

Kalkningens betydelse för flodkraften



Rapport 2021:2

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Kalkningens betydelse för flodkraften

PER NYSTRÖM, MARIKA STENBERG OCH PIA HERTONSSON

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2021-04-01

ISBN 978-91-89329-01-0 | Omslagsfoto: Kräftfiske, Ekoll AB

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Kalkning av försurade sjöar och vattendrag är en av de största miljövårdande insatserna som vidtagits i Sverige. Sedan slutet på 1970-talet har mer än sex miljarder kronor i statliga och kommunala medel bekostat spridning av närmare 6 miljoner ton kalk. Kalkningen är fortfarande omfattande och årligen sprids ungefär 100 000 ton kalk till en kostnad av 130 miljoner kr.

Flodkräftan är akut hotad och omfattas av ett nationellt åtgärdsprogram. Den hotas främst av kräftpest, ofta via inplanterade signalkräftor, men försurningen har också påverkat den negativt. Flodkräftan var ett av de viktigaste motiven för att påbörja kalkning under 1970- och 1980-talet. Trots att många kalkningsinsatser gjorts och görs för att rädda flodkräftan är kunskapen om effekterna begränsade.

Syftet med rapporten är att redovisa kalkningens effekter på flodkräftan, men den innehåller även information om vilka miljöfaktorer som påverkar sötvattenskräftor, inte minst flodkräftan. I rapporten redovisas nuvarande och tidigare kända förekomster i svenska sjöar och vattendrag samt hur försurning och kalkning påverkat flodkräftans förutsättningar att överleva i våra vatten.

Rapporten har tagits fram av Per Nyström, Marika Stenberg och Pia Hertonsen vid konsultfirman Ekoll AB. Ett särskilt stort tack riktas till alla personer som genom åren genomfört de hundratals provfisker som ligger till grund för utvärderingen.

Johan Kling

Avdelningschef

Avdelningen för vattenförvaltning

Sammanfattning

Sammanställningar av kalkningseffekter på flodkräftbestånd gjordes under 1980- och början av 1990-talet. Resultaten visade i flera fall att beståndsminskningar upphört efter kalkning, men i andra fall kunde ingen effekt observeras trots förbättrad vattenkvalitet. En slutsats var att en längre tids kalkning krävs för att se effekter på bestånden.

Data avseende kräftförekomster finns samlade i den Nationella Kräftdatabasen som innehåller cirka 24 000 förekomster av flod- och signalkräfta. Genom att kombinera med GIS-skikt över åtgärds- och målområden för kalkning och koppla provfiskedatum till kalkstart analyserades förändringar i fångster och individstorlek i förhållande till hur länge kalkningen pågått. Även en jämförelse av fångster i kalkade respektive okalkade vatten genomfördes. Via länsstyrelserna inhämtades information om utvecklingen i kalkade målområden: vilka som fortfarande hyser flodkräfta, vilka som förlorat bestånden samt de där signalkräfta konstaterats. Efterhand som data utvärderades uppkom behov av att förklara de stora variationerna i fångstresultat. Därför genomfördes fördjupade analyser av ett urval kvantitativa provfisker från sjöar där uppgifter om substrattyp och förekomst av signalkräfta fanns tillgängliga.

Resultaten visar följande:

- Antalet kalkade målområden med flodkräfta har minskat dramatiskt till följd av ökad utbredning av pestspridande signalkräftar. Enligt länsstyrelserna förekommer flodkräfta som motiv för kalkning i 390 sjöar och 246 vattendrag. Av dessa finns flodkräfta med säkerhet kvar i 30 % av sjöarna och 22 % av vattendragen, medan signalkräfta förekommer i 16 % av sjöarna och 28 % av vattendragen. I 20 % av sjöarna och 33 % av vattendragen är flodkräftan med säkerhet försvunnen och i 50 % av sjöarna och 46 % av vattendragen är det inte känt om den finns kvar. Särskilt i de sydöstra delarna av landet uppges flodkräftan vara försvunnen, eller ha osäker förekomst, i många av de kalkade vatten där bestånd tidigare förekom.
- En försiktig tolkning av resultaten är att kalkningen haft positiv effekt då de flesta analyser visar att fångsterna av flodkräfta i kalkade och okalkade vatten inte skiljde sig nämnvärt. Analysen av det största provfiskematerialet (141 kalkade sjöar och 143 okalkade sjöar) visade emellertid att det i genomsnitt fångades något fler flodkräftor i sjöar som inte kalkats. Detta kan tolkas som att kalkningen inte fullt ut återskapat samma beståndstätheter som innan försurningen etablerades. Det är emellertid också sannolikt att de okalkade sjöarna, som aldrig försurats, naturligt har högre kalciumhalter och sannolikt även högre näringsstatus än de kalkade. Resonemanget antyder att kräftbestånden i de kalkade sjöarna, till följd av naturgivna förutsättningar, inte fullt ut kan förväntas nå samma tätheter som i de okalkade sjöarna.

- Nästan alla kalkade vatten som provfiskades inom 10 år efter kalkstart uppvisade låga fångster. Det indikerar att bestånden var påtagligt påverkade av försurning och att eventuella effekter av kalkningen ännu inte visat sig i provfiskena. Efter kalkning i 15–25 år förekom ganska många bestånd med höga tätheter, men också många där fångsten var liten. Det antyder att responsen på kalkningen var mycket varierande. I viss utsträckning skulle detta kunna tillskrivas etablering av signalkräfta. I ännu högre grad kan effekten av signalkräftan förklara de, nästan genomgående, svaga fångsterna i vatten som kalkats i mer än 25 år.
- Andra orsaker än signalkräfta till den stora variationen i fångst av flodkräfta i kalkade sjöar var andel hårbotten, tätheter av fisk, höjd över havet och vattenfärg. Fångsten av flodkräfta var större i lågt belägna sjöar, med mindre färgat vatten och en större mängd fisk. I sjöar utan signalkräftförekomst tenderade fångsten av flodkräftor att öka med andelen hårbotten oavsett om sjöarna var kalkade eller ej. Där signalkräfta förekom var fångsterna av flodkräfta alltid låga, oavsett bottenstrukt.
- Sammantaget visar utvärderingen att eventuella effekter av kalkning på flodkräftbestånd till stor del överskuggas av den ökade spridningen av signalkräfta och därav följande förlust av flodkräftbestånd. Historiskt har försurningen påverkat många flodkräftbestånd och i de få vatten som har tidsseriedata visar provfiskena på ökade fångster efter kalkning. Kalkningsinsatser bör prioriteras i försurade vatten där flodkräftan har en rimlig chans att överleva på sikt, dvs. i de områden där signalkräfta saknas.

Innehåll

1	Inledning	7
1.1	Bakgrund och syfte	8
2	Flodkräftan i Sverige	9
2.1	Historik och status	9
2.2	Flodkräftan i naturvatten	12
2.2.1	Faktorer som påverkar bestånden	12
2.2.2	Variationer i fångster	15
2.2.3	Kräfter och förurning	16
2.2.4	Effekter av kalkning på flodkräftbestånd	17
3	Dataunderlag	19
3.1	Kvantitativt kräftprovfiske med mjärddar	19
3.2	Kvalitativt kräftprovfiske med mjärddar	20
3.3	Elfiske och kräftförekomster	20
3.4	Kompletterande underlag	21
4	Metod	23
4.1	Urval och kvalitetssäkring av data	23
4.2	Upplägg och frågeställningar	24
5	Resultat och diskussion	27
5.1	Förekomst av flodkräfta i målområden	27
5.2	Kvantitativa provfisken - år efter kalkstart	30
5.2.1	Fångst per ansträngning – generella trender	30
5.2.2	Fångst per ansträngning – tidsserier	31
5.2.3	Fångst per ansträngning – påverkansfaktorer	35
5.2.4	Storleksfördelning	38
5.3	Kvantitativa provfisken - kalkade/okalkade vatten	40
5.3.1	Fångst per ansträngning	40
5.3.2	Storleksfördelning	43
5.4	Kvalitativa provfisken	43
5.4.1	Kalkade och okalkade sjöar	43
5.4.2	Elfiske och fångstdata i kalkade och okalkade vattendrag	44
6	Slutsatser	45
7	Begränsningar i analyser/dataunderlag	47
8	Referenser	48
9	Erkännande	51
Bilaga A:	Miljövariabler och flodkräftfångster i kalkade vatten	52

1 Inledning

Sjöar och vattendrag i Sverige har drabbats hårt av försurad nederbörd alltsedan 1960-talet (Bernes 1991). Effekterna av försurning har varit påtagliga och är också välstuderade. Låga pH-värden och förhöjda halter av oorganiskt aluminium påverkar fisk och andra vattenlevande organismer negativt. En genomförd enkätstudie antydde att mört och abborre försvunnit i mer än 1 000 sjöar till följd av försurning (Tammi m.fl. 2003). Data från samma enkätstudie visade att flodkräftan försvunnit eller minskat i drygt 200 sjöar till följd av försurning (Appelberg m.fl. 2004). För vattendrag finns inga motsvarande siffror, men dessa drabbas i hög grad även av s.k. surstötter och är därför mera känsliga än sjöarna. Arter som öring, lax, flodpärlmussla och flodkräfta har därför drabbats hårt (sammanfattningar i Bernes 1991 och Abrahamsson m.fl. 2013).

Utsläpp av svaveldioxid vid förbränning av kol och olja är den viktigaste orsaken till försurningen. Sedan kulmen i slutet på 1970-talet har utsläppen i Europa minskat med ungefär 90 % och är därmed på samma nivå som i slutet på 1800-talet. Detta har medfört att antalet försurade vatten har minskat. Såväl beräkningen av referensnivåer (förindustriella nivåer) som klassgränserna för försurning har förändrats genom åren. Enligt beräkningar var 8,1 % av landets 96 000 sjöar försurade år 2015 (Naturvårdsverket 2019). Andelen försurade sjöar är störst i sydvästra Sverige, där närmare 40 % av sjöarna är försurade. Med försurning menas i detta sammanhang att pH-värdet är mer än 0,4 pH-enheter lägre än det förindustriella värdet (år 1860). Även andelen försurade vattendrag har minskat (Naturvårdsverket 2019). En utvärdering av tidsseriedata från sjöar och vattendrag inom den nationella och regionala miljöövervakningen visade på generella minskningar i koncentrationer av sulfat och ökning i pH-värden och alkalinitet mellan tidsperioderna 1995–2000 och 2009–2014 (Ahlgren m.fl. 2016). Trots att svavelnedfallet numera är mycket lågt kvarstår betydande försurningsproblem, vilket främst kan tillskrivas den utarmning av markens buffringsförmåga som skett. Markens återhämtning är mycket långsam och den motverkas dessutom via den bortförsl av basiska ämnen som sker i samband med skogsavverkning. År 2030 förväntas fortfarande var tredje sjö i sydvästra Sverige vara försurad (Naturvårdsverket 2019).

Som ett led i att motverka försurningens effekter på ekosystemen har kalkning av sjöar och vattendrag bedrivits sedan 1977. Från början var Fiskeristyrelsen ansvarig och huvudsyftet med kalkningen var fiskevård. Naturvårdsverket tog över ansvaret 1982 varpå kalkningen blev mer storskalig och tydligare inriktad på generell naturvård (Naturvårdsverket 2010). Sedan 2011 har Havs- och vattenmyndigheten övertagit ansvaret. Totalt har ungefär 5,5 miljoner ton kalk förbrukats och närmare 6 miljarder kronor utbetalats i statsbidrag.

