

Delrapport 20  
Sammenhenger mellom vannkjemi og status for  
krepsebestander – litteraturgjennomgang,  
feltundersøkelser og potensielle tiltak

**Svensk-norsk handlingsplan  
för sötvattenkräftor**

**SVENSK-NORSK**  
innsats for  
edelkreps/flodkräftor 



Statsforvalteren i Oslo og Viken



Länsstyrelsen  
Värmland



Vannområde Glomma  
Grensevassdragene



Aurskog-Høland  
kommune

Havs  
och Vatten  
myndigheten



Statsforvalteren i Innlandet



Utmarksavdelingen  
Akershus og Østfold

**Interreg**  
**Sverige-Norge**

Europeiska regionala utvecklingsfonden



EUROPEISKA UNIONEN

# Om projektet

Detta är en slutrapport för projektet Svensk-norsk handlingsplan för sötvattenkräftor. Länsstyrelsen Värmland tillsammans med Statsforvalteren i Oslo og Viken står bakom projektet som projektledare. Ytterligare projektdeltagare: Vannområde Glomma Grensevassdragene, Aurskog – Høland kommune, Statsforvalteren i Innlandet och Utmarksavdelningen Akershus og Østfold

Medfinansiering av Havs- och vattenmyndigheten, Miljødirektoratet och Europeiska regionala utvecklingsfonden. Projektet är ett Interreg Sverige-Norge projekt.

Författare:

Stein I. Johnsen, Øyvind A. Garmo, Lise Heier, Henriette Kildahl og Elin Kollerud

# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning.....</b>	<b>5</b>
1.1	Generelt om oppdraget .....	5
1.2	Forsuringseffekter.....	5
1.3	Eutrofiering, organisk forurensing og oksygen.....	7
1.4	Jern.....	7
1.5	Humus .....	7
<b>2</b>	<b>Bestandsdata sammenstilt med vann-kjemiske data fra overvåkingsprogrammer.....</b>	<b>8</b>
2.1	Bakgrunn .....	8
2.2	Metode.....	8
2.2.1	Edelkrepsdata.....	8
2.2.2	Vannkjemidata.....	9
2.2.3	Analyse.....	9
2.3	Resultater og diskusjon .....	10
<b>3</b>	<b>Overvåking av vannkjem i utvalgte lokaliteter.....</b>	<b>12</b>
3.1	Bakgrunn .....	13
3.2	Metode.....	13
3.2.1	Setten i Aurskog–Høland .....	13
3.2.2	Harasjøen i Stange.....	14
3.2.3	Øgdere (Hemnessjøen) i Aurskog–Høland .....	16
3.2.4	Digere i Kongsvinger .....	17
3.2.5	Buåa i Eidsskog.....	18
3.3	Resultater og diskusjon .....	19
3.3.1	pH i innsjøer med utlagt kalkstein .....	19
3.3.2	pH i innsjø (litoralsone) og utløpselv .....	22
3.3.3	Analyse av pH i vassdrag før re-etablering av edelkreps.....	25

3.3.4	Målte totalkonsentrasjoner av jern og organisk karbon.....	26
<b>4</b>	<b>Konklusjoner og videre arbeid .....</b>	<b>28</b>
<b>5</b>	<b>Litteratur .....</b>	<b>29</b>
<b>6</b>	<b>Vedlegg – vannkjemidata fra de undersøkte lokalitetene..</b>	<b>32</b>

# 1 Innledning

## 1.1 Generelt om oppdraget

Edelkrepsfiske er forbundet med sterke tradisjoner og har høy økonomisk og rekreasjonsmessig verdi. Den spiller også en svært viktig økologisk rolle som omnivor (altetende), strukturerende nøkkelart i mange ferskvannshabitater. I dag står edelkreps på den norske rødlista i kategorien sterkt truet (Henriksen og Hilmo, 2015). Den har også status som sårbar på rødlista til IUCN (International Union for Conservation of Nature). Selv om faktorene som truer edelkreps er sammensatte, skyldes den drastiske nedgangen i edelkrepsbestandene i Europa i vesentlig grad introduksjonen av nordamerikansk kreps, som er bærer av krepsepest. En av de andre faktorene som har påvirket edelkrepsen negativt, er forsuring.

I tillegg til bortfall av enkelte lokaliteter har forsuring (og andre forsuringsrelaterte parametere) også påvirket bestandsstørrelsen til mange edelkrepsbestander. Disse bestandene har blitt omtalt som «svake» bestander. Det er derfor også et behov for å undersøke årsakene til at tidligere gode bestander har blitt svake, hvor årsaken til reduksjonen ikke er krepsepest.

Gjennom Interreg-prosjektet SNIEF og på oppdrag fra Statsforvalteren i Oslo og Viken, har NINA, NIVA og UFAS gjennomført en studie av sammenhenger mellom vannkjemi og status for edelkrepsbestander. Dette omfatter en analytisk studie på historiske vannkjemidata og feltstudier i fire innsjøer og ett vassdrag: og feltstudier i fire innsjøer og ett vassdrag: Setten og Øgderen (Hemnessjøen) i Aurskog–Høland, Harasjøen i Stange, Digeren i Kongsvinger og Buåa i Eidsskog. Det ble tatt vannprøver og gjennomført pH-logging over tid i innsjøer med utlagt kalkstein som biotiltak (Setten, Harasjøen), i littoralsone i innsjø og utløp av innsjø (Hemnessjøen og Digeren) og i forbindelse med reetablering av kreps i vassdrag med marginal vannkjemi (Buåa).

## 1.2 Forsuringseffekter

Forsuring av vann og vassdrag skyldes en kombinasjon av nedfall av forsurende forbindelser og liten bufferkapasitet i jorda. I deler av Norge og Sverige skal det lite surt nedfall til for å gi redusert pH og forhøyet aluminium i overflatevann. Dette er problematisk fordi aluminium og surt vann er giftig for en rekke forsuringfølsomme organismer (Gensemer og Playle, 1999).

Forsuringsproblemene startet tidlig, allerede omkring forrige århundreskifte (Enge et al., 2017). Årsaken var økende utslipp av svovelholdige gasser fra industri og kullkraftverk i Europa. I tillegg kom etter hvert nitrogengasser fra forbrenningsmotorer i biler og skip. Avsatt sulfat kan gå tilnærmet uhindret gjennom jorda og ut i overflatevannet. Nitrat lekker også ut, men en del tas som regel opp av vegetasjon. På veien trekker de negativt ladde ionene med seg positivt ladet kalsium og magnesium (basekationer), hvis disse er tilgjengelige. Svovelsyre/salpetersyre og aluminium lekker ut dersom det ikke er nok kalsium og magnesium tilgjengelig til å nøytralisere. I løpet av alle årene med sur nedbør er jorda gradvis tappet for basekationer. Selv om det sure nedfallet nå er nede igjen på lave nivåer, kan det altså fortsatt være effekter av den lange perioden da det kom mye surt nedfall. De vannkjemiske effektene inkluderer reduserte kalsiumkonsentrasjoner i tidligere hardt rammede områder og sure episoder («surstøt») utløst av avsetning av sjøsalt, snøsmelting, eller i etterkant av langvarige tørkeperioder. Vann og vassdrag kan også være naturlig sure. Det skyldes høy konsentrasjon av løste organiske syrer og/eller naturlig svært kalkfattig vann. I det første tilfellet er årsaken en kombinasjon av større myr- og skogområder som

avgir organiske syrer, og at berggrunnen ikke avgir nok kalk. De organiske syrene blir mer konsentrert jo mindre avrenningen er.

For ferskvannskreps antas det at pH under 6,0 vil kunne føre til forsuringskader (Appelberg, 1992; Appelberg and Odelström, 1990). Det antas at rogn- og yngelstadiene er de mest utsatte livsstadiene. Ved lav pH kan den utlagte rogn i større grad løsne fra morens haleføtter, og nyklekket yngel kan ha problemer med første skallskifte (Appelberg, 1984; Appelberg and Odelström, 1990). Lav pH er dermed mest problematisk for rognutlegging i oktober og klekkingen i juni/juli. I tillegg tyder undersøkelser fra forsuredde lokaliteter i Norge på at større individer kan ha høyere dødelighet ved forsurening enn mindre individer (Taugbøl, 2005). Dette kan ha en sammenheng med at problemene med skaldannelse øker med krepsestørrelsen. Etter skallskifte har både yngel og voksen kreps et sterkt behov for raskt å kalsifisere skallet, dvs. gjøre skallet hardt. Dette er viktig for raskere å komme i gang med næringsopptak samt for å få bedre beskyttelse mot fisk og andre fiender som spiser kreps. Kalsifiseringsprosessen krever opptak av kalsium fra vannet. Denne prosessen er svært pH-følsom ved at surt vann blokkerer opptaksmekanismen. Forsøk med en amerikansk krepseart viste at kalsiumopptaket ble betydelig hemmet ved pH lavere enn 5.75 (Malley 1980). For krepseyngel er det påvist at ved pH 5.6 var opptakshastigheten av kalsium halvert i forhold til ved nøytralt vann (Appelberg og Odelström, 1990). Lave (reduerte) konsentrasjoner av biotilgjengelig kalsium i vannet medfører at krepsen må bruke mer energi på å pumpe kalsium over cellemembraner og kan gjøre at skallet blir mykere enn i kalkrikt vann (Wærvågen et al., 2016), eventuelt at det tar lengre tid før skallet blir tilstrekkelig hardt. Dette kan i sårbare perioder gjøre krepsen mer utsatt for kannibalisme og predasjon.

Aluminium kan også påvirke kreps. Laboratoriestudier over kort tid har vist at reaktive Al-konsentrasjoner på mer enn 250 µg/l resulterte i økt dødelighet (Appelberg, 1985). Fjeld et al. (1988) påviste stor dødelighet hos edelkreps som under oppdrettsforhold gikk i vann med reaktive Al-konsentrasjoner på 180 µg/l, med en labil komponent på 20 µg/l.

Hvis kalsiuminnholdet i vannet er lavt, f.eks. 2–3 mg/l som er vanlig i svært mange norske edelkrepslokaliteter, vil effekten av forsureningen forsterkes. I Norge har vi "gode" edelkrepsbestander i vann med kalsiumnivåer på 2–3 mg/l (Johnsen et al., 2019). I en norsk innsjø med et kalsiumnivå på 1,4 mg/l syntes imidlertid bestanden av edelkreps å være kraftig påvirket, med lav tetthet og tynne/myke skall (Johnsen 2010). I et studie av Westman mfl. (1999) på signalkreps var gjennomsnittlig kalsiumnivå på 1,6 mg/l. Signalkrepsbestanden i denne lokaliteten ble antatt å balansere helt på grensen av hva man trodde var mulig i forhold til kalsiumnivåer. I en undersøkelse av Johnsen mfl. (2011, 2019) i Hemne, ble det påvist en godt etablert bestand av signalkreps ved kalsiumnivåer ned mot 1,0 mg/l. Dette var overraskende, men de negative effektene av lave kalsiumnivåer kan ha blitt oppveid av at pH var god (> 6,5). Signalkrepsen som ble fanget i Hemne, syntes også å ha godt kalsifiserte og harde skall.

Ved forsurening og reduserte kalsiumkonsentrasjoner kan predasjon være en samvirkende faktor. Abbor, som er en av de største predatorer på kreps, vil ofte øke i antall i forbindelse med forsurening pga. mindre konkurranse fra mer forsuringsfølsomme fiskearter, som reduseres i antall (Appelberg, 1992; Nyberg et al., 1986). I tillegg vil, som tidligere nevnt, krepsen kunne være mykere i skallet og dermed mer utsatt for predasjon. I Garmo et al. (2019) ble det ved vurdering av vannkjemiske forhold for edelkreps tatt utgangspunkt i at pH < 6,0, kalsiumnivåer < 2,0 mg/l og labilt aluminium > 20 µg/l er verdier som er ugunstige for edelkreps. På svensk side er også pH-målet for edelkreps satt til > 6,0 mens de ikke har satt et måltall for kalsiumkonsentrasjon (se for øvrig Zetterberg og Fölster, 2022).

Forsuringsproblemene er betydelig redusert siden 1990-tallet, men på Østlandet har økt konsentrasjon av organiske syrer i stor grad oppveid effekten av mindre surt nedfall på vannets pH. Holdepunkter for at kalsiumkonsentrasjonen er lavere enn den var i en før-forsuringstilstand, har vi bare på Sørlandet (Austnes et al., 2020).

### 1.3 Eutrofiering, organisk forurensing og oksygen

For høy tilførsel av næringsstoffer eller lett nedbrytbart organisk materiale kan medføre oksygen-svinn nær bunnen. I islagte innsjøer kan dette trolig under visse forhold skje også på relativt grunt vann der krepsen kan oppholde seg. Svobodová et al. (2012) fant negative korrelasjoner mellom ammonium, nitritt og forekomster av edelkreps, samt fravær av edelkreps i vann med forhøyet biologisk oksygenforbruk. Økt tilførsel av næringsstoffer og slam vil også kunne føre til at egnet substrat som fastbunn med skjulmuligheter, blir endret til bløtbunn. Det er ingen tegn til at innsjøer i krepseområdet på Østlandet generelt har blitt vesentlig mer næringsrike de siste 25 årene (Hindar et al., 2020). I Sverige har det blitt rapportert om oligotrofisering (Huser et al., 2018).

