bæreia, teinefangst

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Bæreia	1980	725		45	2	157	3,49	3,49
Bæreia	1985	709		45	2	2	0,04	0,04
Bæreia	1990	920		26	2	2	0,08	0,08
Bæreia	1993	831		60	2	5	0,08	0,08
Bæreia	1994	913		30	2	0	0	0
Bæreia	1995	831	1	25	1	18	0,72	
Bæreia	1995	831	2	25	1	14	0,56	
Bæreia	1995	831		50	1	32		0,64
Bæreia	1996	904		47	1	42		0,89
Bæreia	1997	912	1	25	1	5	0,2	
Bæreia	1997	912	2	25	1	8	0,32	
Bæreia	1997	912		50	1	13		0,26
Bæreia	1998	805	1	25	1	8	0,32	
Bæreia	1998	805	2	25	1	18	0,72	
Bæreia	1998	805		50	1	26		0,52
Bæreia	1998	904	1	25	1	12	0,48	
Bæreia	1998	904	2	25	1	6	0,24	
Bæreia	1998	904		50	1	18		0,36
Bæreia	1999	824	1	25	1	12	0,48	
Bæreia	1999	824	2	25	1	9	0,36	
Bæreia	1999	824		50	1	21		0,42
Bæreia	2000	907	1	25	1	19	0,76	
Bæreia	2000	907	2	25	1	60	2,4	
Bæreia	2000	907		50	1	79		1,58
Bæreia	2001	831	1	24	1	13	0,54	
Bæreia	2001	831	2	24	1	17	0,71	
Bæreia	2001	831		48	1	30		0,63

Bæreia, dykkefangst							
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Dykketid- (min)	Ant. kreps	K/TD	K/TD, samlet
Bæreia	1985	708	1	60	133	133	133
Bæreia	1988	709	1	30	52	104	104
Bæreia	1989	921	1	70	73	62	
Bæreia	1989	1019	2	20	22	66	
Bæreia	1989	1000		90	95		63
Bæreia	1990	927	1	35	33	57	57
Bæreia	1991	921	1	30	31	62	62
Bæreia	1992	915	1	30	35	70	70
Bæreia	1993	914	1	30	24	72	72
Bæreia	1994	930	1	20	21	63	63
Bæreia	1995	623	1	20	8	24	
Bæreia	1995	623	2	20	15	45	
Bæreia	1995	623		40	23		35
Bæreia	1995	814	1	20	10	30	
Bæreia	1995	814	2	20	16	48	
Bæreia	1995	814		40	26		39
Bæreia	1995	1006	1	20	19	57	
Bæreia	1995	1006	2	20	18	54	
Bæreia	1995	1006		40	37		56
Bæreia	1996	827	1	20	14	42	
Bæreia	1996	827	2	20	17	51	
Bæreia	1996	827		40	31		47
Bæreia	1997	1023	1	20	20	60	
Bæreia	1997	1023	2	20	21	63	
Bæreia	1997	1023		40	41		62
Bæreia	1998	1013	2	20	19	57	57
Bæreia	2001	813	2	20	14	42	42

Søndre Øyungen, teinefangst								
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
S. Øyungen	1993	915	3	23	1	2	0,09	
S. Øyungen	1993	915	4	23	1	0	0	
S. Øyungen	1993	915		46	1	2		0,04
S. Øyungen	1995	913	3	15	1	0	0	
S. Øyungen	1995	913	4	5	1	2	0,4	
S. Øyungen	1995	913		20	1	2		0,1
S. Øyungen	1996	919	3	20	1	1	0,05	
S. Øyungen	1996	919	4	5	1	0	0	
S. Øyungen	1996	919		25	1	1		0,04
S. Øyungen	1997	826	3	14	1	0	0	
S. Øyungen	1997	826	4	10	1	4	0,4	
S. Øyungen	1997	826		24	1	4		0,17
S. Øyungen	1998	903	3	15	1	1	0,07	
S. Øyungen	1998	903	4	10	1	0	0	
S. Øyungen	1998	903		25	1	1		0,04
S. Øyungen	1999	825	3	35	1	20	0,57	
S. Øyungen	1999	825	4	15	1	12	0,8	
S. Øyungen	1999	825		50	1	32		0,64
S. Øyungen	2000	908	3	40	1	50	1,25	
S. Øyungen	2000	908	4	10	1	18	1,8	
S. Øyungen	2000	908		50	1	68		1,36
S. Øyungen	2001	901	3	40	1	9	0,9	
S. Øyungen	2001	901	4	10	1	32	0,8	
S. Øyungen	2001	901		50	1	41		0,82

Grønnebekken, teinefangst

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Grønnebekken	1995	913	1	10	1	4	0,4	0,4
Grønnebekken	1996	919	1	25	1	24	0,96	0,96
Grønnebekken	1997	826	1	25	1	80	3,2	3,2
Grønnebekken	1998	829	1	25	1	40	1,6	1,6
Grønnebekken	1999	827	1	24	1	115	4,79	4,79
Grønnebekken	2000	909	1	24	1	44	1,83	1,83
Grønnebekken	2001	821	1	25	1	63	2,52	2,52