Trots omfattande kalkningsinsatser och en betydande uppföljning i form av kräftprovfisken är det oklart vilken effekt som kalkning har och har haft på den idag

akut hotade flodkräftan. Undersökningar om försurningens och kalkningens effekter på flodkräftbestånd i Sverige under perioden 1977–1988 visade i flera fall att beståndsminskningar upphört efter kalkning, men i vissa fall kunde ingen återhämtning observeras trots förbättrad vattenkvalitet (Appelberg & Odelström 1990; Appelberg 1992). Analys baserad på kräftdata efter kortare kalkningsperioder (mindre än 5 år) är troligen inte tillräcklig för att kunna upptäcka beståndsförändringar (Nyberg m.fl. 1986; Appelberg 1992). En utvärdering av 25 års kalkning av bottenfauna i vattendrag visade exempelvis att artantalet ökade först efter fem års kalkning (Ahlström 2018). Tidigare studier av flodkräfta i kalkade vatten har huvudsakligen omfattat sydvästra delarna av Sverige, där flodkräftbestånden idag till stora delar försvunnit till följd av kräftpesten. Därmed har förutsättningarna för utvärdering av kalkningens långsiktiga effekter på flodkräftans beståndsutveckling försämrats.

1.1 Bakgrund och syfte

Flodkräftan är akut hotad och omfattas av ett nationellt åtgärdsprogram för bevarande (Edsman & Schröder 2009; Havs- och Vattenmyndigheten 2017). Det främsta hotet har under en längre tid varit kräftpesten, inte minst genom ökad spridning av den pestbärande signalkräftan. Därför är det mycket viktigt att icke pestdrabbade flodkräftbestånd bevaras och inte påverkas av exempelvis försurning. I det förlängda åtgärdsprogrammet och den gällande åtgärdstabellen för 2017–2022 anges att *”Flodkräftans livsmiljöer bör även fortsättningsvis prioriteras vid bidragsgivning för kalkning av försurningsskadade vatten och biologisk återställning i kalkningspåverkade vatten”*. Kalkning av försurade sjöar och vattendrag har varit ett viktigt verktyg för att försöka rädda flodkräftan i försurningspåverkade vatten. I vatten med flodkräfta tillämpas pH-mål 6,0, vilket innebär att kalkningen ska utformas så att pH-värdet inte underskrider målnivån. Enligt länsstyrelsernas åtgärdsplaner för perioden 2010–2015 omfattade kalkningen 2 629 målområden i sjöar och 1 476 målområden i vattendrag (Abrahamsson m.fl. 2013). De vanligaste motiven för kalkning var mört (1 638 sjöar) och öring (1 149 vattendrag). För 365 sjöar och 202 vattendrag angavs flodkräfta som motiv.

Syftet med denna rapport är att utvärdera i vilken grad flodkräftan gynnats av kalkning samt beskriva förekomsten av flodkräfta i kalkade vatten. Befintliga data på förekomster och kräftprovfisken, framför allt från Nationella Kräftdatabasen, och uppgifter om utförd kalkning utgör grunden för genomförda analyser. Utvärderingen belyser effekter av kalkning samt tillstånd och, om möjligt, trender i kalkade och okalkade vatten. Dessutom redovisas hur förekomsten av flodkräfta förändrats i de kalkade målområden där flodkräftan utpekats som motiv för pågående kalkning.

2 Flodkräftan i Sverige

2.1 Historik och status

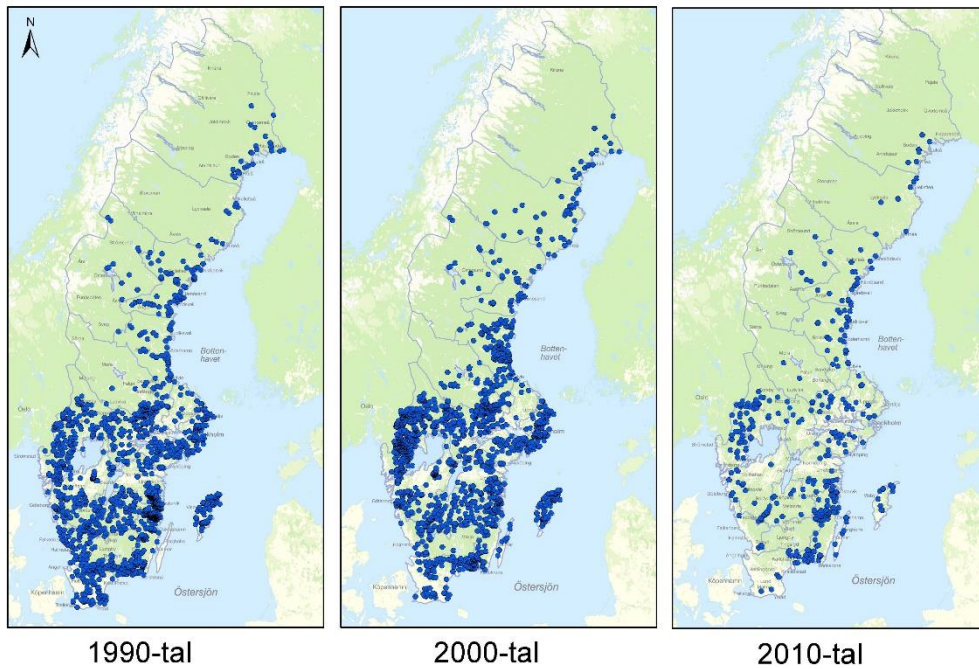
Flodkräftan är den enda inhemska sötvattenskräftan i Sverige och beståndet har minskat dramatiskt sedan de första fallen av kräftpest konstaterades 1907. I början av 1900-talet uppgick antalet vatten med flodkräfta till cirka 30 000. Under 1900-talet har dessa reducerats med 97 % till följd av kräftpesten (sammanfattat i Edsman & Schröder 2009). Den normalt motståndskraftiga (men kräftpestbärande) signalkräftan, med ursprung i Nordamerika, introducerades till Sverige kring 1960 (Fjälling & Fürst 1985). Sedan 1970 har omfattande inplanteringar av signalkräfta utförts i pestdrabbade flodkräftvatten. År 1980 fanns signalkräftan inplanterad i 300 pestdrabbade vatten. I slutet av 1980-talet uppmärksammades möjligheten att odla kräftor i dammar, inte minst signalkräfta (Nyström & Rönn 1990). Tillstånd gavs för inplanteringar av signalkräfta i dammar och andra vatten som inte varit pestförklarade. Faktum var att dåvarande lagstiftning möjliggjorde inplantering av signalkräfta förutsatt att det inte fanns ett fiskbart bestånd av flodkräfta (dvs. mindre än en flodkräfta per mjärde). Lagstiftningen har successivt skärpts och sedan 2016 är det inte tillåtet att sätta ut signalkräfta eftersom den är utpekad som en invasiv art. Trots det sker fortfarande illegala inplanteringar.



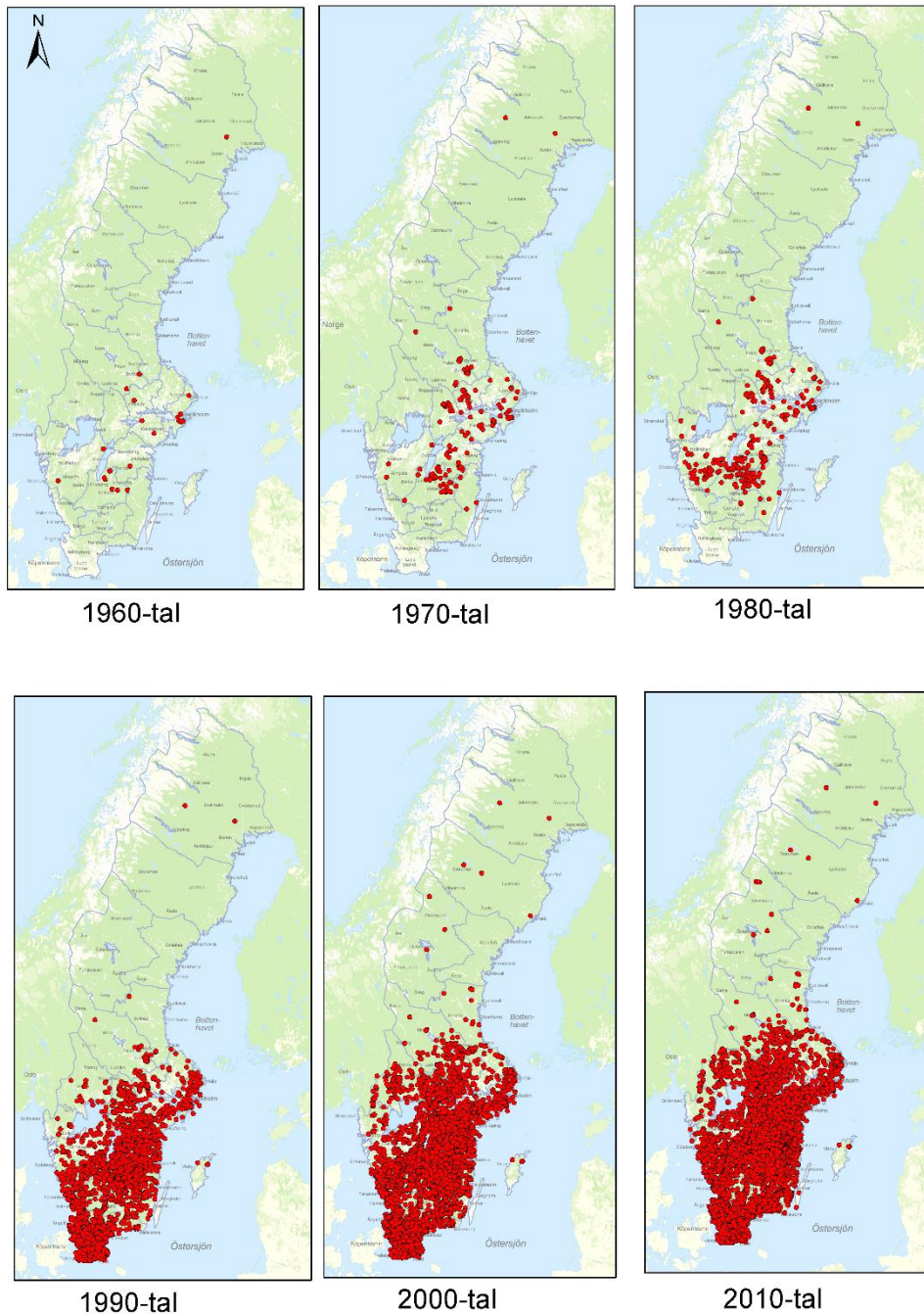
Flodkräfta (till vänster) och signalkräfta (till höger). Foto: Ekoll AB.

Data från Nationella Kräftdatabasen visar att antalet flodkräftvatten idag är litet och begränsat till vissa delar av landet, medan signalkräftan finns rapporterad från ett stort antal lokaler (figur 1 och 2). Situationen för flodkräftan är kritisk eftersom spridningen av signalkräfta, och därmed också antalet avrinningsområden som är permanent pestdrabbade, har ökat drastiskt. Flodkräftan är rödlistad i Sverige och situationen för arten är likartad i hela Europa (Kouba m.fl. 2014). Den är också listad i Bilaga V i EU:s art- och habitatdirektiv. Eftersom Sverige fortfarande, i jämförelse med många länder i Centraleuropa, har ett stort antal sjöar och vattendrag med flodkräfta, cirka 1 000, har vi ett stort ansvar för att förvalta flodkräftan (Edsman &

Schröder 2009). Det innebär, förutom att begränsa kräftpestens spridning, att så långt som möjligt förhindra att flodkräftbestånd minskar till följd av försumning.



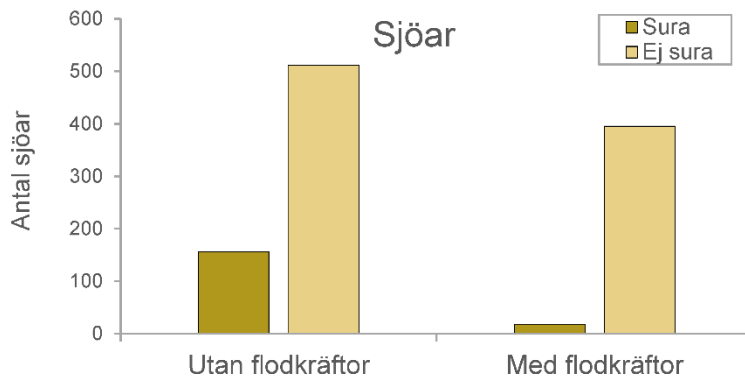
Figur 1. Säkra förekomster av flodkräfta i Sverige under olika årtionden. Data från Kräftdatabasen och Artportalen.