### 1.4 Jern

I Tsjekia er det funnet sammenheng mellom konsentrasjoner av jern i vannet og forekomster av edelkreps (Svobodová et al., 2012). En mulig forklaring er at jern kan kvele krepsen ved å sette seg på gjellene til krepsen, noe som har blitt dokumentert for fisk (Dalzell og Macfarlane, 1999). Løseligheten til treverdige jern er svært lav. Tilnærmet all jern i denne tilstandsformen i vannet vil derfor være i form av kolloidalt eller partikulært jern(hydr)oksid, eller bundet til humus (Davison, 1993), som i seg selv i mindre grad setter seg på gjeller. Toverdige jern er derimot løselig, og i soner eller situasjoner der toverdige jern oksideres til treverdige, vil jernet kunne felles ut på gjellene (Teien et al., 2008). Massiv utfelling av finkornet jernhydroksid (oker) kan også fysisk forringe habitatet på bunnen og på den måten påvirke bunnfaunaen (Hoehn og Sizemore, 1977). Soner med utfelling av jern kan for eksempel oppstå i vassdrag med myrlendte nedbørfelt, i vassdrag påvirket av gruveavrenning, eller nær bunnen i moderat surt vann (pH 6–7) over sedimenter med mye jern og organisk materiale. Oksidasjonsraten av jern er avhengig av pH og temperatur. Ved pH over 7 går oksidasjonen raskt, og den potensielt toksiske sonen vil være liten. Ved pH under 6 går oksidasjonen langsomt, og jernet vil kunne holde seg i løsning en stund og transporteres lenger. En eventuell effekt av jern vil trolig forsterkes av eutrofiering pga. mer reduserende forhold i sedimentene. Jern kan også forverre eventuelle problemer forårsaket av oksygensvinn fordi oksidasjon av toverdige jern forbruker oksygen.

I Østmarka har det blitt observert økte jernkonsentrasjoner de siste 20 årene (Xiao og Riise, 2021). Det samme er tilfelle i bl.a. Sverige (Bjørnerås et al., 2017) og på Sørlandet. Lenger nord i Norge er det ingen holdepunkter for at jernkonsentrasjonen har økt (Hindar et al., 2020).

### 1.5 Humus

Økt konsentrasjon av løst naturlig organisk materiale av allohton opprinnelse gir brunere ferskvann og er en trend Norge, Sverige samt andre land i Nord-Europa og Nord-Amerika (Finstad et al., 2016). Effektene av brunere vann er mangfoldige og kan påvirke vannets produktivitet og næringskjede. Høyere konsentrasjon av organisk materiale kan også påvirke faktorer nevnt i tidligere avsnitt ved å medvirke til lavere oksygennivåer (Couture et al., 2015; Craig et al., 2015) og lavere kalsiumtilgjengelighet (Christl, 2012).

## 2 Bestandsdata sammenstilt med vannkjemiske data fra overvåkingsprogrammer

### 2.1 Bakgrunn

En kartlegging av edelkrepsbestander i Norge ble startet i 1995 av NINA, med en spørreundersøkelse til alle kommunene og søk i litteratur. Arbeidet fortsatte med innlegging av nye observasjoner, ny spørreundersøkelse i 2011 og en rekke feltundersøkelser. Datamaterialet inneholder i dag informasjon om ca. 650 lokaliteter og oppdateres fortløpende.

Vannkjemidata, samlet inn for mange forskjellige formål, ligger tilgjengelig i Miljødirektoratets database Vannmiljø. Her ligger det data for vannkvalitet i svært mange vann og vassdrag i Norge, og for hele perioden som er aktuell for sammenstilling med edelkrepsdata.

Vi har her sammenstilt bestandsdata med vannkvalitetsdata for å vise vannkvaliteten i lokaliteter der edelkrepsbestandene er hhv. gode, middels, svake eller utdødde.

### 2.2 Metode

#### 2.2.1 Edelkrepsdata

Det ble benyttet edelkrepsdata fra de to store undersøkelsesårene 2011 og 1995, for Oslo og hele Viken fylke. Datagrunnlaget omfatter derfor også krepselokaliteter som ligger utenfor prosjektområdet til SNIEF. Vi har valgt å innlemme hele datasettet da dette gir et bedre grunnlag for å si noe om effekter av vannkjemisk (utvalgte parametere) på bestandsstatus til kreps. Dataene var på forhånd gjennomgått og kvalitetssikret, først og fremst med hensyn til geografisk plassering av lokalitetene. Noen lokaliteter ble utelatt pga. usikkerhet om plassering. De fleste elve- og bekkelokalitetene ble også utelatt, pga. manglende informasjon om hvor i elva eller bekken lokaliteten lå.

I datamaterialet er bestandene angitt ved kategorier fra 0 til 7. I sammenstillingen er noen av disse slått sammen slik at vi fikk fire bestandsnivåer, fra 0 (utdødd) til 3 (god bestand) (Tabell 1).

Tabell 1. Bestandsnivåer i datamaterialet og i sammenstillingen

Kategori	Beskrivelse av bestanden	Nivå i denne analysen
0	Krepsen er borte – har vært en bestand tidligere	0
1	Tynn bestand	1
2	Middels bestand	2
3	God bestand	3
4	Kreps finnes – ingen opplysn. om status (sannsynlig tynn)	1
5	Kun gammel (>15–20 år) status – sannsynligvis ikke kreps igjen	0 hvis bestand i 2011 = 5, 6, 7 eller NA (data mangler)
6	Mislykket utsetting	0
7	Nylig utsetting – usikkert om etablering	NA (ukjent)



Fra kartleggingen i 1995 finnes det en del data på endring i krepsebestand. Endringsdata for 2011 ble opparbeidet ved sammenligning av bestandene i 2011 og 1995. I datamaterialet er bestandsendring angitt ved kategorier fra 0 til 6, som i denne analysen er omarbeidet til nivåer fra 0 (utdøing) til 3 (økning) (Tabell 2).

Tabell 2. Endringsdata. Nivåer brukt hhv. i datamaterialet og i sammenstillingen

Kategori	Beskrivelse av endringen	Nivå i denne analysen
0	Ingen vesentlig endring i løpet av de siste 25–30 år	2 (ingen endring)
1	Bestanden har økt de siste 25–30 år	3 (økning)
2	Bestanden er redusert de siste 25–30 år	1 (reduksjon)
3	Bestanden har blitt borte i løpet av de siste 25–30 år	0 (utdøing)
4	Bestanden har vært borte eller sterkt redusert. Ny bestand er re-etablert	Ikke aktuell
5	Ingen opplysninger	1 hvis bestand=5, NA ellers
6	Bestanden har vært borte, re-etablert og igjen borte	0

Datamaterialet inneholder også opplysninger om årsaken til bestandsutryddelse. Opplistede årsaker er krepsepest, forsuring, og eutrofiering eller annen forurensning. Lokalteter der årsaken til utdøing var krepsepest eller eutrofiering/annen forurensning, ble ikke tatt med i analysene. I mange tilfeller er årsaken ukjent.

### 2.2.2 Vannkjemidata

Vannkjemidata ble hentet fra Miljødirektoratets database Vannmiljø. For edelkrepslokaliteter i innsjøer ble det brukt vannlokaliteter i den samme innsjøen, helst i nærheten av krepselokaliteten, og eventuelt vannlokaliteter som ligger direkte nedstrøms eller på annen måte må antas å ha samme vannkjemisk som krepselokaliteten. For edelkrepslokaliteter i elver og bekker ble det funnet vannlokaliteter i nærheten oppstrøms eller nedstrøms krepselokaliteten, nær nok til at ikke myrdrag eller innkommende bekker kunne endre vannkvaliteten. For de fleste krepselokalitetene fantes det én vannlokalitet, og for noen fantes det to, tre eller fire. Krepselokaliteter uten vannlokalitet med vannkjemidata ble utelatt fra analysene.

Vannkjemiparametrene pH, kalsium og fargetall ble analysert. Jern ble også vurdert, men det fantes lite data for denne parameteren.

For bestandsdataene fra 1995 ble det brukt vannkjemidata fra perioden 1980 til 1995. For rundt halvparten av krepselokalitetene var det gjort én vannkjemiundersøkelse i denne tidsperioden. For bestandsdataene fra 2011 ble det brukt vannkjemidata fra perioden 2000 til 2011.

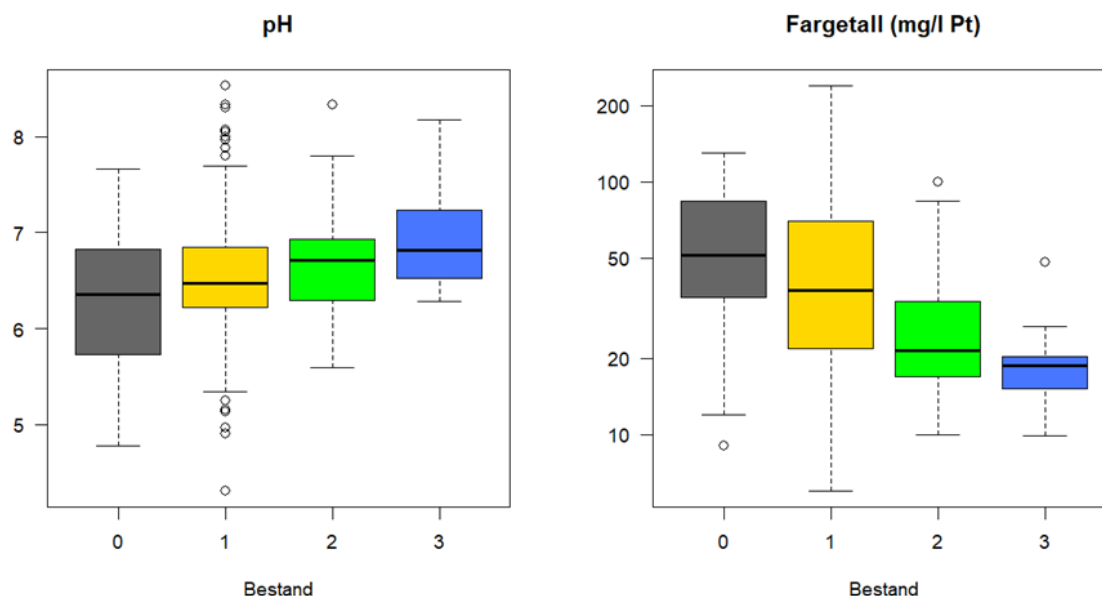
### 2.2.3 Analyse

For hver edelkrepslokalitet ble det beregnet gjennomsnittlig pH, kalsium og fargetall for perioden 1980–1995 og 2000–2011. Disse er vist som boksplokk for hvert bestandsnivå, og som korrelasjonsplott der bestandsnivåene er vist ved farger. Det ble også gjort statistiske tester (GLM med binomisk sannsynlighetsmodell) som støtte for plottene. Endringsdataene

ble analysert på samme måte. Totalt var det 271 bestandsdata i analysene. Noen av disse tilhører samme krepselokalitet, da det fantes kjemidata og krepsedata fra begge periodene.

## 2.3 Resultater og diskusjon

Boksplott av hhv. pH og fargetall ved de forskjellige bestandsnivåene viser tydelig sammenheng mellom bestand og pH, og bestand og fargetall (Figur 1). Høyere pH samsvarte med bedre bestander, selv om det for utdødde bestander var stor spredning i pH. Sammenhengen for fargetall er enda tydeligere, der lavere fargetall samsvarte med bedre edelkrepsbestander. Boksplott viste ingen tydelig sammenheng mellom kalsiuminnhold og bestand, men rollen til kalsium vises nærmere i korrelasjonsplott nedenfor.



Figur 1. pH og fargetall i lokaliteter der edelkrepsbestanden var hhv. utdødd (0), svak (1), middels (2) og god (3), vist ved boksplott. Tykk sort strek viser median. Øvre og nedre grense for boksene viser øvre og nedre kvartil. Øverste og nederste strek viser hhv. øverste og nederste punkt innenfor 1,5 av boksens høyde, målt fra boksen.