Søndre Øyungen, dykkefangst

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Dykketid- (min)	Ant. kreps	K/TD	K/TD, samlet
S. Øyungen	1988	823	5	30	1	2	2
S. Øyungen	1993	917	3	30	0	0	0
S. Øyungen	1997	907	6	25	4	10	10
S. Øyungen	1998	1013	6	10	1	6	6
S. Øyungen	2001	814	6	25	1	2	2

Digeren, teinefangst

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Digeren	1995	823	1	25	1	0	0	0
Digeren	1996	904	1	25	1	3	0,12	0,12
Digeren	1997	902	1	25	1	7	0,28	0,28
Digeren	1998	823	1	50	1	0	0	0
Digeren	1999	820	1	50	1	3	0,06	0,06
Digeren	2000	911	1	49	1	26	0,53	0,53
Digeren	2001	816	1	47	1	21	0,45	0,45

Skinnarbølåa, teinefangst

Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Skinnarbølåa	1995	823	1	10	1	7	0,7	0,7
Skinnarbølåa	1996	904	1	20	1	18	0,9	
Skinnarbølåa	1996	904	2	5	1	0	0	
Skinnarbølåa	1996	904		25	1	18		0,72
Skinnarbølåa	1997	902	1	20	1	6	0,3	
Skinnarbølåa	1997	902	2	5	1	0	0	
Skinnarbølåa	1997	902		25	1	6		0,24
Skinnarbølåa	1998	821	1	19	1	9	0,47	
Skinnarbølåa	1998	821	2	5	1	0	0	
Skinnarbølåa	1998	821		24	1	9		0,38
Skinnarbølåa	1999	826	1	20	1	54	2,7	
Skinnarbølåa	1999	826	2	5	1	0	0	
Skinnarbølåa	1999	826		25	1	54		2,16
Skinnarbølåa	2000	910	1	20	1	33	1,65	
Skinnarbølåa	2000	910	2	5	1	3	0,6	
Skinnarbølåa	2000	910		25	1	33		1,32
Skinnarbølåa	2001	818	1	19	1	51	2,68	
Skinnarbølåa	2001	818	2	6	1	4	0,67	
Skinnarbølåa	2001	818		25	1	55		2,2

Digeren, dykkefangst							
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Dykketid- (min)	Ant. kreps	K/TD	K/TD, samlet
Digeren	1985	710	1	20	0	0	0
Digeren	1997	618	1	30	3	6	6
Digeren	1997	907	1	20	9	27	27
Digeren	1998	1013	1	15	14	56	56
Digeren	2001	815	1	20	5	15	15

Dølisjøen, teinefangst								
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Teine- netter	Teine type	Ant. kreps	K/TN	K/TN, samlet
Dølisjøen	1997	824	2	30	2	22	0,73	
Dølisjøen	1997	824	5	9	2	2	0,22	
Dølisjøen	1997	824		39	2	24		0,61
Dølisjøen	1998	814	2	21	2	12	0,57	
Dølisjøen	1998	814	5	15	2	24	1,6	
Dølisjøen	1998	814		36	2	36		1
Dølisjøen	2000	922	2	10	1	3	0,3	
Dølisjøen	2000	922	5	9	1	3	0,33	
Dølisjøen	2000	922		19	1	6		0,32
Dølisjøen	2001	905	2	18	1	15	0,83	
Dølisjøen	2001	905	5	15	1	13	0,87	
Dølisjøen	2001	905	6	12	1	10	0,83	
Dølisjøen	2001	905		45	1	38		0,84

Dølisjøen, dykkefangst							
Lokalitet	År	Dato (mnd, dag)	Stasjon	Dykketid- (min)	Ant. kreps	K/TD	K/TD, samlet
Dølisjøen	1988	712	2	30	4	8	8
Dølisjøen	2000	922	5	20	2	6	6
Dølisjøen	2001	905	2	20	3	9	9

Vedlegg 2

Oversikt over utsettinger.

Oversikt over utsettinger av kreps i Søndre Øyungen							
År	Grønnbekken		Stasjon 3		Stasjon 5	Stasjon 6	Totalt
	Hanner	Hunner	Hanner	Hunner	Yngel	Yngel	
1995	178	163	250	200	-		791
1996	-	-	486	520	1800		2806
1997	-	-	-	-		2000	2000
Totalt	178	163	736	720	1800	2000	5597

Oversikt over utsettinger av kreps i Digeren						
År	Skinnarbølåa		Stasjon 4		Stasjon 2	Totalt
	Hanner	Hunner	Hanner	Hunner	Yngel	
1995	334	300	300	300	-	1234
1996	-	-	352	345	1800	2497
1997	-	-	-	-	2000	2000
Totalt	334	300	652	645	3800	5731

Oversikt over utsettinger av kreps i Dølisjøen							
År	Stasjon 2		Stasjon 5		Stasjon 6		Totalt
	Hanner	Hunner	Hanner	Hunner	Hanner	Hunner	
1996	375	354	150	150	-	-	1029
1997	170	140	130	73	110	100	723
Totalt	545	494	280	223	110	100	1752