Figur 2. Säkra förekomster av signalkräfta i Sverige. Data från Kräftdatabasen och Artportalen. Signalkräftan började planteras in i större skala med myndigheters tillstånd i pestdrabbade svenska sjöar och vattendrag på 1970-talet, dock inte norr om Dalälven eller på Öland och Gotland.

Det finns historiska data över flodkräftförekomst i naturligt sura/försurade sjöar (175 sjöar med pH-värde <6) eller inte sura (905 sjöar med pH-värde >6) som visar att flodkräftan var mycket ovanligare i sura sjöar (Svärdson 1974). Dessutom var fångsterna signifikant lägre i de sura sjöarna, medan fångsterna var särskilt höga i de basiska sjöarna (pH >7) enligt nygjorda analyser (Chi²-test, figur 3). För att citera

Svärdson (1974) angående försurningsproblematiken för flodkräftan: ”Vi är alltså berättigade till slutsatsen att fiskerättsägare, som ännu har kräftor kvar i sina sjöar, ändock i många fall förlorat en del av sjöns avkastning på grund av den registrerade försurningen.”



Figur 3. Förekomst av flodkräfta i totalt 1 080 undersökta sjöar (varav 38 % med flodkräfta) med pH-värden <6 (sura) respektive >6 (ej sura). Förekomsten av flodkräfta är beroende av om sjöarna är sura eller ej, med färre sura sjöar med flodkräfta (Chi^2 , $p < 0,001$). Data från Svärdson (1974).

2.2 Flodkräftan i naturvatten

2.2.1 Faktorer som påverkar bestånden

De flesta rapporter om flodkräfta, och andra kallvattenlevande sötvattenskräftor, visar att det finns flera faktorer som påverkar beståndsstorlek, tillväxt och utbredning (Lodge & Hill 1994; Nyström 2002). De viktigaste faktorerna är vattenkemi (kalciumhalt och närsalter), fysikaliska faktorer (förekomsten av skydd, syrgasförhållanden och temperatur) och predation från fisk. I en del fall kan även stort fångstuttag ha betydelse. Sammantaget påverkar dessa faktorer skillnader i beståndstäthet, produktion och storleksfördelning av flodkräfta i sjöar och vattendrag som inte är pestdrabbade.

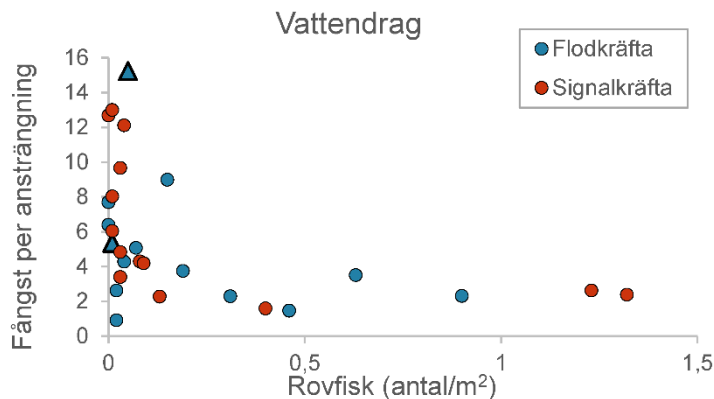
I Sverige kan flodkräftans utbredning kopplas till temperaturen. Studier på 1960- och 1970-talet visade att flodkräftan inte kunde föröka sig varje år i norra Sverige. Om ynglen var för små vid kläcktidpunkten, vilken påverkas av vattentemperaturen, överlevde de inte vintern. Enligt Abrahamsson (1972) behövs minst tre månader med sommartemperaturer $\geq 15^\circ\text{C}$ för att ynglen ska bli tillräckligt livskraftiga. Större kräftor kan däremot klara sig bra i kallt vatten. I praktiken innebär det en nordlig gräns för flodkräftans reproduktion kring 61°N (strax norr om Gävle), men denna ska inte ses som en absolut gräns, då t.ex. kustnära sjöar och vattendrag ofta är varmare än de i inlandet. Perioder med vattentemperaturer över 10°C bidrar också till att kräftorna kan ömsa skal, vilket gynnar tillväxten. Därmed finns en temperaturpåverkan på den individuella tillväxten under alla livsstadier.

Baserat på tidigare studier förväntas flod- och signalkräfta bilda tätare bestånd i vatten med riklig förekomst av stenbotten. En botten av sten och block ger skydd mot predation och kannibalism (Nyström m.fl. 2006; Sadykova m.fl. 2009). Ål är en mycket effektiv predator och Svärdson (1974) visade att flodkräfta sällan förekom i vatten med avkastning av ål över 0,2 kg/ha och år. Även i sjöar med lägre avkastning av ål var produktionen av kräftor lägre än i sjöar utan ål. "Ålsjöar" bör därför behandlas i en egen kategori vid jämförelse av flodkräftfångster vid provfisken. I andra sjöar kan det antas att kräftfångsterna till stor del regleras av andelen bottenyta som tillhandhåller skydd. Hänsyn bör också tas till att kräftor bara finns där syrgasförhållandena är lämpliga, vilket i praktiken motsvarar det dubbla siktdjupet i en sjö, och att kräftor saknas på grunda områden i sjöar med vågexponerade stränder (t.ex. Vättern). På liknande sätt kan kräftbestånden i reglerade sjöar påverkas negativt om grunda områden med lämpliga stenbottnar torrläggs.

Det verkar också finnas skillnader i täthet av kräftor mellan sjöar och vattendrag. Generellt förefaller predationstrycket vara högre i vattendrag. Fångsterna är alltid låga när det finns mycket rovfisk (figur 4). I vattendrag med kraftiga flöden, och där bottenmaterialet förflyttas vid högflöden, missgynnas kräftorna. Det verkar också som att kräftornas rörlighet begränsas om vattenhastigheten överstiger 0,5 m/s.



Flodkräfta på cirka 9 cm i mage på cirka 30 cm lång abborre. Foto: Ekoll AB



Figur 4. Antal flod- respektive signalkräfter fångade med standardmjärddar i vattendrag i relation till mängden fångade potentiella predatorer (rovfisk som är minst 15 cm: huvudsakligen öring, men även ål, lake och abborre) vid elfiske på samma lokal. Flodkräftvattnen är kalkade, utom de två markerade som trianglar vilka är okalkade vatten. Den stora variationen i kräftfångster när det finns lite rovfisk förklaras av tillgången på lämpliga skydd (stenbotten). Olsson K. & Nyström P., opubl. data.

Vattnets näringsstatus har mindre betydelse för kräftfångsterna och tätheten, däremot har kräftorna större individuell tillväxt (i regel på grund av god tillgång på bottenfauna, Olsson m.fl. 2008) i näringsrikare vatten vilket påverkar storleksfördelningen. Näringsrika vatten har i regel höga kalciumhalter vilket också gynnar kräftornas tillväxt.

Sammanfattningsvis är det högst produktion och täthet av flodkräfta i sjöar och vattendrag med god tillgång på skydd (stenbotten) och där ål saknas. Om vattnen är näringsrika, kalkrika, har gynnsam temperatur och fördelaktiga syrgasförhållanden har kräftorna också en god individuell tillväxt. Riktvärden för några viktiga fysikaliska och kemiska parametrar för flodkräftans välbefinnande redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Riktvärden för några fysikaliska och kemiska parametrar för att flodkräftor ska trivas och som är relevanta i försurningssammanhang. Från Nyström m.fl. (2018).

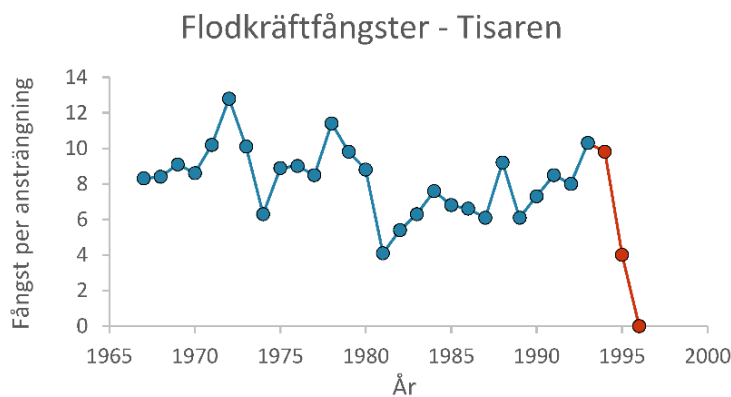
Parameter	Trivselnivå för kräftor
Kalcium (mg/l)	≥5 (0,25 mekv/l)
Alkalinitet (mekv/l)	≥0,1
pH	≥6
Aluminium (mg/l)	≤0,2
Koppar (mg/l)	≤0,03
Zink (mg/l)	≤0,2
Järn (mg/l)	≤1
Mangan (mg/l)	≤0,25
Syrgas (%)	≥75
Syrgas (mg/l)	≥6
Ledningsförmåga (mS/m)	5-100

2.2.2 Variationer i fångster

Fångsterna av flodkräfta varierar naturligt mellan olika år av orsaker som är kopplade till täthetsberoende faktorer (miljöns bärande förmåga, figur 5), temperaturer under tidigare år och i vissa vattendrag även av höga flöden. Dessutom påverkar klimatvariationer både överlevnad av vuxna kräftor och rekrytering till det vuxna stadiet (Sadykova m.fl. 2009; Olsson m.fl. 2010; Zimmerman & Palo 2012).

Fångstuttag är normalt av mindre betydelse. Däremot kan vikande bestånd, t.ex. till följd av försurning eller försämrade bottenförhållanden, behöva begränsa fångstuttaget av främst stora honor (som producerar fler yngel) för att återhämtning ska ske snabbare (Sadykova m.fl. 2011).

En försämring av botten- och syrgasförhållanden kan påverka ett bestånd negativt. I samband med kolonisering av den invasiva växten vattenpest minskade flodkräftbeståndet drastiskt i Steinsfjorden i Norge. Modellering av fångstdata (1979–2002), temperaturdata och utbredning av vattenpest visade att vattenpesten kunde vara en viktig förklaring till nedgången. En ökad utbredning av vattenpest försämrar tillgången på skydd och ökar därmed risken för kannibalism och predation (Sadykova m.fl. 2009). En hypotes är att försurningen av sjöar kan ge en liknande effekt om det sker en ansamling av organiskt material i strandzonen på grund av minskad nedbrytning (Nyström 1989) med försämrade bottenförhållanden och syrgasförhållanden som följd.



Figur 5. Flodkräftfångster per ansträngning (individer ≥ 9 cm) i Tisaren, Örebro län 1967–1996. Sjön är inte försurningsdrabbad eller kalkad. Fångsterna av flodkräfta varierade naturligt med i genomsnitt 21 % från år till år tills kräftpesten drabbade sjön 1995 (röd linje). Medelfångsten innan pestutbrottet var 8,3 flodkräftor per mjärde. Data från Hallsbergs sportfiskeklubb via Länsstyrelsen i Örebro Län.

2.2.3 Kräfter och försurning

Kunskapen om hur försurning påverkar flodkräftans produktion och olika livsstadier får betraktas som god, inte minst tack vare den omfattande forskning som gjordes på 1980- och 1990-talet. Även om det finns variationer mellan olika kräftarter verkar flertalet vara försurningskänsliga (Appelberg 1989; Beaume m.fl. 2018).