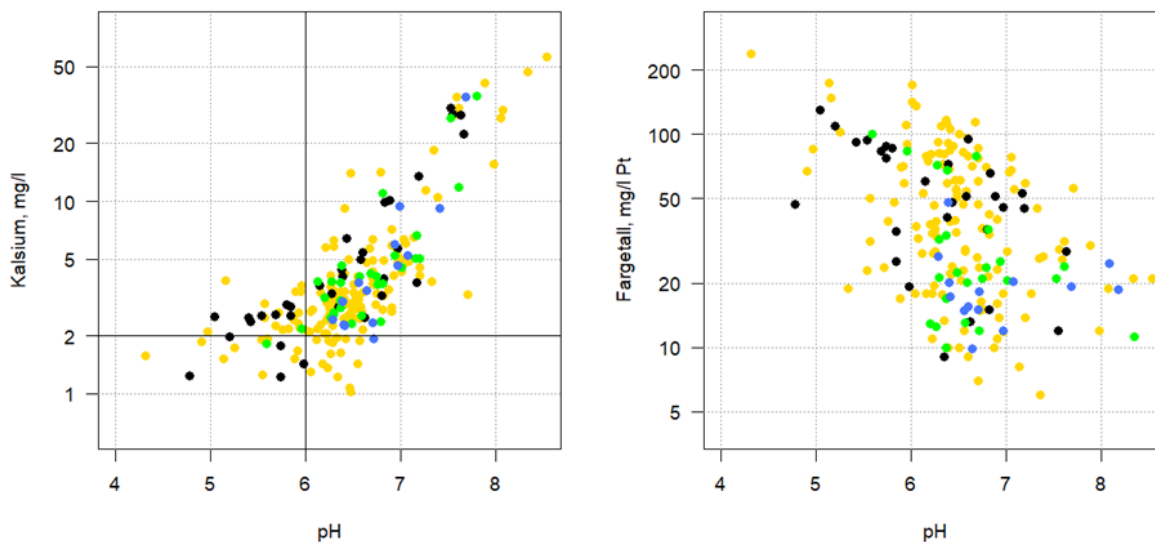
Korrelasjonsplott med pH og kalsium viser at de gode bestandene befant seg i lokaliteter med pH større enn 6,0 og kalsiuminnhold større enn 2,0 mg/l (bortsett fra én, som lå like nedenfor) (Figur 2). Blant lokalitetene med middels bestand var det to med lavere pH, hvorav én med lavere kalsiuminnhold. Lokalitetene med svak eller utdødd bestand hadde stor spredning i pH og kalsiuminnhold. Plottet viser også, som forventet, en sterk, positiv korrelasjon mellom pH og kalsium.

Korrelasjonsplott med pH og fargetall viser, som boksplottet, en bedring i bestandsnivåene ved lavere fargetall. Effekten av fargetall på bestandsnivået synes å være uavhengig av pH, og omvendt. Som forventet var det en svak, negativ korrelasjon mellom pH og fargetall.

Statistiske tester (GLM) bekreftet sammenhengen mellom edelkrepsbestanden og hhv. pH og fargetall. For pH var p-verdien 0,001, og for fargetall var den 0,0001, begge svært signifikante.

Sammenhengene som ble funnet mellom bestandsnivåene og hhv. pH og kalsium, bekrefter funn i laboratorieforsøk om edelkrepsens krav til vannkvalitet. Verdiene for pH og kalsium i denne undersøkelsen må ikke ses på som absolutte, da de er framkommet som et gjennomsnitt av noen få målinger over mange år, der hver måling ikke nødvendigvis er nær

årsmiddelet. At noen middels gode krepsebestander faller under de vanlige grenseverdiene, kan skyldes usikkerhet i pH og kalsium som følge av dette. Den store spredningen i pH- og kalsiumverdier i lokaliteter med utdødde eller svake bestander kan forklares av at det er flere årsaker til press på edelkrepsen, som dårlig habitat eller forringelse av habitat, tilstedeværelse av predatorer, og overfiske. Lokaliteter som man vet har vært rammet av krepsepest, er ikke tatt med i denne analysen.



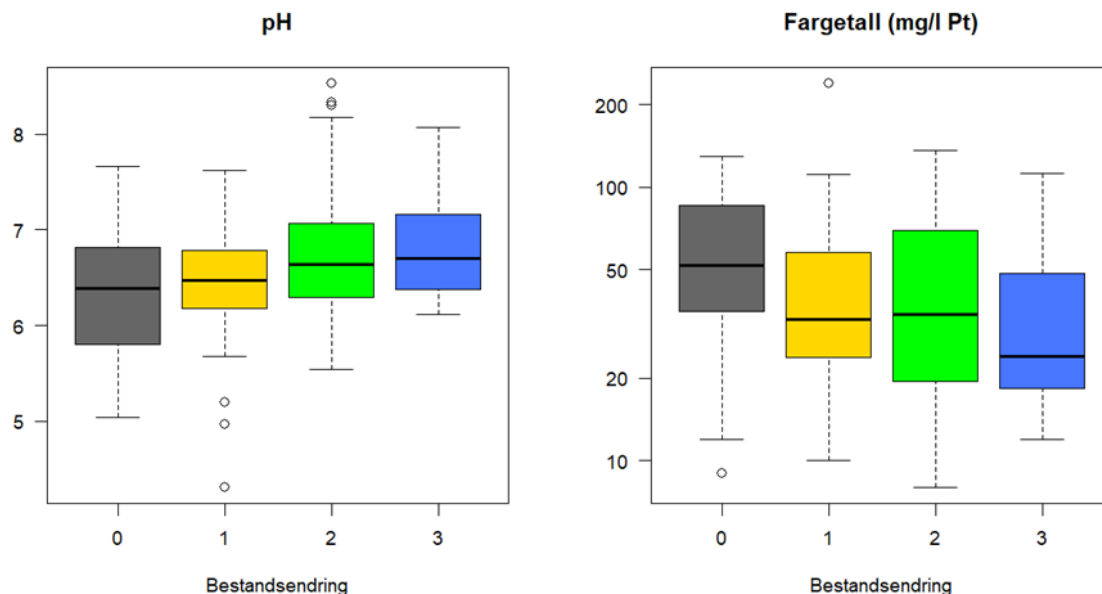
Figur 2. Verdier av pH, kalsiuminnhold og fargetall i lokaliteter der edelkrepsbestanden var hhv. utdødd (sort), svak (gul), middels (lys grønn) og god (blå), vist ved korrelasjonsplott. Grensene for pH og kalsium brukt i denne rapporten er vist i plottet til venstre.

Sammenhengen som ble funnet mellom bestandsnivåene og fargetall, kan tyde på at brunere vann gir dårligere levevilkår for edelkreps. Se innledningen for sammenheng mellom fargetall og jern, med mer.

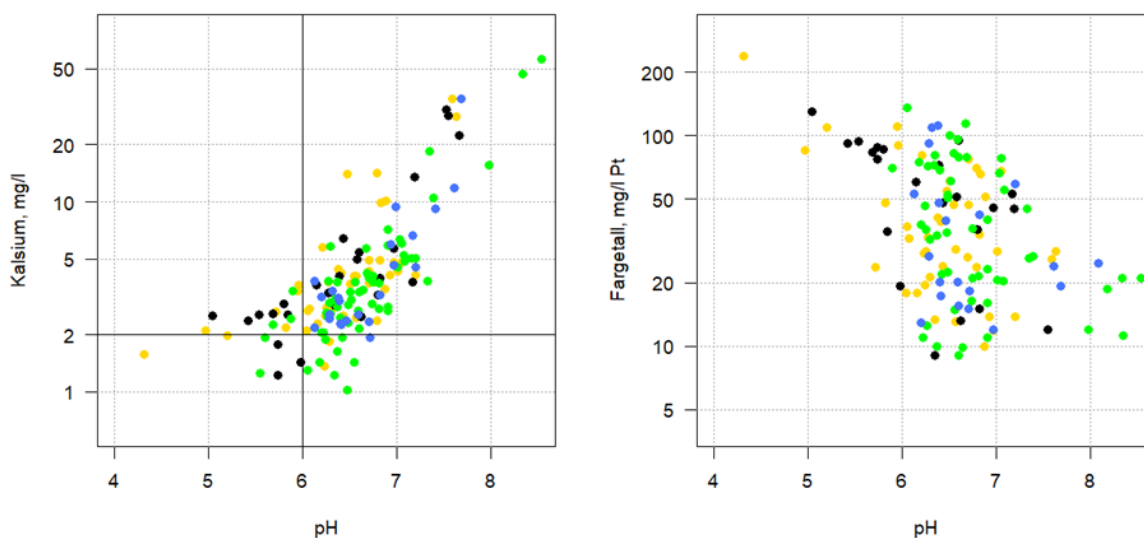
Endringsdataene viser de samme trendene som bestandsdataene, men svakere. Boksplott (Figur 3) viser at bestandsendring var positivt assosiert med pH – lav pH dominerte der bestandene ble svakere eller døde ut, mens høy pH dominerte der bestandene ble sterkere. Bestandsendring var negativt assosiert med farge – mye farge dominerte der bestandene ble svakere eller døde ut, mens lite farge dominerte der bestandene ble sterkere.

Korrelasjonsplott (Figur 4) viser at pH og kalsium lå over grenseverdiene på hhv. 6,0 og 2,0 mg/l i de lokalitetene som fikk sterkere edelkrepsbestand. I lokalitetene med uendret bestand fantes det verdier både over og under grenseverdiene. I lokalitetene der bestanden ble svekket eller døde ut, var det stor spredning i pH og kalsium, som forventet siden det også finnes andre årsaker til press på bestandene. Fargetall hadde en mindre tydelig effekt på bestandsendring enn på bestandsstørrelse.

Statistiske tester (GLM) bekreftet sammenhengen mellom bestandsendring og hhv. pH og fargetall. For pH var p-verdien 0,003, og for fargetall var den 0,04, begge signifikante.



Figur 3. pH og fargetall i lokaliteter der edelkrepsbestanden hhv. døde ut (0), ble svakere (1), forble uendret (2) eller ble sterkere (3), vist ved boksplott.



Figur 4. Verdier av pH, kalsiuminnhold og fargetall i lokaliteter der edelkrepsbestanden hhv. døde ut (sort), ble svakere (gul), forble uendret (lys grønn) eller ble sterkere (blå), vist ved korrelasjonsplott. Grensene for pH og kalsium brukt i denne rapporten er vist i plottet til venstre.

### 3 Overvåking av vannkjemi i utvalgte lokaliteter

### 3.1 Bakgrunn

I SNIEF-prosjektet har vi gjennomført ulike undersøkelser for å teste ut variasjoner i pH gjennom året i ulike krepselokaliteter. Lokalitetene inkluderer både innsjøer og utløpselver med «dårlig» og «god» vannkjemi for edelkreps. I tillegg har vi testet ut utlegging av kalkstein i strandsonen i to innsjøer for å se om vi klarte å skape et egnet vannkjemisk habitat og om dette kunne være et bevaringsbiologisk tiltak for edelkreps.

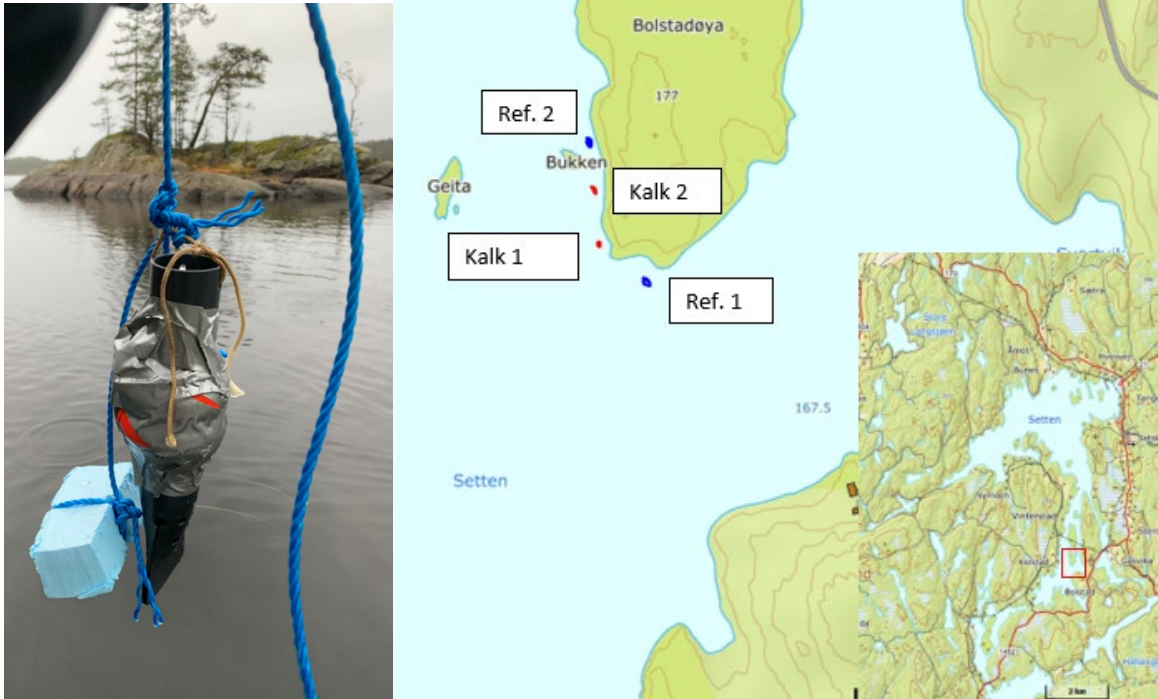
### 3.2 Metode

Det ble brukt pH- og temperaturloggere av typen HOBO-MX2501. De hadde glasselektroder fylt med en gel-elektrolytt (en hydrogel overmettet med kaliumklorid og sølvklorid). De gelfylte elektrodene holder lenger enn tilsvarende med flytende elektrolytt, men er kjent for å fungere dårligere i svært ionefattig vann. Det ble lagt beskyttelseskapper i PVC for å skåne dem mest mulig mot riper og støt. Beskyttelseskappen var perforert i den ene enden der elektroden var plassert slik at vannet kunne strømme igjennom. Det ble også montert en kobberkappe rundt elektrodene for å unngå begroing av glasselektrodene. Lodd ble brukt for å plassere loggerne nær bunnen. I innsjøer der det var lagt ut kalkstein som biotopiltak for edelkreps, ble pH-loggere plassert ut både i kalksteinshauger og referanseområder. Til vannprøvetaking nær bunn med kalksteinhauger ble det benyttet pumpe for å få vann fra innimellom de grove steinene.