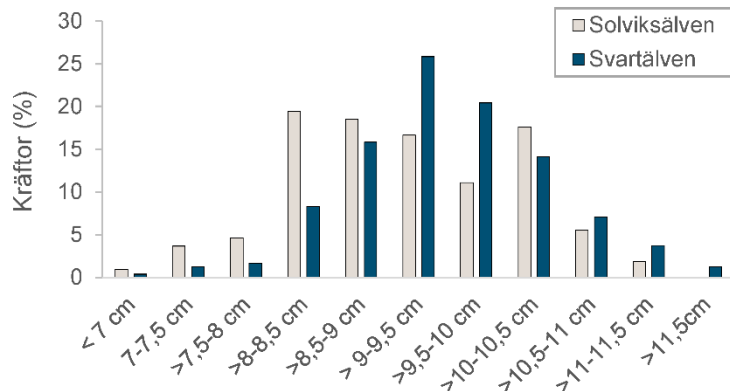
I Sverige förekommer två kräftarter, den inhemska flodkräftan och den sedan 1960-talet inplanterade signalkräftan (Fürst 1974), och de mekanismer som påverkar känsligheten för surt vatten är desamma för båda (Appelberg 1984). Den största skillnaden är att signalkräftan i princip alltid är bärare av kräftpest vilket kan sätta ner motståndskraften om den utsätts för någon form av stress, t.ex. försurning. Det finns flera rapporter om signalkräftppopulationer som kollapsat i sjöar där minskad motståndskraft mot kräftpesten antas vara en bidragande orsak (Sandström m.fl. 2014).

De faktorer som i samband med försurning påverkar flodkräftpopulationer negativt på individ- och beståndsnivå finns sammanfattade av bland annat Appelberg och Odelström (1990). Generellt visar laboratorieförsök att det är äggläggningsstadiet, kläckningen och de första yngelstadierna som är känsligast för lågt pH. Negativa effekter uppkommer i pH-intervallet 5,6–5,8 genom fysiologiska störningar och ökad dödlighet. Vuxna kräftor är tåligare, men förmågan att ta upp kalk försämras vid låga pH-värden. De blir därför mjukare i skalet (Waervågen m.fl. 2016), vilket ökar risken för predation. I försurade vatten påverkas hela ekosystemet och därmed kan också indirekta effekter, exempelvis förändrad tillgång på föda, medföra försämrad överlevnad (Nyström 1989; Appelberg & Odelström 1990). Minskad nedbrytning av organiskt material i sura sjöar kan leda till att bottnarna täcks och antalet gömslen för kräftorna därmed minskas. Andra faktorer som uppmärksammas under senare år är att många vatten blivit brunare samt att temperatur- och nederbördsförhållanden har ändrats. Å andra sidan har ålen minskat kraftigt, vilket torde påverka kräftorna positivt.

Baserat på rådande kunskap förväntas försurningen påverka flodkräftan på följande sätt:

- Reproduktionen störs vilket leder till försämrad rekrytering, dominans av stora kräftor och minskande bestånd. Störst negativ effekt bör kunna påvisas i vatten där miljöns bärande förmåga i övrigt är hög (t.ex. god tillgång på skyddsmöjligheter, men inte riklig förekomst av ål) och där beståndet teoretiskt skulle kunna uppvisa höga tätheter.
- Storleksfördelningen i beståndet avviker från en normalfördelning eftersom reproduktionen, och därmed rekryteringen, varierar kraftigt mellan olika år (figur 6).
- Beståndet minskar i täthet till följd av ökad predation. Predationsrisken ökar (från försurningståliga fiskarter som abborre och genom kannibalism) när kräftorna blir mjukare i skalet (under längre period) och tillgången på skyddsmöjligheter försämras.

- Högt fisketryck förstärker effekterna av försurning. Högt fisketryck på minskande bestånd påverkar tätheten negativt, vilket i sin tur bidrar till minskad rekrytering och till att beståndet glesnar ytterligare.



Figur 6. Storleksfördelning av flodkräfta i fångster från den icke försurningspåverkade Svartälven i Örebro län (240 kräftor) och den försurningspåverkade Solviksälven i Dalsland (108 kräftor). Även om det förekommer en del små kräftor i Solviksälven avviker storleksfördelningen från normalfördelning. Provfiskedata från 1988, (källor; Länsstyrelsen i Örebro län samt Fiskeristyrelsen, utredningskontoret i Jönköping (1989)).

2.2.4 Effekter av kalkning på flodkräftbestånd

Undersökningar av kalkningseffekter på flodkräftbestånd under perioden 1977–1988 visade att beståndsminskningar i flera fall upphörde efter kalkning, men i andra fall kunde ingen effekt observeras trots förbättrad vattenkvalitet (Appelberg & Odelström 1990; Appelberg 1992). Eftersom dessa studier huvudsakligen omfattade delar av södra Sverige, där flertalet flodkräftbestånd idag försvunnit till följd av kräftpesten (figur 1), är det inte möjligt att undersöka de mera långsiktiga effekterna med förnyade provfisker. En slutsats av Appelberg och Odelström (1990) var att det krävs en längre tids kalkning för att se effekter på bestånden, i alla fall om data från mjärdfångster används som underlag.

I Kronobergs län undersöktes 20 kräftsjöar via provfisker 1994 och 1999 (Nöbelin 2000). Sjöarna kalkades under slutet av 1980-talet och början av 1990-talet. Både sjöar med signalkräfta (15) och sjöar med flodkräfta (5) provfiskades. Vattenkemiska data visade på låga pH-värden före kalkning men efter kalkning var pH-värdena tillräckligt höga för att reproduktion skulle kunna ske. När fångstdata analyserades statistiskt (parat t-test) fanns ingen signifikant skillnad mellan provfisketillfällena, även om fångsten i genomsnitt ökade från 1,7 till 2,2 kräftor per mjärde. Däremot fanns en signifikant minskning i kräftornas medelstorlek på cirka 5,5 %, vilket kan tolkas som ett resultat av förbättrad rekrytering av småkräftor.

Även om kalkning generellt bidrar till förbättrade förutsättningar för fauna och flora i försurade vatten kan även negativa effekter uppstå (Naturvårdsverket 2002; Wällstedt 2009). Det som kan vara mest relevant för flodkräfta är om överdosering leder till sedimentation av kalk på bottenarna, vilket skulle kunna reducera förekomsten av skyddande gömslen för kräfta. Denna risk ökar vid nyttjande av

grövre kalkprodukter som i än större omfattning ackumuleras på botten. Det finns risk att kräftpest sprids mellan vatten vid kalkning om redskap och båtar inte desinficeras, men jämfört med andra risker bedöms den som liten. Naturligtvis är det ändå viktigt att försiktighetsåtgärder vidtas för att undgå spridning av kräftpest i samband med kalkning och vid provtagning inom kalkeffektuppföljningen. Överlag finns det väldigt lite information om kalkningens eventuella negativa effekter på kräftbestånd, ett område som kräver mer forskning och undersökningar.

3 Dataunderlag

Information om vuxna kräftpopulationers täthet och storleksstruktur erhålls genom provfiske och används för att bedöma tillstånd och påverkansgrad, exempelvis om bestånden är påverkade av försurning. Resultaten kan också användas för att undersöka vilka omgivningsfaktorer som har betydelse för kräftpopulationer i sjöar och vattendrag (Nyström m.fl. 2006; Olsson m.fl. 2006; Sadykova m.fl. 2009). De undersökningstyper som används i Sverige omfattar två provfiskemetoder: provfiske med betade mjärddar respektive elfiske (Bergquist, m.fl. 2016). Om provfisket genomförs enligt den fastställda undersökningstypen erhålls även information om kräftornas utbredning, djupfördelning och biotopval. Både provfiske med mjärddar och elfiske kan delas upp i kvantitativt och kvalitativt provfiske. Det kvantitativa och mer omfattande mjärddfisket ger det bästa underlaget för att bedöma kräftbeståndets täthet, storleksstruktur och biotopval, medan kvalitativt fiske främst används för att konstatera förekomst.

3.1 Kvantitativt kräftprovfiske med mjärddar

De data som nästan alltid används för bedömning av ett kräftbestånds storlek och storleksstruktur bygger på aktiv fångst med betade mjärddar. Detta kan utföras på flera olika sätt och i Nationella Kräftdatabasen (www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/nationella-kräftdatabasen/) finns en uppdelning baserad på om provfisket är utfört enligt standardiserat kvantitativt provfiske (Bergquist m.fl. 2016) eller om den gjorts på annat sätt, t.ex. inventeringsprovfiske (kvalitativt provfiske). Rekommendationen vid kvantitativt provfiske är att använda en standardmjärde med en maskvidd av 14 mm. Standardmjärden fångar kräftor från cirka 6,5 cm storlek och större. Kräftor som är yngre än 3–7 år (beroende på tillväxten i populationen) fångas i regel inte. Små kräftor går generellt inte in i mjärddar och skulle därför inte fångas oavsett om finare maskor användes. Standardmjärden attraherar kräftor på en yta av cirka 13 m² och fångstmetoden ger en god indikation på tätheten av den vuxna populationen (fångst per mjärde) och storleksfördelningen på den köns mogna populationen.



Vänster bild visar mjärddar längs en tidsgradient. Mjärden längst till höger är en standardmjärde med 14 mm maskvidd som används vid provfiske. Höger bild visar en provfiskemjärde under vatten. Foto: Ekoll AB

3.2 Kvalitativt kräftprovfiske med mjärddar

Om andra typer av mjärddar används kan det påverka fångstbarhet och storleksfördelning. Tidpunkten på året påverkar också fångstbarheten och därmed den information som erhålls. Därför bör de fisken som inte uppfyller kraven på kvantitativt provfiske skiljas ut vid analys. En annan viktig faktor är valet av bete. Enligt standarden ska vitfisk användas, andra beten, t.ex. rovfisk, rekommenderas inte. Provfisken som inte är gjorda enligt standardmetoden saknar dessutom ofta uppgifter som exempelvis fångst per ansträngning och bottensubstrat.

Kvalitativa data på kräftförekomst finns registrerade i Kräftdatabasen och baseras på rapporter indelade i metodkategorier: Historik, Provfiske, Sjöprovfiske, Observation, Uppskattning, Kännedom och Enkäter. I Kräftdatabasen anges förekomst från "uppgift saknas" till "säker" och tätheten anges från "uppgift saknas" till "hög". Vi har för våra analyser använt fisken med "säker förekomst" och med någon angivelse av fångststorlek (baserad på fångst per mjärde). I databasen anges klasserna Låg (0,1 – 1), Medel (>1 – 5) eller Hög (>5 kräftor per mjärde).

3.3 Elfiske och kräftförekomster

Elfiske används primärt för att undersöka fiskbestånd och resultaten nyttjas bl.a. till statusklassning. Även om metoden är anpassad för fisk kan den också ge information om kräftförekomst (Degerman m.fl. 2007; Bergquist m.fl. 2016). Jämfört med provfiske med mjärddar erhålls också mindre storlekar av kräftor och även kräftor vid andra tidpunkter än när de attraheras av betade mjärddar. Metoden har begränsningar främst i djupare vatten. Vattendrag lämpade för elfiske efter kräftor bör inte ha vattendjup större än 0,8 m. Elfiskemetoden är framtagna för undersökning av fiskbestånd och ger ingen exakt information om beståndstätheter av kräftor. Elfiske ska därför främst ses som ett komplement till provfiske med mjärddar (Bergquist m.fl. 2016). Däremot är elfiske ofta det enda provfiskealternativet i rinnande vatten där det är för grunt för att placera ut mjärddar. Svenskt Elfiskeregister (SERS) kan användas för en grov uppskattning av tätheter och även för information om förekomst av små kräftor som inte fångas i mjärddar (se avsnitt 5.5.2, Kalkningsexemplet Åsebyälven). I Kräftdatabasen delas kräftfångsterna vid elfiske in i kategorierna Låg (>0 – 5), Medel (>5 – 25) eller Hög (>25 kräftor per 100 m²) (Degerman m.fl. 2007).



Elfiske efter fisk och kräftor i ett vattendrag med litet vattendjup där mjärdfångster inte är möjliga. Foto Ekoll AB

3.4 Kompletterande underlag

Före utvärderingens start sände Havs- och vattenmyndigheten följande förfrågan till länsstyrelser som bedriver kalkning i områden med flodkräfta (18 län):

- 1) Har ni lagt in alla provfisken för flodkräfta i kalkade vatten i Nationella Kräftdatabasen?
- 2) Vet ni om det finns fler provfisken för flodkräfta i både okalkade och kalkade vatten hos er på länsstyrelsen/huvudmän och konsulter inom kalkningen/andra aktörer, som inte har rapporterats in till Nationella Kräftdatabasen? Om ja, hur många kalkade vatten har ni provfisken för som saknas i Kräftdatabasen?
- 3) Om det finns data som inte rapporterats in än, har ni möjlighet att komplettera den Nationella Kräftdatabasen innan den 1 december 2019? Om inte, tar vi gärna emot era rådata då vi inte vill skapa merarbete för er.

Av 18 tillfrågade län svarade 12 att de hade rapporterat alla provfisken till Kräftdatabasen, men några sände fångstdata som ingår i utvärderingen (inte minst Länsstyrelsen i Örebro län). Den största bristen i Kräftdatabasen är avsaknaden av kvantitativa provfiskedata från tiden före år 1992, dvs. för perioden innan de flesta vatten började kalkas, vilket även flera länsstyrelser påtalade. För att utöka underlaget kontaktade vi därför fiskevårdsområden samt andra personer (främst Thomas Jansson, Kräftmannen AB) för att få in historiska förekomster och provfiskedata. En del provfiskedata fanns även publicerade i Fiskeriverkets

rapportserie "Information från Sötvattenslaboratoriet". Dessutom användes egna provfiskedata som samlats in i samband med forskning kring flodkräftan under 2005.

I mars 2020 skickade Havs- och vattenmyndigheten ut en förfrågan till länen för att erhålla aktuell status avseende vilka kalkade målområden som hade flodkräfta som motiv år 2019. Dessutom efterfrågades om dessa målområden fortfarande hyser flodkräfta, och vilka som numera har signalkräfta eller där flodkräftorna försvunnit. Uppgifter inkom från 18 länsstyrelser och redovisas i avsnitt 5.1.

4 Metod

4.1 Urval och kvalitetssäkring av data

Datamaterialet avseende kräftprovfisken fördelades i kategorierna kalkade eller okalkade vatten. Till kalkade vatten räknades de som var belägna inom åtgärdsområden för kalkning, medan okalkade vatten var de som låg utanför dessa områden. Kalkade respektive okalkade vatten identifierades med hjälp av GIS och underlag från Nationella Kalkdatabasen. En ytterligare kontroll gjordes genom att utgå från var kalkningen utförts, så att provfiskade lokaler belägna uppströms kalkningsinsatsen inte klassades som kalkade.

Genom att koppla provfiskedatum till kalkstart analyserades förändringar i fångst och individstorlek på flodkräftor i förhållande till hur länge kalkningen pågått. Vid analys av kvantitativa provfisken sattes en nedre gräns för att erhålla ett tillförlitligt mått på fångst per ansträngning: tio mjärdar i sjöar och fem i vattendrag. Vid analyser av medellängd och storlek på minsta kräftan användes bara provfisken med fångst av minst 20 flodkräftor, då färre individer kan ge ett skevt urval av populationen.

Efterhand som data utvärderades uppkom behov av att förklara variationer i fångstresultat. Som underlag användes kvantitativa provfiskedata från sjöar där uppgifter om substrattyp fanns tillgängliga. Substrattyp kategoriserades som andel hårbotten (dvs. botten som inte var klassificerad som mjuk).

Dessutom kontrollerades (med hjälp av GIS och Kräftdatabasen) eventuella förekomster av signalkräfta på lokalerna. Då signalkräftan sprider pest förväntas bestånden av flodkräfta helt slås ut om flodkräftbeståndet är tätt. I sjöar med glesa flodkräftbestånd blir ett pestutbrott inte lika omfattande och enstaka flodkräftor kan finnas kvar, men fångsterna blir fortsatt låga. Signalkräftan är dock inte alltid pestspridare utan detta sker i regel bara när den är stressad. Det kan därför i vissa fall ta lång tid (flera år) innan flodkräftan drabbas av pest, speciellt om sjön är en dålig kräftsjö och signalkräftbeståndet förblir glest. Förekomst av signalkräfta i ett flodkräftvatten i närtid (fem år) antas dock till stor del förklara låga flodkräftfångster (eller att flodkräfta saknades) och därmed påverka tolkningen av fångstdata.

Fångster av och storlekar på flodkräfta i kalkade och okalkade vatten jämfördes på två olika sätt. Först utvaldes par av kalkade och okalkade vatten som låg i närheten av varandra. Tanken var att minska risken för att regionala skillnader skulle påverka möjligheten att upptäcka effekter relaterade till kalkningen. Fångstdata från ett kalkat vatten jämfördes med ett okalkat inom ett avstånd på maximalt 10 mil. Det andra upplägget innebar en jämförelse mellan kalkade och okalkade vatten, oavsett geografiskt läge.

För kvalitativa data och elfiskedata valdes bara lokaler där flodkräfta angavs som "säker" och där det fanns någon form av täthetsuppskattning.

Data från Västernorrland, Norrbotten, Västerbotten och Jämtland användes inte, dels för att dessa län ligger på gränsen till flodkräftans nordliga utbredning, dels för att de har relativt få kalkade vatten med flodkräfta.

De statistiska analyser som genomfördes, och mängden data som ingick, anges under respektive frågeställning. Alla analyser gjordes i Excel eller SPSS, version 25.

4.2 Upplägg och frågeställningar

Tillgången och kvaliteten på data varierade. Nedan följer en kortfattad genomgång över frågeställningarna och hur dessa testades.

Vid en väl genomförd kalkning förbättras vattenkvaliteten för flodkräftan via högre pH-värden (minst pH 6), högre alkalinitet (minst 0,1 mekv/l) och högre kalkhalt (minst 5 mg/l=0,25 mekv/l) (tabell 1). Vid kalkning av sjöar är det sällan ett problem att upprätthålla pH-värden över 6,0 och i regel uppnås målet i över 90 % av målsjöarna (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Kalkning av vattendrag är betydligt vanskeligare. En utvärdering av vattenkemiska data från perioden 2010–2016 visade att ungefär en tredjedel av vattendragen med flodkräfta tidvis hade pH-värden lägre än 6,0 och några även lägre än 5,0 (Johan Ahlström, muntlig uppgift). Till denna utvärdering inhämtades inga vattenkemiska data från kalkeffektuppföljningen. I samråd med HaV gjordes bedömningen att det begränsade underlaget av kräftprovfisken, och den stora variationen i fångster, inte medgav en utvärdering där även vattenkemiska parametrar beaktades. Med utgångspunkt från vad som ovan sagts är det relevant att anta att flodkräftans utveckling i kalkade sjöar bara undantagsvis begränsats av bristfällig kalkning, medan vattenkvaliteten kan ha en negativ påverkan även efter kalkning i förhållandevis många vattendrag.

Resultat från kvantitativa provfisken och data från andra typer av provfisken utvärderades separat. Data för sjöar och vattendrag analyserades också separat eftersom de biotiska och fysikaliska skillnaderna är stora. För flera vattendrag fanns data för elfisken på lokaler intill varandra och då användes resultatet för lokalen med högst angiven täthet.

Om kalkningen medför en ökning av pH till över 6,0 förväntas rekryteringen av småkräftor öka eftersom reproduktionen förbättras (Appelberg 1992). Detta bör leda till att medelstorleken minskar jämfört med före kalkningen. Om kalkningen innebär att pH-värdet (över pH 7,0) och kalciumhalten ökar kraftigt kommer tillväxten att gynnas ytterligare, vilket innebär att medelstorleken ökar. Fångsten av kräftor i sjöar och vattendrag påverkas av beståndstäthet, skyddsmöjligheter och täthet av rovfisk. Därför blir effekten av kalkning betydligt kraftigare i vatten med goda förutsättningar att hysa en hög kräfttäthet.

Det hade varit optimalt att jämföra fångst och storlek på kräftorna före och efter ett antal år av kalkning inom samma sjö eller vattendrag. Tyvärr fanns inte tillräckligt med sådana provfiskedata för generella statistiska analyser, men de tidsserier som förelåg hanterades enligt 1.b (nedan). Följande analyser genomfördes:

1. Kvantitativa provfisken – antal år efter kalkstart:

- a. Regressionsanalys avseende fångst per ansträngning, med antal år efter kalkstart som oberoende variabel.
- b. ANCOVA, analys av kovarians, med år efter kalkstart som kovariat, fångstlokal (tidsseriedata fanns endast från tre sjöar och tre vattendrag där signalkräfta inte finns rapporterad i närtid) som oberoende faktor och fångst per ansträngning som beroende variabel. Tidserierna var inom intervallet 1–30 år efter kalkstart och det fanns minst fyra standardiserade provfisken per lokal.
- c. ANCOVA, med substrat som kovariat och fångst per ansträngning som beroende variabel. Analysen gör det möjligt att identifiera effekter som beror av kalkning och inte av skillnader till följd av andra abiotiska och biotiska faktorer. Därför testades om bottenstrat och förekomst av signalkräfta kan förklara en del av variationen i fångst, speciellt inom intervallet 10–25 år efter kalkstart där variationen var särskilt stor.
- d. PCA (principalkomponentanalys) gjordes för att först sammanfatta tillgängliga abiotiska och biotiska faktorer för 12 sjöar utan rapporter om signalkräfta i närtid, men vars fångstresultat varierade stort 10–25 år efter kalkstart. Därefter gjordes en partiell korrelation för sjöarna med hjälp av PCA-data för att försöka förklara fångst per ansträngning genom att korrigera för skillnader i bottenstrat.
- e. Regressionsanalyser avseende individlängder i relation till antal år efter kalkstart.

2. Kvantitativa provfisken - kalkade/okalkade vatten:

I underlaget fanns totalt 114 kalkade vatten (94 sjöar och 20 vattendrag) och 44 okalkade vatten (37 sjöar och 7 vattendrag), av vilka några hade fiskats på flera olika lokaler och vid flera tillfällen. Från dessa valdes vatten som fiskats inom samma femårsperiod, vilket resulterade i 27 vattenpar (21 sjöar och 6 vattendrag). Det fanns inte tillräckliga data för att göra analys av individlängder. Den begränsande faktorn var tillgången på okalkade vatten när lämpliga par skulle hittas. Fångst per ansträngning och storleksfördelning kan påverkas av temperatur (breddgrad). Vatten som antogs vara påverkade av olika klimat, t.ex. kustklimat jämfört med inlandsklimat, uteslöts därför. Följande analyser gjordes:

- a. Parat t-test för kalkade och okalkade sjöar inom samma geografiska område. Eftersom det fanns få vattenpar testades även om det fanns generella skillnader mellan kalkade och okalkade vatten vad gäller fångster och storlekar, oavsett geografiskt läge (t-test).

- b. Parat t-test för bottenssubstrat för kalkade och okalkade vatten för att se om eventuella skillnader i fångst per ansträngning kunde bero på skillnader i bottenssubstrat.
- c. ANCOVA, med substrat som kovariat och fångst per ansträngning i kalkade eller okalkade sjöar som beroende variabel.
- d. Tvåvägs-ANOVA, för att testa om fångsterna skiljde sig mellan kalkade och okalkade sjöar och mellan sjöar med och utan känd förekomst av signalkräfta i närtid (fem år). Vattendragen analyserades inte statistiskt eftersom det fanns väldigt få data från okalkade vattendrag. Sjöar eller vattendrag som varit kalkade <10 år uteslöts, eftersom eventuella effekter av kalkningen verkar dröja minst 10 år.
- e. ANCOVA, med fångst per ansträngning som kovariat och medelstorlek av kräfta i kalkade eller okalkade sjöar som beroende variabel.

3. **Kvalitativa provfisken:**

Data från provfisken med mjärddar (sjöar respektive vattendrag) som fanns rapporterade i kategorin "Historik" i Kräftdatabasen valdes, eftersom detta underlag var det mest omfattande. Följande analyser gjordes:

- a. Chi²-analys för att testa om förekomstfrekvensen i de olika fångstklasserna var beroende på om vattnet var kalkat eller inte. Analysen gjordes enbart för sjöar eftersom det fanns få vattendrag med data.