#### 3.2.1 Setten i Aurskog–Høland

Første runde med feltarbeid ble gjennomført 22.11.2019. Kjentmann, vannkikkert og undervanns-lommelykt var nødvendig for å finne kalksteinene i litoralsona sørvest for Bolstadøya i Setten. Det viste seg at den utlagte kalksteinen lå relativt spredt i litoralsonen. De få haugene som ble observert besto av ca. 4–6 steiner av medium størrelse.

Fire HOBO-pH-loggere ble satt ut i Setten. Lodd ble tapet rundt beskyttelseskappene til pH-loggerne for å senke loggerne ned til bunnen av vannet. For å unngå at loggerne skulle bli liggende horisontalt langs bunnen ble det festet et tau fra beskyttelseskappen til en bøye. På den måten kunne loggerne stå vertikalt i vannsøyla og måle pH på bunnen (se bilde Figur 5). Bøyene ble også brukt for å senere kunne finne igjen loggerne. Alle bøyene, bortsett ifra ref. 1, ble bundet fast med et tau på land. Ref. 1 ble plassert frittstående i vannet med en bøye.



Figur 5. Venstre: Bilde av HOBO-pH-logger med beskyttelseskappe, lodd og tau som er festet til en bøye og et flyteelement. Utplassering av pH-logger i kalkhauger (rødt) og på referansestasjoner og referansestasjoner (blått).

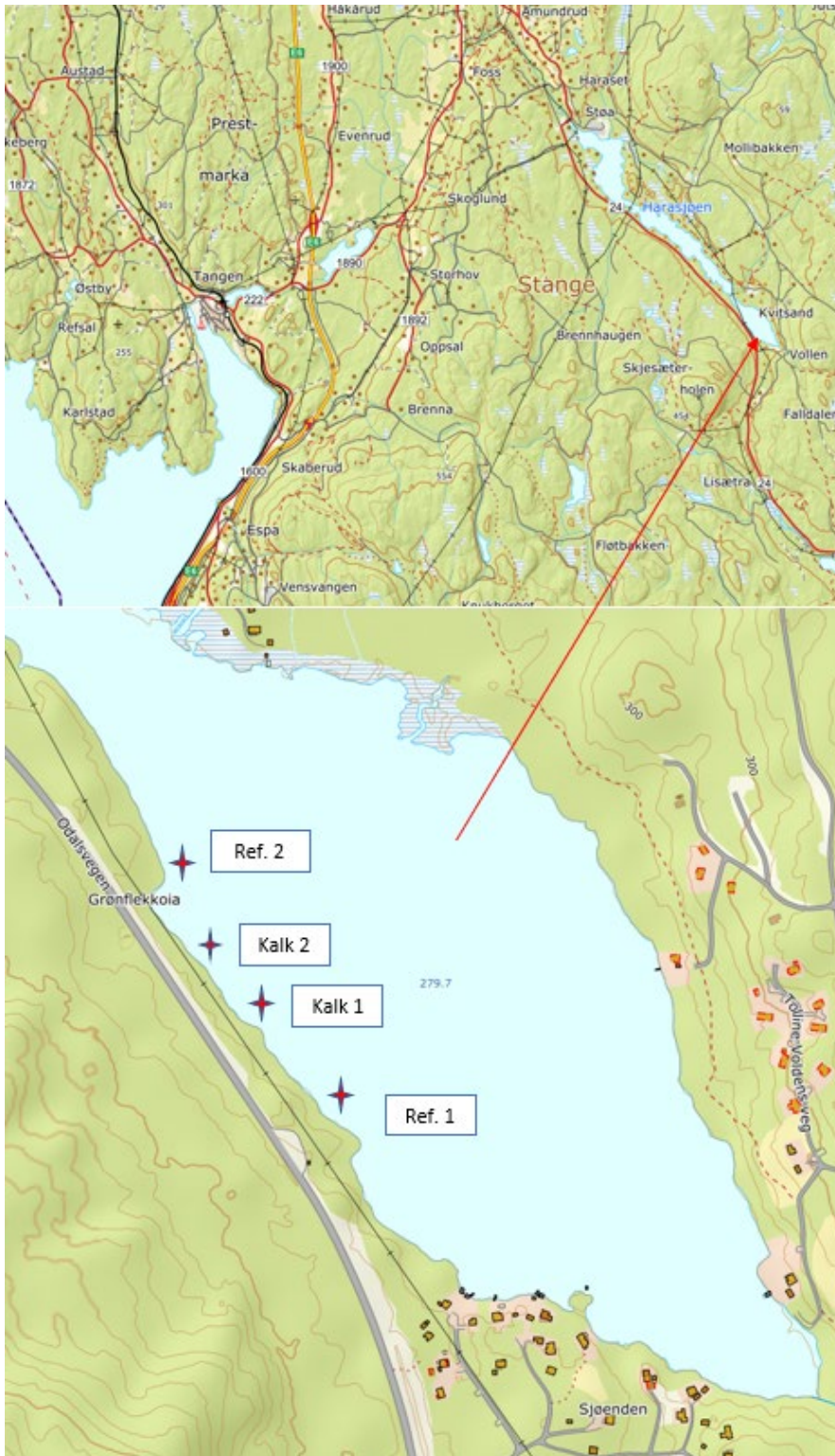
To loggere ble plassert ut mellom kalkstein (st. kalk 1 og st. kalk 2), og to loggere ble plassert på referanseområder uten kalk (st. ref. 1 og st. ref. 2). Ref. 2 lå på ca. 110 centimeters dyp ved oppstart, og kalk 1 og kalk 2 ble satt ut på ca. 100/110 centimeters dyp.

Andre runde med feltarbeid ble gjennomført 24. april 2020, og alle loggerne ble tatt opp og data ble lastet over via appen HOBOMobile uten problemer. Loggeren som stod på stasjon ref. 1, lå på land sør for Bolstadøya. Loggeren var blitt satt ut med lodd og en bøye, men ikke bundet fast, så den ble mest sannsynlig dratt på land av isen. Det ble tatt vannprøver med en pumpe like over bunnsb-stratet og fra overflaten.

### 3.2.2 Harasjøen i Stange

Den 29.10.2020 ble det lagt ut loggere i Harasjøen, og med hjelp fra en kjentmann fikk vi oversikt over hvor det var lagt ut kalkstein. Stor og grov kalkstein var lagt ut langs land i den sørvestre delen av innsjøen (se stasjonene kalk 1 og kalk 2 i Figur 6). To loggere ble satt som referanser (ref. 1 og ref. 2) og ble plassert på stasjoner nord og sør for kalksteinslokalitetene. Videre ble det plassert ut to loggere i/ved kalkstein (kalk 1 og kalk 2). Det ble tatt vannprøve fra alle de fire stasjonene da loggerne ble satt ut. Ref. 1, ref. 2, kalk 1 og kalk 2 ble lagt ut på henholdsvis 1.5, 1.2, 1.0 og 1.2 meters dyp.

Alle de fire pH-loggerne ble tatt opp igjen den 03.05.2021, alle var intakte, og data ble overført til appen HOBOMobile.



Figur 6. Loggestasjoner for pH i Harasjøen. Koordinatene (lat/long) var som følger: Ref. 1 sør - 60.61832/011.46188. Kalk 1 sør - 60.61913/011.46019. Kalk 2 nord - 60.61959/011.45946. Ref. 2 nord - 60.62054/011.45854.

### 3.2.3 Øgderen (Hemnessjøen) i Aurskog–Høland

Utsetting av pH-loggere i Øgderen ble utført 20.11.2020. I elv kan det være større risiko for at gjenstander driver borti loggerne som settes ut, eller at elektrodene til pH-loggeren blir nedslammet. Det ble derfor plassert ut to logger i utløpselva til innsjøen (Figur 7). Den tredje loggeren ble plassert ut like ved Kollerudvika naturreservat. Det ble ikke benyttet flytebøyer (slik det ble gjort i Setten), dette for å minimere risikoen for at bøylene skulle sette seg fast i drivende gjenstander eller is i elv og innsjø. Loggeren ble festet til lodd som igjen ble bundet fast i tau (som også ble loddet ned). På den måten kunne loggeren stå på bunnen i elva eller innsjøen og dras inn fra land.

Loggerne på st. 1, st. 2 og st. 3 ble plassert ut på henholdsvis 2,9 meter, 2,4 meter og 2,3 meters dyp. Det ble tatt vannprøver på st. 1 og st. 3



Figur 7. Plassering av stasjoner for pH-logging i Øgderen.



### 3.2.4 Digeren i Kongsvinger

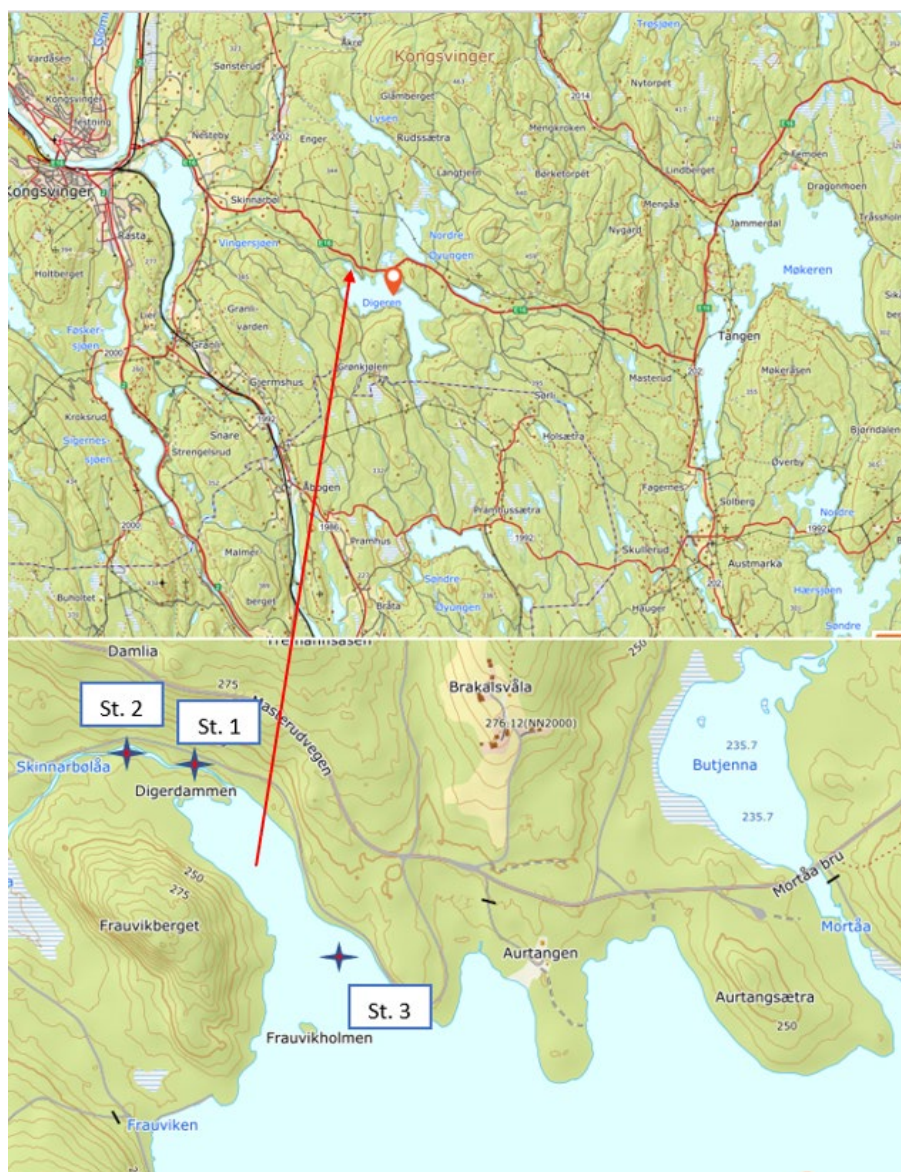
Den 09.11.2020 ble det satt ut pH-loggere i Digeren (Figur 8). Det ble satt ut én logger i selve Digeren (st. 3) og to loggere i Skinnarbølåa (st. 1 og st. 2). Ved hjelp av en gummibåt ble loggeren i Digeren satt ut på 210/220 centimeters dyp. Loggeren på st. 1 ble satt på 80 centimeters dyp, og loggeren på st. 2 ble satt på 130 centimeters dyp. Alle loggerne ble tatt opp igjen den 03.05.2021, og de var å finne på samme sted som der de ble satt, og i god stand. Data ble lastet ned via appen HOBOMobile.