4. **Elfiske:**

Elfiskedata från vattendrag (med täthetsuppskattningar i klasser) användes för att göra följande analyser:

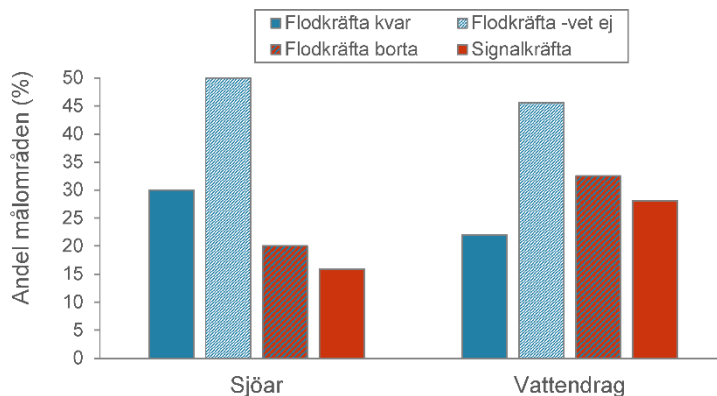
- a. Chi²-analys för att testa om förekomstfrekvensen i de olika fångstklasserna var beroende på om vattnet var kalkat eller inte.

5 Resultat och diskussion

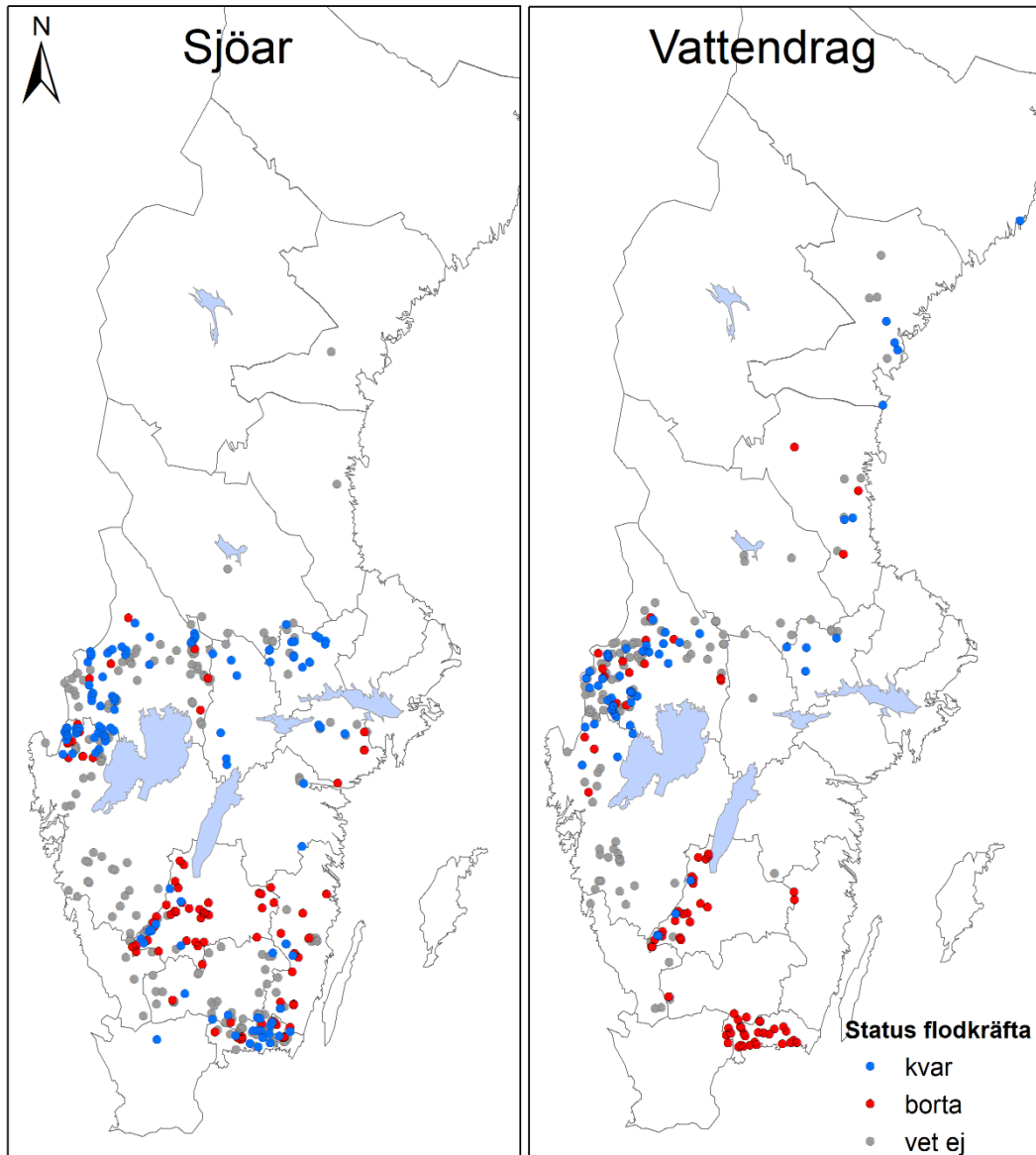
5.1 Förekomst av flodkräfta i målområden

Enligt GIS-skikten fanns det 1 610 åtgärdsområden för kalkning år 2019. Inom åtgärdsområdena förekom det enligt Kräftdatabasen och Artportalen flodkräfta i 0,9 % medan signalkräfta fanns rapporterat från 30 %.

Enligt uppgifter från länsstyrelserna fanns det (år 2019) 4 115 målområden (2 662 sjöar och 1 453 vattendrag) med pågående eller vilande kalkning. För 652 av dessa (390 målsjöar och 246 målvattendrag) har flodkräfta angetts som motiv för kalkning. Baserat på uppgifter från länsstyrelserna år 2020 fanns flodkräfta med säkerhet kvar i 117 målsjöar (30 %) och 54 målvattendrag (22 %) medan signalkräfta förekom i 16 % av målsjöarna och 28 % av målvattendragen (figur 7 och 8, tabell 2 och 3). Särskilt i de sydöstra delarna av landet uppgavs flodkräftan vara försvunnen, eller ha osäker förekomst, i många vatten där bestånd tidigare förekommit. I 50 % av sjöarna och 46 % av vattendragen var det inte känt om arten fanns kvar (figur 7 och 8, tabell 2 och 3).



Figur 7. Målområden där flodkräfta utgör motiv för kalkning fördelat på nuvarande status enligt uppgifter från länsstyrelserna 2020.



Figur 8. Målområden där flodkräfta utgör motiv för kalkning fördelat på nuvarande status enligt uppgifter från länsstyrelserna 2020.

Tabell 2. Totalt antal kalkade målområden i sjöar samt sjöar där flodkräfta utgör motiv för kalkning uppdelat på olika förekomstuppgifter för flodkräfta. Dessutom anges eventuell förekomst av signalkräfta. Aa avser flodkräfta (*Astacus astacus*) och PI avser signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*). Uppgifter från länsstyrelserna 2020.

		Antal	Aa som mål	Aa kvar	Aa vet ej	Aa borta	Fynd PI
AB	Stockholm	3	0				
D	Södermanland	28	12	3	6	3	2
E	Östergötland	61	4	1	3		
F	Jönköping	211	54	9	9	34	25
G	Kronoberg	216	32	3	27	2	2
H	Kalmar	130	32	6	13	13	9
K	Blekinge	121	55	16	28	15	10
M	Skåne	44	1	1			
N	Halland	136	4		4		
O	Västra Götaland	547	73	27	31	8	1
S	Värmland	380	85	29	46	6	5
T	Örebro	161	8	6	2		4
U	Västmanland	70	21	14	7		1
W	Dalarna	192	7		7		3
X	Gävleborg	1	1		1		
Y	Västernorrland	216	1		2		
Z	Jämtland	47	0				
AC	Västerbotten	98	0				
Totalt, Sverige		2 662	390	117	195	78	62

Tabell 3. Totalt antal kalkade målområden i vattendrag samt vattendrag där flodkräfta utgör motiv för kalkning uppdelat på olika förekomstuppgifter för flodkräfta. Dessutom anges eventuell förekomst av signalkräfta. Aa avser flodkräfta (*Astacus astacus*) och PI avser signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*). Uppgifter från länsstyrelserna 2020.

		Antal	Aa som mål	Aa kvar	Aa vet ej	Aa borta	Fynd PI
D	Södermanland	1	0				
E	Östergötland	19	1		1		
F	Jönköping	140	33	4	3	26	20
G	Kronoberg	38	7		4	3	1
H	Kalmar	38	0				
K	Blekinge	31	31			31	31
M	Skåne	17	0				
N	Halland	86	2		2		
O	Västra Götaland	235	32	6	23	3	1
S	Värmland	361	105	33	58	14	9
T	Örebro	26	1		1		1
U	Västmanland	20	8	4	4		1
W	Dalarna	93	8		8		5
X	Gävleborg	40	9	2	4	3	
Y	Västernorrland	120	8	4	4		
Z	Jämtland	87	0				
AC	Västerbotten	101	1	1			
Totalt, Sverige		1 453	246	54	112	80	69

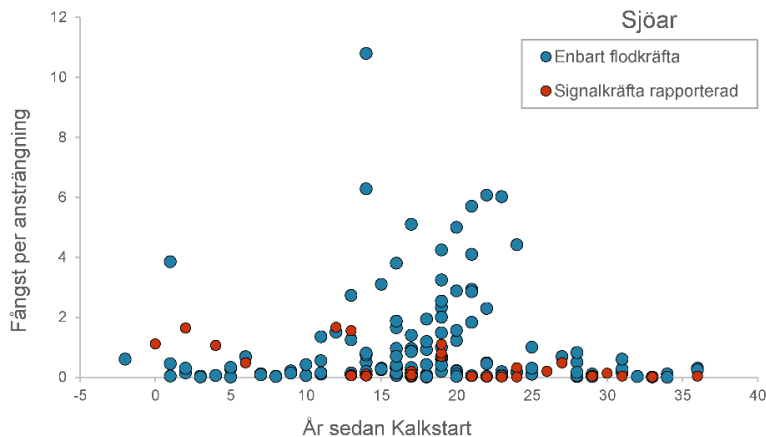
5.2 Kvantitativa provfisken – år efter kalkstart

5.2.1 Fångst per ansträngning – generella trender

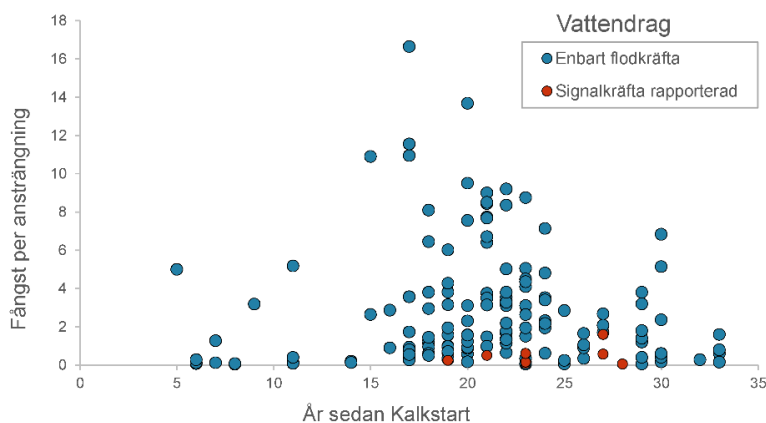
Det generella mönstret avseende fångster i sjöar (168 provfisken fördelade på 85 sjöar) och vattendrag (157 provfisken fördelade på 55 olika lokaler) var likartat. Det fanns inga tydliga samband mellan år efter kalkstart och kräftfångster (figur 9 och 10). En försiktig tolkning är att fångsterna av flodkräfta började bli relativt höga i vissa sjöar och vattendrag först cirka 15 år efter kalkstart. Det antyder att många av dessa bestånd var mycket svaga, sannolikt som en effekt av försurning, och att det tar lång tid innan bestånden börjar återhämta sig. De varierande tätheterna under perioden 15–25 år efter kalkstart antyder att vissa bestånd svarat positivt på kalkning, medan andra inte svarat alls. Detta utreds mer ingående i kapitel 5.2.3. Det är också uppenbart att fångsterna av flodkräfta alltid är låga eller obefintliga vid förekomst av signalkräfta (figur 9 och 10).



God fångst av flodkräfta i en standardmjärde efter en natt (en ansträngning gav 20 kräftor). Foto: Ekoll AB



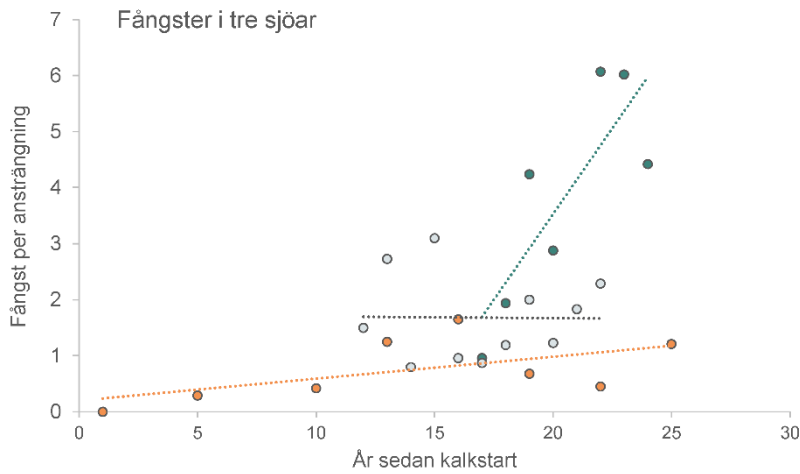
Figur 9. Antal fångade flodkräftor per mjärde i sjöar i förhållande till antal år efter påbörjad kalkning. Datamaterialet består av 168 provfisken fördelade på 85 sjöar. De röda symbolerna anger när det finns förekomstrapporter av signalkräfta från en tidsperiod på fem år från provfisket. Data från Kräftdatabasen (efter 1992) och andra källor (före 1992).



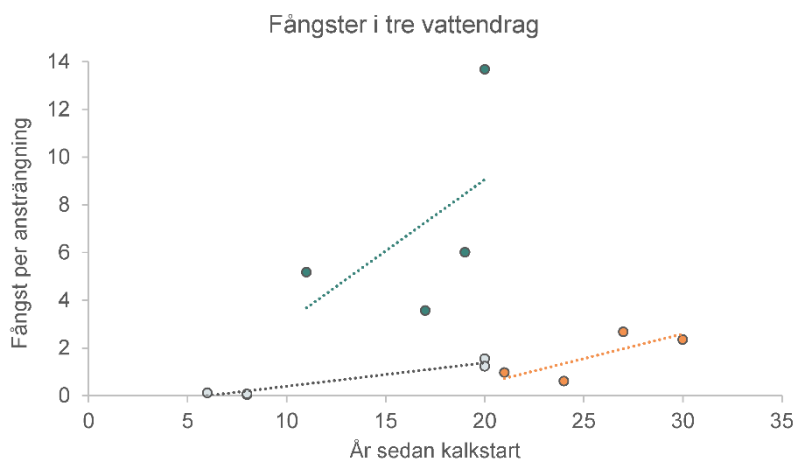
Figur 10. Antal fångade flodkräftor per mjärde i vattendrag i förhållande till antal år efter påbörjad kalkning. Datamaterialet består av 157 provfisken fördelade på 55 vattendrag. De röda symbolerna anger när det finns förekomstrapporter av signalkräfta från en tidsperiod på fem år från provfisket. Data från Kräftdatabasen (efter 1992) och andra källor (före 1992).

5.2.2 Fångst per ansträngning – tidsserier

Från tre sjöar och tre vattendrag, där signalkräfta inte rapporterats i närtid, fanns data från åtminstone fyra provfisken efter påbörjad kalkning. Fångsterna ökade linjärt i både sjöar (figur 11) och vattendrag (figur 12) efter kalkstart (ANCOVA effekt av år sedan kalkstart: $p < 0,001$), men det fanns också en signifikant interaktion mellan provfiskelokal (sjö eller vattendrag) och år sedan kalkstart ($p = 0,023$). I en av sjöarna ökade inte fångsten per ansträngning medan de andra sjöarna visade en ökning, om än med olika hastighet, därav den signifikanta interaktionen.



Figur 11. Fångst per ansträngning av flodkräftor i tre sjöar (antal per mjärde) i relation till år efter påbörjad kalkning. Linjerna visar förändringen i fångster för respektive sjö. Signalkräfta finns inte rapporterad i närtid.



Figur 12. Fångst per ansträngning av flodkräftor i tre vattendrag (antal per mjärde) i relation till år efter påbörjad kalkning. Linjerna visar förändringen i fångster för respektive vattendrag. Signalkräfta finns inte rapporterad i närtid.

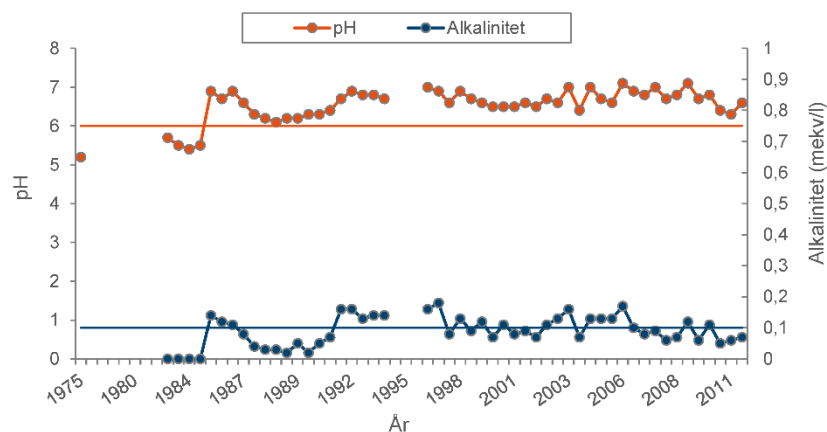
Kalkningsexemplet Åsebyälvens nedre delar

För att illustrera hur försurning och kalkning kan påverka ett specifikt flodkräftbestånd redovisas resultat från Åsebyälvens nedre delar i Värmland. Åsebyälven utgör ett exempel på hur kalkning kan leda till att flodkräftbestånd kan återhämta sig efter försurningspåverkan och visar även hur olika provfiskemetoder kan användas för att tolka effekter av kalkning (fiske med mjärddar respektive elfiske). De redovisade uppgifterna härrör huvudsakligen från en rapport av Hushållningssällskapet Värmland (Astacus-projektet), samt muntliga första- och andrahandsuppgifter från Tomas Jansson (Kräftmannen AB). Data på mjärdfångster från 2002 har hämtats från Kräftdatabasen och data på elfiskefångster från Svenskt Elfiskeregister (Åsebyälven, lokal "Fornminnet").

I början på 1920-talet introducerades flodkräfta i Åsebyälven. Innan dess saknades flodkräfta. Historiska data indikerar att kräftfisket var mycket bra i början av 1960-talet (uppskattningsvis mer än 60 kräftor per mjärde), för att sedan minska dramatiskt under 1980-talet, då endast enstaka kräftor fångades. I början av 1980-talet uppmättes pH-värdet runt 5 i vattendraget och dess källflöden, dvs. under den nivå då flodkräftans reproduktion slås ut (tabell 1). År 1982 påbörjades kalkning av tillflödena och sedan 1986 har uppmätta pH-värden överstigit de nivåer som krävs för att flodkräfta ska kunna reproducera sig (figur 13).

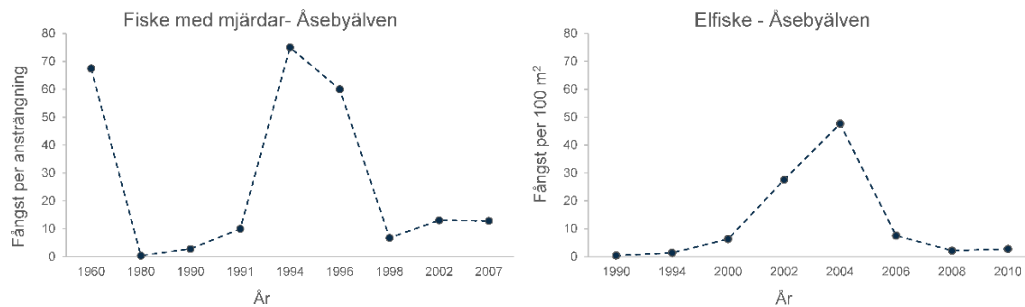


Åsebyälven innan den mynnar i Järnsjön. Foto: Tomas Jansson.

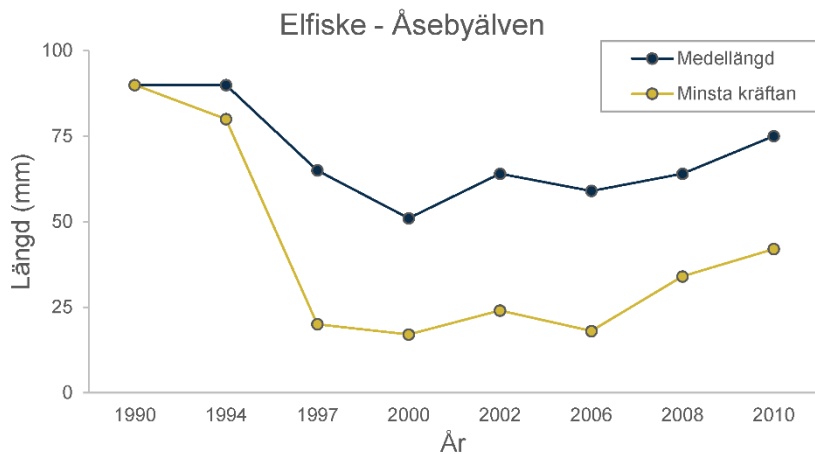


Figur 13. Alkalinitet och pH i Åsebyälven (lokal Åsebyn) under åren 1975 till 2011. Orange horisontell linje visar pH-mål 6 och blå horisontell linje visar alkalinitet 0,1 mekv/l. Data från Tomas Jansson (Kräftmannen AB). Kalkning påbörjades i tillrinnande källflöden 1982.

Kräffångsterna var låga, och de få kräftor som fångades var stora, vid de fisken som gjordes 1980 och 1990. När kalkningen pågått några år och de uppmätta pH-värdena låg över 6,0 började beståndet att återhämta sig. Under 1990-talet ökade mjärdfångsterna (figur 14) samtidigt som elfisken visade på minskad medellängd samt förekomst av små kräftor (figur 15). Under 2000-talet minskade fångsterna återigen men elfiskena indikerade att rekryteringen var relativt stabil. Att bestånd snabbt ökar för att därefter minska till en lägre stabil nivå, miljöns bärande förmåga, är en vanlig respons när kräftpopulationer återetableras (Sandström m.fl. 2014).



Figur 14. Antal flodkräftor per mjärde (vänster) respektive antal flodkräftor per 100 m² (höger) i Åsebyälven. Data från Hushållningssällskapet i Värmland, Tomas Jansson och Kräftdatabasen (vänster) samt från Svenskt Elfiskeregister (SERS) (höger). Data från SERS baseras på fångsterna från första utfiskningen på lokalen. Kalkning påbörjades 1982. Notera att tidsskalan inte är helt kontinuerlig och skiljer sig för mjärd- respektive elfiskedata.



Figur 15. Medellängd samt längden på minsta flodkräftan fångad vid elfiske i Åsebyälven. Flodkräftor som är kring 25 mm är årsungar och de som är cirka 40 mm är kräftor födda året innan. Data från Svenskt Elfiskeregister (SERS). Kalkning påbörjades 1982. Notera att tidsskalan inte är helt kontinuerlig.