Koordinater fra pH-loggingen i Digeren:

St. 1 Elv ned Digeren: N 60.16842, E 012.13598

St. 2 Elv ned Digeren: N 60.16821, E 012.13788

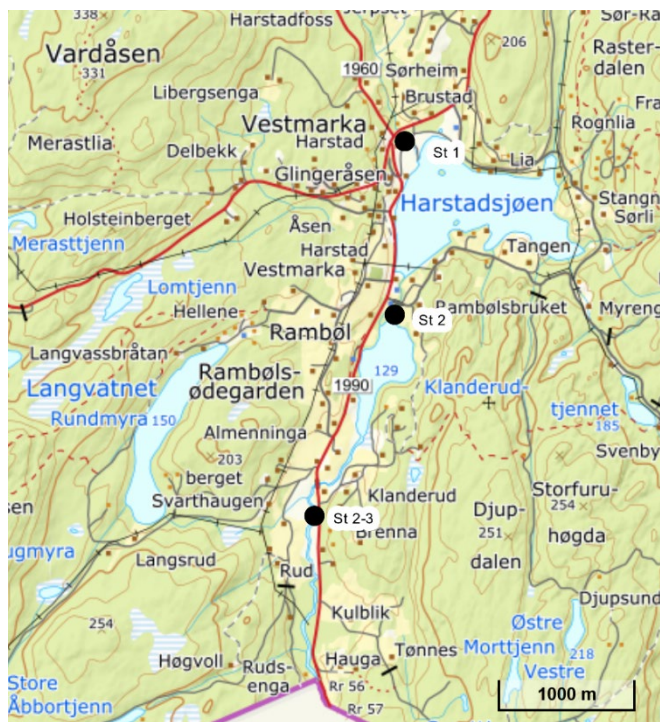
St. 3 Digeren: N 60.16495, E 012.14477



Figur 8. Kart med oversikt over stasjoner for pH-logging i Digeren.

### 3.2.5 Buåa i Eidsskog

Den 9. august 2021 ble det satt ut tre pH-loggere i Buåa-vassdraget, nærmere bestemt ved stasjon 1, 2 (Figur 9) og en tredje stasjon nær riksgrensen (St. 3, ikke vist på kartet). Den 26. november 2021 ble loggerne tappet for data, sjekket ved å måle buffere med kjent pH (4,0 og 7,0) og deretter gjenutsatt. Loggeren ved riksgrensen var da forsvunnet. Det ble satt ut ny logger litt lenger oppe i vassdraget (St. 2-3). Loggerne ble tatt opp igjen den 11. april 2022. Det ble tatt ut vannprøver på nevnte tre datoer.



Figur 9. Kart med oversikt over stasjoner i Buåavassdraget.

## 3.3 Resultater og diskusjon

### 3.3.1 pH i innsjøer med utlagt kalkstein

#### 3.3.1.1 Setten i Aurskog–Høland

Setten har vært noe påvirket av forsurening, og i høstprøver fra 1972 var  $\text{pH} < 5,5$ . Selve Setten har aldri blitt kalket, men fra slutten av 1980-tallet ble kalkingen trappet opp i flere innsjøer oppstrøms Setten. Dette har nok også hatt betydning for vannkvaliteten i Setten. I høstprøver fra utløpet tatt i årene 2003–2010 varierte  $\text{pH}$  fra 6,3 til 6,7 og kalsiumnivået fra 2,6 til 2,9 mg/l. Det ble satt ut edelkreps i Setten før 1960 (Krepseundersøkelsen 1968). På 1980–90-tallet var bestanden tydelig redusert og betegnet som tynn. Det ble antatt at forsurening var hovedårsaken til tilbakegangen. Bestanden av edelkreps betegnes fortsatt som tynn, men fangst per teinenatt synes å ha stabilisert seg på et noe høyere nivå i senere år. I Setten er det blitt lagt ut små kalksteinshauger som et biotiltak for å bedre skjulmuligheter og tilby et vannkjemisk refugium for edelkrepsen.

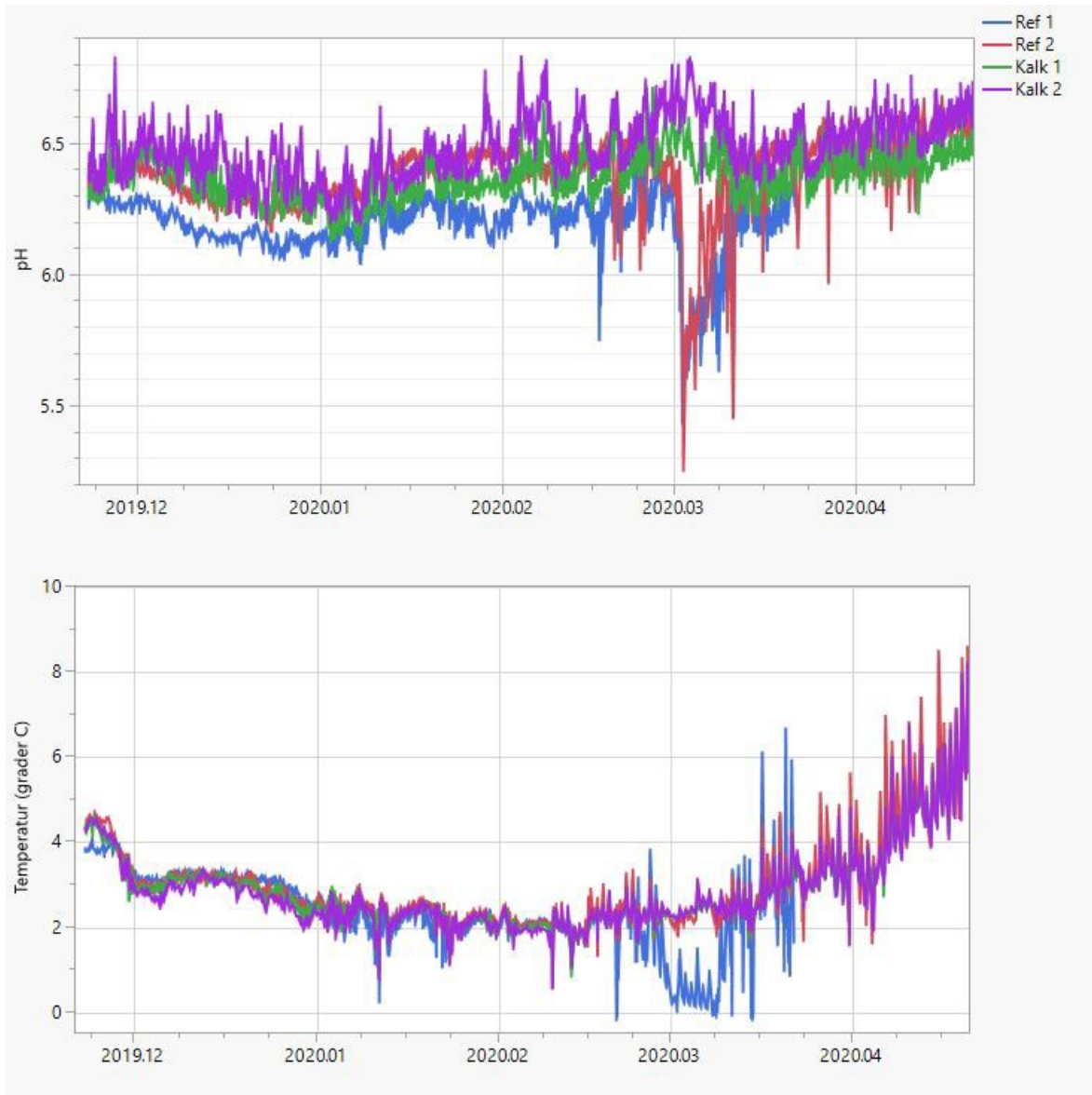
Loggene fra perioden november 2019 til april 2020 viste at  $\text{pH}$  varierte i området 6,3–6,5 (Figur 10). Under snøsmelting den første uken i mars sank  $\text{pH}$  ved de ukalkede stasjonene til 5,5–5,7. Tilsvarende  $\text{pH}$ -dropp ble ikke observert ved kalksteinsansamlingene. Legg merke til døgnvariasjonen i  $\text{pH}$ , som drives av fotokjemiske prosesser og respirasjon.

Vannprøvene som ble tatt ved utsetting og innhenting av  $\text{pH}$ -loggerne, viste ingen forskjeller i  $\text{pH}$  eller kalsiumkonsentrasjon mellom overflate- og bunnvann og mellom kalkede og ukalkede stasjoner (Vedlegg).  $\text{pH}$  i vannprøvene var 6,3–6,6 og kalsiumkonsentrasjonen 2,5–2,7 mg/l, dvs. det samme som i prøver fra perioden 2003–2010.

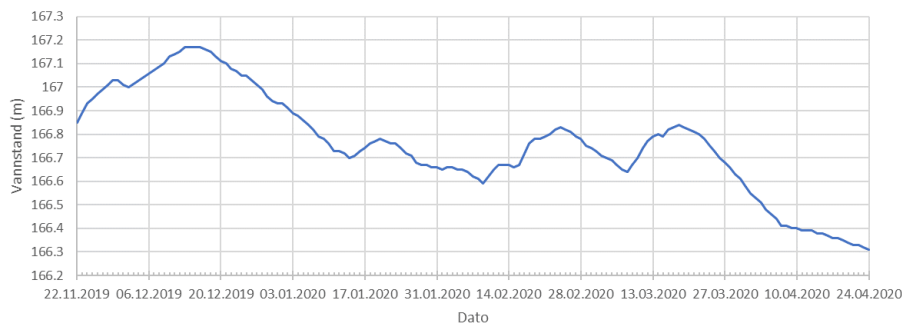
Satellittbilder fra Setten viser at det har vært isdekke ved lokalitetene der loggerne har stått. Isdekke er registrert på følgende dager i 2020:

- 05.–07. februar
- 01.–03. mars
- 05.–08. mars

Vannstanden i Setten varierte med ca. 90 cm gjennom perioden loggerne stod ute (Figur 11). Under den sure uka i mars var vannstanden ca. 20 cm lavere enn da loggerne ble satt ut, dvs. at loggerne da lå på under én meters dyp. Samlet sett tyder resultatene på at det la seg et «lokk» med kaldt og noe surere vann oppunder isen i en periode med mye snøsmelting, men at det sure vannet ble nøytralisert i umiddelbar nærhet av kalksteinene. Slike «lokk» har tidligere blitt dokumentert i Store Hovvatn i Agder (Barlaup et al., 1998).



Figur 10. pH- og temperaturlogg fra fire stasjoner i Setten. Referansestasjon 1 havnet i samme periode på land, og pH-data fra slutten av mars er utelatt.



Figur 11. Vannstand ved NVE-stasjon 1.45.0.1000.1 Setten i perioden da loggerne stod ute (22. nov. 2019–24. apr. 2020).

### 3.3.1.2 Harasjøen i Stange

Harasjøen har hatt en god bestand av edelkreps (Taugbøl 1997). Etablering av kreps i innsjøen har sannsynligvis skjedd ved overføring fra Starreelva/Vikselva, hvor den skal ha blitt satt ut på slutten av 1800-tallet (Huitfeldt-Kaas, 1918).

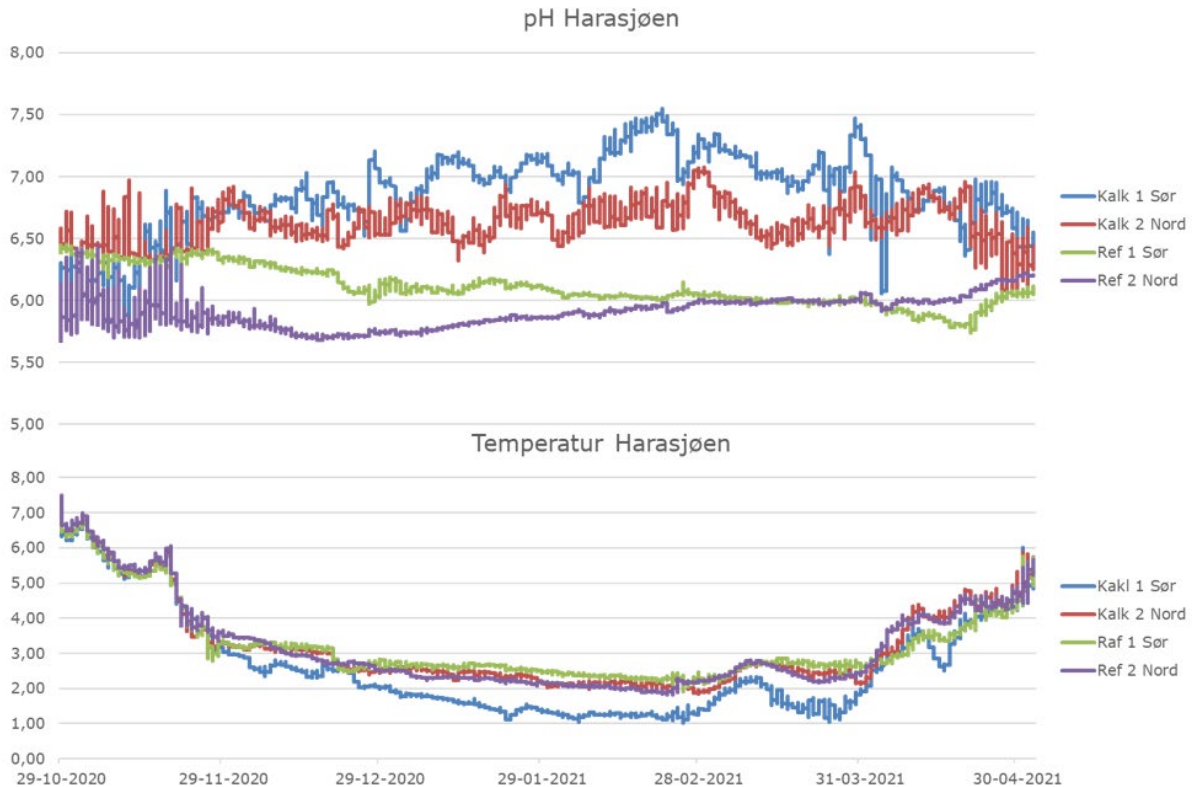
Det har blitt fisket hardt etter edelkreps i Harasjøen, og under toppåret 1999 ble det tatt ut mer enn 4 kg/ha. Årene etter 1999 har det vært en nedadgående trend både når det gjelder avkastning og antall kreps per teinenatt under krepsesesongen. Det er usikkert hva reduksjonen skyldes, men både beskatningstrykk og marginal vannkvalitet kan være mulige forklaringer. Den vannkjemiske overvåkingen har vært sporadisk. I de årene det er tatt vannprøver, har pH og kalsiumnivået (viktige parametere for krepsen) variert en god del fra år til år. Datamateriale fra 2004 til 2013 viser at det er registrert pH-verdier ned mot 5,6–5,7 både om våren og om høsten. Slike verdier kan ha negativ effekt på kreps. Vannmassene i Harasjøen har ikke blitt kalket, men vinteren 2018/2019 ble det lagt ut flere tonn med kalkstein i Harasjøen som et biotopiltak for å bedre vannkvaliteten til edelkrepsen.

Vannet i litoralsonen i Harasjøen var noe surere enn i Setten, særlig i den isdekte perioden, som varte fra slutten av november til slutten av mars (Figur 12). I denne perioden var pH ved referansene ca. 6,0 (den ene viste noe lavere pH i perioder) i Harasjøen, mot 6,3–6,4 i Setten. I Harasjøen viste stasjonene med kalksteinshauger høyere pH enn referansestasjonene. I Setten ble det kun observert forskjeller i pH mellom kalksteinsstasjoner og referansestasjoner i en uke da vannet var surere enn ellers i perioden. Dette kan skyldes at kalksteinshaugene var mye større i Harasjøen enn i Setten, og at det er surere vann i Harasjøen slik at kalken løser seg raskere<sup>1</sup>. Det ble ikke observert noe vesentlig pH-dropp, hverken i kalksteins- eller referansestasjonene i Harasjøen, men pH på 6,5–7,0 i kalksteinshaugene indikerer bedre forhold for krepsen enn ved pH 6,0 ved referansestasjonene.

Vannprøvene tatt ved utsetting og innhenting av pH-loggerne viste ikke forskjell i pH, kalsium-konsentrasjon, jernkonsentrasjon eller TOC mellom kalkede og ukalkede stasjoner (Vedlegg).

---

<sup>1</sup> Løseligheten av kalsitt øker 2–3 ganger når pH i vannet endres fra 6,5 til 6,0.



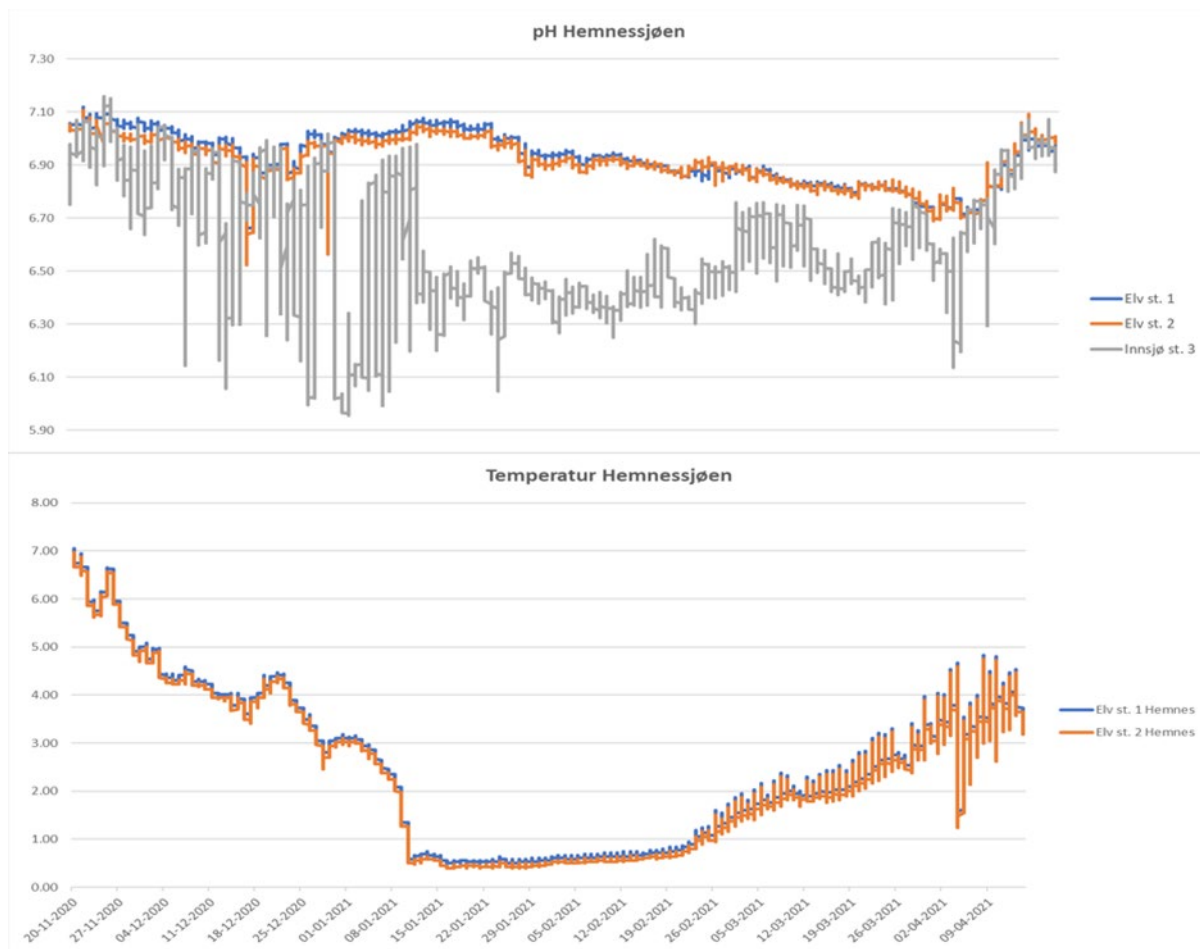
Figur 12. pH og temperatur i perioden november 2020 til april 2021.

### 3.3.2 pH i innsjø (litoralsone) og utløpselv

#### 3.3.2.1 Øgderen (Hemnessjøen) i Aurskog–Høland

Øgderen blir typifisert som moderat kalkrik ( $> 4 \text{ mg Ca/l}$ ) og humøs ( $> 30 \text{ mg Pt/l}$ ) ifølge NVEs database Vann-nett (<https://www.vann-nett.no/portal/>). I følge Vanninfo ble det målt pH-verdier  $> 7,0$  og kalsiumverdier  $> 5,2 \text{ mg Ca/l}$  i 1988 (data fra Statsforvalteren i Oslo og Viken). Det er sparsomt med skjulmuligheter av steinsubstrat i Øgderen, men leirsedimentet er egnet for graving av huleganger (pers.med. Stein Ivar Johnsen). Edelkreps fantes i vassdraget før 1918 og ble opprinnelig innført fra Sverige (Huitfeldt-Kaas 1918). I forbindelse med overvåkingsprogrammet i 2008, 2012 og 2016 ble Øgderen undersøkt, og fangst per teinenatt viste at bestanden kunne karakteriseres som god i 2008 og 2012, og som svært god i 2016. Relativ bestandstetthet ble betegnet som litt stigende i de tre årene bestanden ble undersøkt, hvorav det siste året viste en markant økning i gjennomsnittsstørrelse og andel kreps over minstemålet. Dette henger trolig sammen med at det de siste årene er innført en frivillig forvaltningspraksis med økning av minstemål (Johnsen m.fl. 2017).

Resultatene viser høyere pH enn i andre vann som var med i denne undersøkelsen (Figur 13). pH var lavere og gjennomgående mer variabel på grunt vann i innsjøen enn i utløpselva. Data viste ikke noe pH-dropp i Øgderen under ismelting. pH i vannprøvene (Vedlegg) samsvarte godt med pH fra loggerne ved utsett og opptak.



Figur 13. Resultater fra pH- og temperaturlogging i Hemnessjøen i perioden november 2020 til april 2021. Temperaturloggeren i innsjøen virket ikke.

### 3.3.2.2 Digeren i Kongsvinger

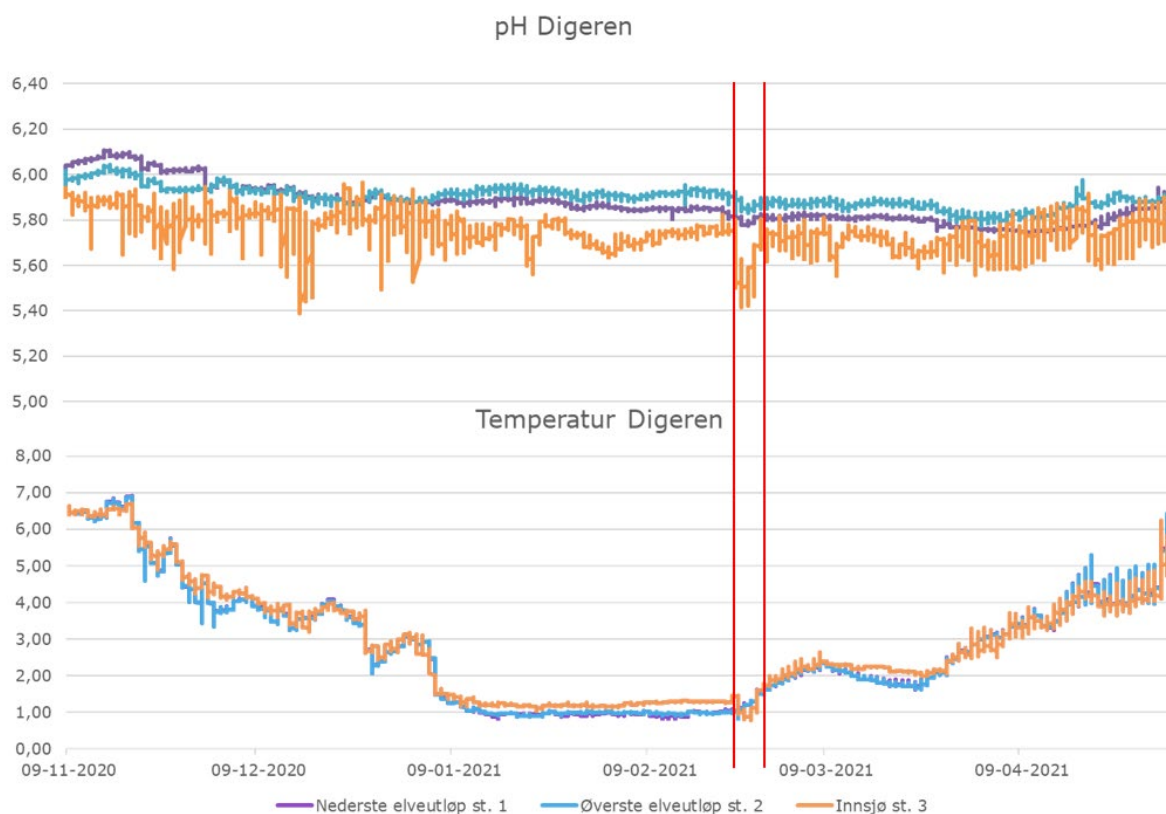
Digeren ble kalket for første gang i 1994. Tall før kalking viste pH-verdier ned mot 5,4 og kalsium-verdier rundt 1,6 mg Ca/l. Fra 1994 og frem til 2000 lå pH over 6,0. Lenge lå kalsiumkonsentrasjonen rundt 3–3,5 mg/l, men nærmet seg 2,0 mg/l i år 2000. Digeren ble sist kalket i 1998.

Før 1960 ble det satt ut edelkreps i Digeren, og frem mot 1980-tallet var edelkrepsbestanden i Digeren god (iflg. Grunneiere referert i Taugbøl 2005). I 1985 ble det gjort dykkeundersøkelser uten funn av edelkreps, og man antok at bestanden var utdødd (Taugbøl et al. 1989). På bakgrunn av vannkjemiske målinger fra før kalkingen ble det antatt at edelkrepsen ble borte i Digeren grunnet forurening (Taugbøl 2005). En tynn bestand av edelkreps ble imidlertid funnet i Skinnarbølåa (utløpet til Digeren).

Det var en positiv utvikling av edelkrepsbestanden både i Digeren og i Skinnarbølåa med en markert økning i fangstene 6–7 år etter første kalking. Fangstene etter 2001 viser en dramatisk utvikling i Digeren, og siden 2004 har bestanden vært svært tynn. Dette har blitt tilskrevet avslutningen av innsjøkalkingen i 1998 (Taugbøl 2005). Bestanden i Skinnarbølåa har ligget noe høyere, og det har blitt spekulert i om dette kan skyldes at et høyere nivå av

oksygen reduserer effekten av lav pH og lave nivåer av kalsium. I tillegg er forekomsten av predatorer i Skinnarbølåa trolig mindre enn i selve Digeren (Johnsen m.fl. 2017).

Digeren var omtrent like sur som Harasjøen i overvåkingsperioden, men hadde lavere kalsiumkonsentrasjon (Vedlegg). Data fra loggerne i Digeren viser at pH ligger fra ca. 5.8 til 6.0 (Figur 14). Logget temperatur og pH viser klare skiller mellom den stabile perioden fra slutten av desember til slutten av februar, da innsjøen var isdekt og avsmeltingen liten, og periodene før og etter. I den isfrie perioden var det betydelige svingninger i pH i litoralsonen av innsjøen. Resultatene viser lavere og gjennomgående mer variabel pH på grunt vann i innsjøen enn i Skinnarbølåa (utløpselva). Videre registreres det en periode på ca. 4 døgn med pH ned mot 5,4 på grunt vann i innsjøen i forbindelse med snøsmeltingen. I utløpselva var pH gjennomgående høyere gjennom hele perioden, noe som kan være med å forklare hvorfor krepsen ser ut til å klare seg bedre i utløpselva enn i innsjøen.



Figur 14. Resultater fra pH- og temperaturlogging i Digeren i perioden november 2020 til april 2021. Temperaturloggeren i innsjøen virket ikke.



### 3.3.3 Analyse av pH i vassdrag før re-etablering av edelkreps

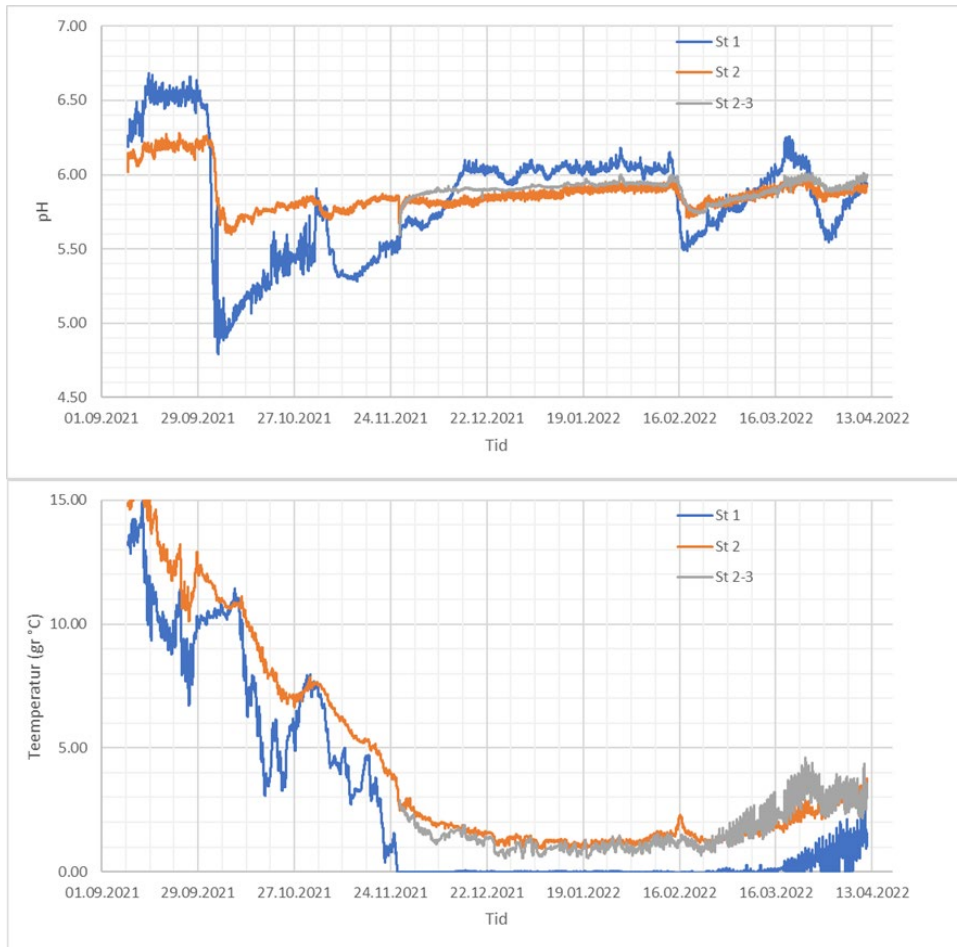
#### 3.3.3.1 Buåa i Eidsskog

Edelkrepsbestanden ved enkelte lokaliteter på norsk side av Buåa var svært gode frem til bestanden ble slått ut av krepsepest i 2010. Det pågår nå undersøkelser (burforsøk, innsamling av eDNA, prøvefiske) for å friskmelde Buåa, dvs. at man anser at krepsepestagens og signalkreps ikke finnes i vassdraget. Etter friskmelding er det planer om å re-etablere krepsebestanden. For at en re-etablering skal lykkes, må imidlertid også vannkvaliteten i vassdraget være egnet for edelkreps. Gjennom SNIEF-prosjektet har vi derfor i 2021 og 2022 logget pH på flere stasjoner i Buåa.

I årene med gode bestander ble Buåavassdraget kalket, men dette har nå opphørt. I perioden 1997–2002 ble det tatt vannprøver i nærheten av stasjon 2 (Figur 9). pH lå da i området 6,4–7,0, og kalsiumkonsentrasjonen i området 2,7–8,0. Dette er betydelig høyere enn verdiene fra denne undersøkelsen (Figur 15 og vedlegg).

Logget pH indikerer at pH oppstrøms Harstadsjøen i perioder er lav. Mye nedbør i begynnelsen av oktober medførte pH ned i 4,9 oppstrøms Harstadsjøen. pH ble også lavere ved St. 2 (mellom Harstadsjøen og Klanderudtjennet), men utslaget her var mindre, sannsynligvis pga. fortykning i Harstadsjøen. pH midtvinters var relativt stabil rundt 6,0. Et nytt pH-dropp, denne gang til 5,5 ved stasjon 1, ble registrert under en tøværsperiode med mye nedbør i midten av februar. Legg merke til at forløpet og formen på de to surstøtene ligner hverandre – en rask nedgang etterfulgt av en noe tregere oppgang – og at utslaget nedstrøms Harstadsjøen igjen er mindre. pH ved St. 2 og St. 2-3 var nokså lik gjennom hele perioden. Det var bra samsvar mellom pH i vannprøver og pH fra loggere de tre dagene da det ble tatt vannprøver (Figur 15 og Vedlegg).

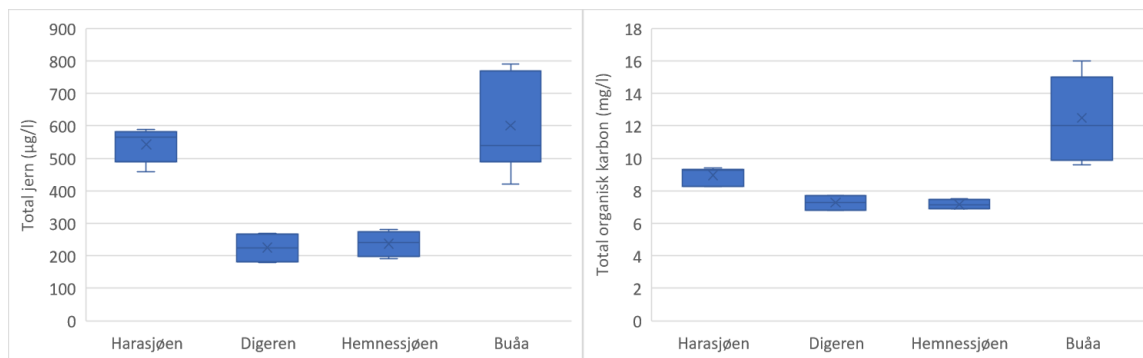
Surt vann og relativt lav kalsiumkonsentrasjon indikerer at vannkvaliteten for kreps i Buåa er marginal.



Figur 15. pH og temperatur registrert av loggerne i Buåa-vassdraget.

### 3.3.4 Målte totalkonsentrasjoner av jern og organisk karbon

Innsjøene/vassdragene var humøse (Figur 16). Harasjøen og Buåa var relativt jernrike og er i den øvre kvantilen hvis vi sammenligner med innsjøer på Østlandet (Hindar et al., 2020). Jern- og TOC-konsentrasjon mellom innsjøer forventes å korrelere (Lydersen et al., 2002), og nivåene som ble observert i Harasjøen, Digeren, Hemnessjøen og Buåa var omtrent som forventet ut fra TOC-nivå og resultater fra regionale innsjøundersøkelser. Jern kan tenkes å påvirke kreps på flere måter (se introduksjon). Totalkonsentrasjonene av jern var høye nok til at de kan være problematiske under spesielle betingelser. I et fiskeforsøk døde for eksempel fisken etter kort tid ved jernkonsentrasjon på 0,5 mg/l under forhold med okerutfelling (se introduksjon). Nivåene er derimot uproblematisk hvis jernet foreligger som humuskomplekser eller kolloidalt jernoksid. Det trengs data på tilstandsformer av jern sammen med pH for at det skal kunne gjøres nærmere vurderinger.



Figur 16. Boksplott som viser målte totalkonsentrasjoner av jern og organisk karbon i 4 innsjøer/vassdrag. Verdiene er oppgitt i Vedlegg.

## 4 Konklusjoner og videre arbeid

Litteraturen indikerer at pH lavere enn 6,0 og kalsiuminnhold lavere enn 2,0 mg/l kan være skadelig for edelkreps (Appelberg, 1992; Appelberg and Odelström, 1990; greneseverdier brukt av Garmo mfl. 2019). Resultatene fra sammenstillingen av edelkrepsdata og vannkjemidata i denne undersøkelsen støtter disse grensene, da så å si alle edelkrepsbestander registrert som «gode» eller «middels gode» (data fra 1995 og 2011) hadde pH og kalsiuminnhold over dette (data innsamlet i årene forut). På samme måte hadde alle krepselokalteter som opplevde bestandsøkning, pH og kalsiuminnhold over disse verdiene. Det ble også funnet en tydelig, negativ sammenheng mellom edelkrepsbestand og fargetall. Farge er positivt korrelert med jern og negativt korrelert med pH. Dersom jern virker negativt på kreps, kan dette være med på å forklare den negative sammenhengen.

Feltundersøkelsene viste at Digeren, Buåa, Harasjøen og til og med Setten i kortere eller lengre perioder har pH under 6,0 og kan ha en vannkjemi som er begrensende for kreps. «Ukalket» pH og kalsium i nevnte vannforekomster har trolig ikke endret seg vesentlig siden midten av nittitallet. Sulfatkonsentrasjonen har gått ned, men økt konsentrasjon av naturlige organiske syrer har motvirket økning i pH og nedgang i kalsium. Konsentrasjonen av labilt aluminium har sannsynligvis vært lav de siste 30 årene i disse humøse vannkvalitetene. Nedgangen i krepsebestanden i Digeren etter kalkslutt i 1998 indikerer at vannkjemi har direkte eller indirekte betydning for krepsebestanden. pH i utløpselva Skinnarbølåa var høyere og mer stabil enn på grunt vann i innsjøen, noe som kan ha medvirket til at edelkreps har klart seg bedre i utløpselva enn i innsjøen. I tillegg til noe mer «gunstig» vannkjemi, antas det at tettere bestander i utløpselv enn i innsjøen kan ha en sammenheng med en tettere bestand av fiskepredatorer i innsjø. Høyere og mer stabil pH i utløpselva enn i innsjøen ble for øvrig også observert i Øgderen, som er en mer kalkrik og mindre sur innsjø enn de andre i denne undersøkelsen. Harasjøen har ikke vært kalket, men der har krepsebestanden vist negativ trend siden 1999 til tross for at vannkemien trolig har vært relativt stabil i perioden. Det indikerer at dårlig vannkjemi ikke alene kan forklare nedgangen i Harasjøen. Setten hadde «god nok» pH hele senhøsten og vinteren, men det oppstod en spesiell episode i forbindelse med snøsmelting da det tilsynelatende la seg et surt «lokk» under isen. Det er ikke klart om dette påvirker krepsen, eller om den bare vil trekke ned på dypere vann under slike forhold. I Buåa var pH i perioder for lav, spesielt i øvre deler.

Resultatene gir videre holdepunkter for at utlegging av kalkstein kan være et godt tiltak for å skape refugier for kreps i innsjøer med marginal pH. Resultatene fra både Setten og Harasjøen indikerer at kalksteinen motvirker pH-dropp under pH 6,0 lokalt. I tillegg vil den kunne gi skjulmuligheter hvis den har riktig dimensjon. Over tid vil kalksteinen løse seg opp. Hvor raskt dette skjer, vil avhenge av pH. Kalksteinen vil løse seg raskere i den sure Flagstadelva<sup>2</sup> enn i Setten. Det er derfor interessant å følge opp både edelkrepsbestand og kalkstein over noe tid. Kalksteinsutlegging har potensial til å bidra til bevaring av edelkreps i lokaliteter med lav pH og lave kalsiumnivåer.

Det er ikke klart hvordan jern- og oksygenkonsentrasjoner har utviklet seg over tid i de undersøkte vannforekomstene.

---

<sup>2</sup> Flagstadelva har ikke edelkreps, men det er lagt ut kalkstein for å bedre gyteforhold for Mjøsørret.

## 5 Litteratur

- Appelberg, M., 1992. Liming as a measure to restore crayfish *Astacus astacus* L. in acid water. *Finn. Fish. Res.* 14, 93–105.
- Appelberg, M., 1985. Changes in haemolymph ion concentrations of *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* (Dana) after exposure to low pH and aluminium. *Hydrobiologia* 121, 19–25. <https://doi.org/10.1007/BF00035225>
- Appelberg, M., 1984. Early development of the crayfish *Astacus astacus* L. in acid water (No. 61: 48–59). Institute of Freshwater Research, Drottningholm.
- Appelberg, M., Odelström, T., 1990. Kräfter i sura och kalkade vann. (No. 4). Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
- Austnes, K., Wright, R.F., Sample, J.E., Clayer, F., 2020. Critical loads and the MAGIC model. Evaluating the country-scale applications in Norway using data from the 2019 national lake survey (NIVA-rapport No. 7557), 52.
- Barlaup, B.T., Hindar, A., Kleiven, E., Høgberget, R., 1998. Incomplete mixing of limed water and acidic runoff restricts recruitment of lake spawning brown trout in Hovvatn, southern Norway. *Environ. Biol. Fishes* 53, 47–63. <https://doi.org/10.1023/A:1007456923571>
- Björnerås, C., Weyhenmeyer, G.A., Evans, C.D., Gessner, M.O., Grossart, H.-P., Kangur, K., Kokorite, I., Kortelainen, P., Laudon, H., Lehtoranta, J., Lottig, N., Monteith, D.T., Nöges, P., Nöges, T., Oulehle, F., Riise, G., Rusak, J.A., Räike, A., Sire, J., Sterling, S., Kritzberg, E.S., 2017. Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. *Glob. Biogeochem. Cycles* 31, 1488–1500. <https://doi.org/10.1002/2017GB005749>
- Christl, I., 2012. Ionic strength- and pH-dependence of calcium binding by terrestrial humic acids. *Environ. Chem.* 9, 89–96.
- Couture, R.-M., de Wit, H.A., Tominaga, K., Kiuru, P., Markelov, I., 2015. Oxygen dynamics in a boreal lake responds to long-term changes in climate, ice phenology, and DOC inputs. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 120, 2015JG003065. <https://doi.org/10.1002/2015JG003065>
- Craig, N., Jones, S.E., Weidel, B.C., Solomon, C.T., 2015. Habitat, not resource availability, limits consumer production in lake ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 60, 2079–2089. <https://doi.org/10.1002/lno.10153>
- Dalzell, D.J.B., Macfarlane, N.A.A., 1999. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate. *J. Fish Biol.* 55, 301–315. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00680.x>
- Davison, W., 1993. Iron and manganese in lakes. *Earth-Sci. Rev.* 34, 119–163. [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(93\)90029-7](https://doi.org/10.1016/0012-8252(93)90029-7)
- Enge, E., Qvenild, T., Hesthagen, T., 2017. Fish death in mountain lakes in southwestern Norway during late 1800s and early 1900s – a review of historical data. *VANN* 66–80.
- Finstad, A.G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., de Wit, H.A., Tømmervik, H., Hessen, D.O., 2016. From greening to browning: Catchment vegetation

development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Sci. Rep.* 6. <https://doi.org/10.1038/srep31944>

Fjeld, E., Hessen, D.O., Roos, N., Taugbøl, T., 1988. Changes in gill ultrastructure and haemolymph chloride concentrations in the crayfish, *Astacus astacus*, exposed to deacidified aluminium-rich water. *Aquaculture* 72, 139–150. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(88\)90154-8](https://doi.org/10.1016/0044-8486(88)90154-8)

Garmo, Ø., Johnsen, S.I., Dokk, J.G., Holter, T., Håll, J., Løvik, J.E., Olstad, K., 2019. Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. Rapport fra overvåking i perioden 2015-2018 (NIVA-rapport No. 7400).

Gensemer, R.W., Playle, R.C., 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29, 315–450.

Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim, Norge.

Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K., Sample, J.E., 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019 (NIVA-rapport No. 7530).

Hoehn, R.C., Sizemore, D.R., 1977. Acid Mine Drainage (amd) and Its Impact on a Small Virginia Stream. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 13, 153–160. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1977.tb02000.x>

Huitfeldt-Kaas, H., 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring til Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania.

Huser, B.J., Futter, M.N., Wang, R., Fölster, J., 2018. Persistent and widespread long-term phosphorus declines in Boreal lakes in Sweden. *Sci. Total Environ.* 613–614, 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.067>

Johnsen, S.I., Garmo, Ø.A., Larsen, B.M. & Olstad, K. 2020. Utredning av kalkingsbehov for utvalgte målarter i enkelte grensevassdrag mot Sverige. NINA Rapport 1805. Norsk institutt for naturforskning.

Johnsen, S.I. & Strand, D.A. 2020. Signalkreps i Skittenholvatnet og Oppsalvatnet, Hemne kommune – Bestandsstatus 2019. NINA Rapport 1932. Norsk institutt for naturforskning.

Johnsen, S.I., Strand, D., Hansen, M., Biering, E. & Vrålstad, T. 2011. Signalkreps og krepsepest i Skittenholvatnet og Oppsalvatnet, Hemne kommune - Kartlegging, vurdering av spredningsrisiko og forslag til tiltak. - NINA Rapport 753. 27 s. + vedlegg

Johnsen, S.I., Strand, D.A., Rusch, J., Vrålstad, T., 2019. Nasjonal overvåking av edelkreps og spredning av signalkreps - presentasjon av overvåkingsdata og bestandsstatus – oppdatert 2019. (NIVA-rapport No. 1761), 111. Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Lydersen, E., Löfgren, S., Arnesen, R.T., 2002. Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 73–295. <https://doi.org/10.1080/10643380290813453>

Nyberg, P., Appelberg, M., Degerman, E., 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Water. Air. Soil Pollut.* 31, 669–687. <https://doi.org/10.1007/BF00284219>

Svobodová, J., Douda, K., Štambergová, M., Pícek, J., Vlach, P., Fischer, D., 2012. The relationship between water quality and indigenous and alien crayfish distribution in the Czech Republic: patterns and conservation implications. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 22, 776–786. <https://doi.org/10.1002/aqc.2262>

Taugbøl, T., 2005. Effekter av kalking på forsuringsrammede krepsebestander. Overvåking av 5 lokaliteter over en 10-15 års periode (NINA-rapport No. 98).

Teien, H.-C., Garmo, Ø.A., Åtland, Å., Salbu, B., 2008. Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environ. Sci. Technol.* 42, 1780–1786. <https://doi.org/10.1021/es071965m>

Westman, K. Savolainen, R. & Pursiainen, M. 1999. Development of the introduced North American signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), population in a small Finnish forest lake in 1970– 1997. *Boreal Environment Research* 4: 387–407.

Wærvågen, S.B., Andersen, T., Taugbøl, T., 2016. Exoskeleton Calcification in Norwegian Populations of the Crayfish *Astacus Astacus* (Linnaeus, 1758) (Decapoda: Astacidae) Varies with Size, Gender, and Ambient Calcium Concentration. *J. Crustac. Biol.* 36, 189–197. <https://doi.org/10.1163/1937240X-00002406>

Xiao, Y., Riise, G., 2021. Coupling between increased lake color and iron in boreal lakes. *Sci. Total Environ.* 767, 145104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145104>

Zetterberg, T., Fölster, J., 2022. Har kalciumhalterna i svenska sjöar och vattendrag nått kritiskt låga nivåer? (SLU-rapport No. 2022:8).

## 6 Vedlegg – vannkjemidata fra de undersøkte lokalitetene

Innsjø/vassdrag	Stasjon	Dato	pH	Kalsium, Ca – mg/l	Jern, Fe - µg/l	Total organisk karbon, TOC – mg/l
<i>Setten</i>	Kalk 1	22.11.2019	6.3	2.71	ND	ND
<i>Setten</i>	Ref. 1	22.11.2019	6.45	2.49	ND	ND
<i>Setten</i>	Ref. 2 Bunn	24.04.2020	6.6	2.6	ND	ND
<i>Setten</i>	Ref. 2 Overflate	24.04.2020	6.6	2.7	ND	ND
<i>Setten</i>	Kalk 2 Bunn	24.04.2020	6.6	2.7	ND	ND
<i>Setten</i>	Kalk 2 Overflate	24.04.2020	6.6	2.6	ND	ND
<i>Harasjøen</i>	Ref. 1	09.11.2020	6.5	2.8	590	9.4
<i>Harasjøen</i>	Kalk1	09.11.2020	6.5	2.8	570	9.2
<i>Harasjøen</i>	Kalk 2	09.11.2020	6.5	2.8	580	9.3
<i>Harasjøen</i>	Ref. 2	09.11.2020	6.5	2.8	560	9.3
<i>Harasjøen</i>	Ref. 1	03.05.2021	6.6	2.7	500	8.3
<i>Harasjøen</i>	Kalk 2	03.05.2021	6.6	2.7	460	8.3
<i>Digeren</i>	St. 1 Elv	09.11.2020	6.1	1.3	180	6.8
<i>Digeren</i>	St. 3 Innsjø	09.11.2020	6.1	1.3	190	6.9
<i>Digeren</i>	Utløp st. 2	03.05.2021	6.2	1.4	270	7.7
<i>Digeren</i>	St. 3 Innsjø	03.05.2021	6.2	1.3	260	7.7
<i>Hemnessjøen</i>	St. 2 Innsjø	20.11.2020	7.3	5.6	190	6.9
<i>Hemnessjøen</i>	St. 1 Elv	20.11.2020	7.3	5.4	220	7
<i>Hemnessjøen</i>	St. 2 Innsjø	14.04.2021	7.1	ND	260	7.3
<i>Hemnessjøen</i>	St. 1 Elv	14.04.2021	7.1	ND	280	7.5
<i>Buåa</i>	St. 2	08.09.2021	6.6	2.2	530	9.6
<i>Buåa</i>	St 3-riksgrensen	08.09.2021	6.5	2.7	670	9.9
<i>Buåa</i>	St. 1	30.11.2021	5.9	1.8	770	16
<i>Buåa</i>	St. 2	30.11.2021	6.0	2.0	790	15
<i>Buåa</i>	St. 1	11.04.2022	6.0	1.6	420	12
<i>Buåa</i>	St. 2	11.04.2022	5.9	2.1	540	13
<i>Buåa</i>	St. 2-3	11.04.2022	6.0	2.0	490	12