Årsunge (ca 25 mm) samt fjolårsunge (ca 40 mm) av flodkräfta som fångats vid elfiske. Detta indikerar att kräftbeståndet reproducerat sig under de två senaste åren. Foto Ekoll AB.

5.2.3 Fångst per ansträngning – påverkansfaktorer

För att finna orsaker till de stora variationerna i fångster 10–25 år efter påbörjad kalkning (figur 9 och 10) gjordes ytterligare analyser.

Av 168 sjöprovfisken bedömdes 30 (18 %) kunna vara påverkade av signalkräfta. I dessa sjöar med trolig förekomst av signalkräfta var fångsterna generellt låga (figur 9). Motsvarande data från vattendrag visade färre förekomster av signalkräfta, 8 av 157 (5 %) (figur 10). Även i vattendragen var fångsterna av flodkräfta låga på lokaler med signalkräfta (figur 10). Resultaten antyder att kalkade flodkräfts sjöar oftare drabbas av pestspridande signalkräftor än kalkade vattendrag. Men i realiteten är detta troligen inte fallet. Förekomst av signalkräftor i ett vattensystem kan medföra att pest sprids långa sträckor nedströms och därför kan ett vattendrag med flodkräfta vara pestdrabbat även om signalkräftor inte påträffas vid provfisket.

Bottensubstratets beskaffenhet är betydelsefull för fångsten av kräftor i sjöar och därför analyserades i vilken grad skillnader i substrat kunde förklara den stora fångstvariationen när kalkning pågått under 10–25 år. Det fanns totalt 91 fisken (av 172) där typ av bottensubstrat angetts. Fångsterna analyserades i förhållande till andel hårbotten (figur 16). Det finns en osäkerhet om hur bottensubstratet klassificerats, förutom när det har angivits som mjukt. Därför analyserades fångstdata mot andel hårbotten i stället för exempelvis andel stenbotten.

Även om sambandet inte är starkt var det genomgående större fångster av flodkräfta i sjöar med stor andel hårbotten, vilket bekräftar att substratet är viktigt för beståndstätheten. En sammanvägning av effekterna från signalkräfta och

Slutligen gjordes en analys (partiell korrelation) för 12 sjöar med varierande fångster 10–25 år efter kalkning, där signalkräfta saknades i närtid och där det var möjligt att koppla resultaten från kräftprovfisken (provfisken genomförda 1997–2000) till kemisk-fysikaliska mätvärden och provfiskedata för fisk (tabell 4). För dessa sjöar fanns också information om bottenstrukturer vid kräftprovfisket, vilket kunde korrigeras för i analysen. Dataunderlaget hämtades från databasen för provfiske i sjöar (NORS), miljödata (MVM) samt från SMHI och innefattade totalt 14 miljöfaktorer. Data som användes var de som låg närmast i tiden i förhållande till kräftprovfisket och som bedömdes relevanta med hänsyn både till kalkning och till faktorer som kan påverka kräftfångster i sjöar (tabell 4 och tabell 1). Mer detaljer om analyserna och resultaten finns i Bilaga A.

Vid analysen testades huruvida ett antal miljöfaktorer (tabell 4) kunde förklara variationen i kräftfångster 10–25 år efter kalkning. Resultaten från vattenprovtagningarna visade att samtliga sjöar hade pH-värden över 6,0 och att även övriga kemiparametrar uppfyllde riktvärdena för vattenkvalitet som anges i tabell 1 och tabell 4.

Vid PCA-analysen grupperades de 14 miljöfaktorerna enligt tre nya miljövariabler (PCA-axlar, Bilaga A). Dessa förklarade tillsammans 82 % av den ursprungliga variationen i de 14 miljöfaktorerna. Den tredje miljövariabeln (PC3, Bilaga A) förklarade cirka 15 % av den totala variationen och gav en positiv partiell korrelation med kräftfångst efter att hänsyn tagits till den variation som beror på skillnader i andel hårdbotten. Miljövariabeln visade att fångsterna av flodkräfta ökade med mängden fisk i sjön, lägre färgtal och lägre höjd över havet (Bilaga A).

Tabell 4. Medelvärden (median för pH) samt maxi- och minimivärden från 12 sjöar för 14 olika miljöfaktorer där det finns stor variation i fångstresultat 10–25 år efter kalkning (1997–2012).

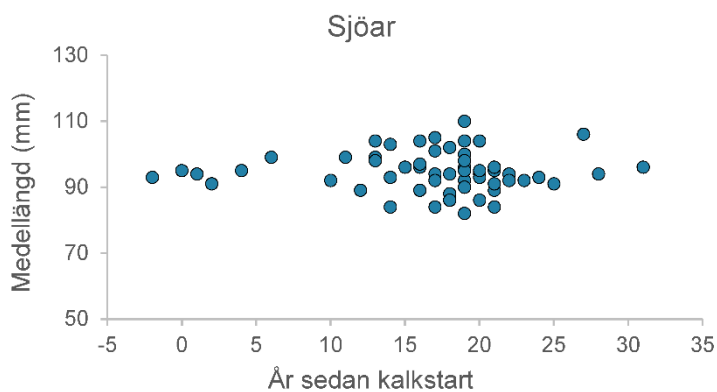
Miljöfaktorer	medelvärde	max.	min.
Fångst per ansträngning	1,5	10,8	0,02
N-koordinat (SWEEREF 99TM)	6389267	6667727	6239351
Sjöareal (km ²)	0,97	2,95	0,2
Höjd över havet (m)	143	190	56
Strandlinje (km)	6,7	19,1	2,2
Medeldjup (m)	4,6	8	1,2
Maximidjup (m)	15,4	28,3	2,5
Volym (m ³)	5 028 167	25 410 000	239 000
pH-värde	6,9	7	6,5
Alkalinitet (mekv/l)	0,16	0,22	0,08
Färg (mg Pt/l)	113	222	37
Ledningsförmåga (mS/m)	5,9	8,4	2,8
Fisk (g/nät vid provfiske)	1175	2285	398
Viktandel rovfisk vid provfiske	0,54	0,86	0,27

5.2.4 Storleksfördelning

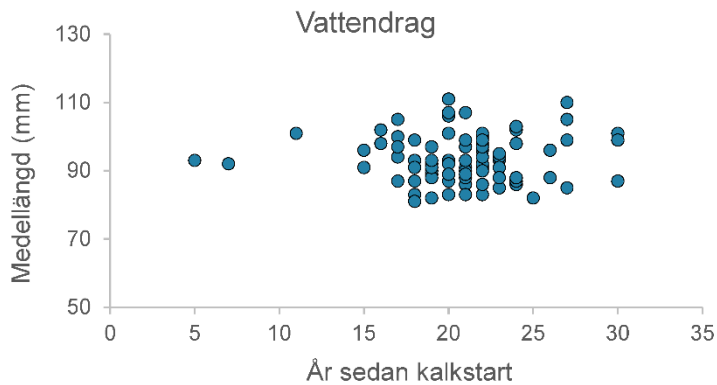
Medellängden i förhållande till antal år efter kalkstart analyserades från 60 provfisken i sjöar (30 sjöar) och från 96 lokaler i vattendrag (44 vattendrag). Det fanns inga signifikanta samband mellan medellängd och antal år efter kalkstart, varken i sjöar eller vattendrag (linjär regression, $p > 0,32$, figur 17 och 18).



Vid provfiske mäts längden på en flodkräfta från pannhornets spets (rostrum) till slutet på mittersta stjärtfliken. Foto: Ekoll AB

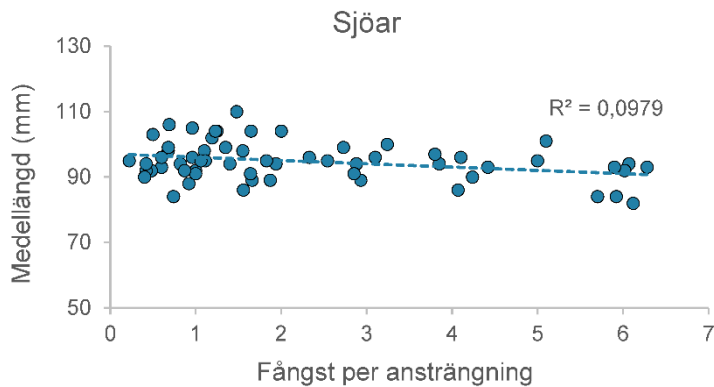


Figur 17. Medellängd av flodkräfta vid 60 provfisken i 30 sjöar i förhållande till år efter kalkstart.

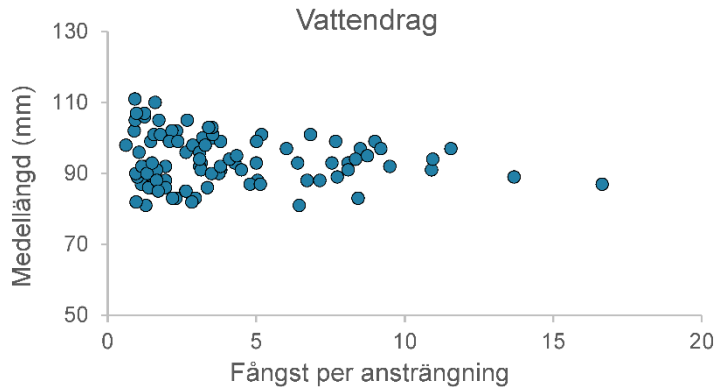


Figur 18. Medellängd av flodkräfta vid 96 provfisken i 44 vattendrag i förhållande till år efter kalkstart.

För att belysa variationer i storleksfördelning gjordes en regressionsanalys där kräftfångsterna jämfördes med medellängd (figur 19). Bakomliggande hypotes är att kräftornas tillväxt kan vara täthetsberoende, dvs. vid hög täthet växer kräftorna sämre. Dessutom kan ökad rekrytering av små kräftor leda till större fångster. I både sjöar och vattendrag var medelstorleken (och även storleken på minsta kräftan i fångsten) mindre när fångsterna var höga (dock ej signifikant för medelstorlek i vattendrag) (figur 19 och 20) vilket stödjer hypotesen.



Figur 19. Medellängd av flodkräfta vid provfisken i kalkade sjöar (60 fisken, fördelade på 30 sjöar) i förhållande till fångst per ansträngning. Det finns ett signifikant negativt samband (linjär regression, $p=0,015$, $R^2=0,098$).



Figur 20. Medellängd av flodkräfta vid provfiske i kalkade vattendrag (96 fisken, fördelade på 44 vattendrag) i förhållande till fångst per ansträngning.

5.3 Kvantitativa provfisken – kalkade/okalkade vatten

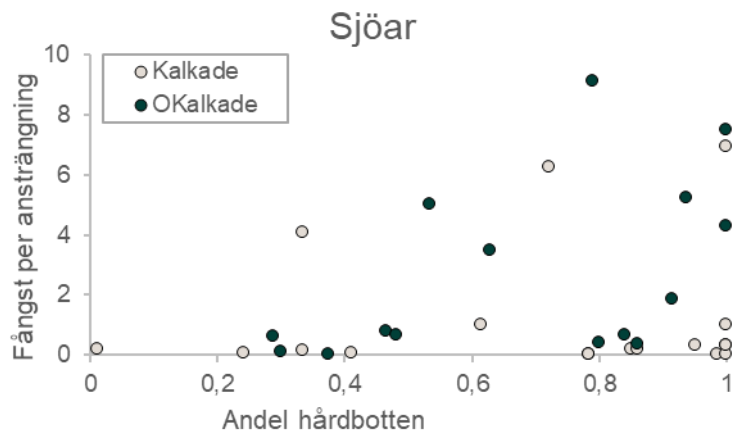
5.3.1 Fångst per ansträngning

Närbelägna kalkade och okalkade sjöar

Eftersom underlaget bara omfattade 6 vattendrag gjordes jämförelsen endast för sjöar. Vid analys av 21 par sjöar var fångst per ansträngning signifikant högre i de okalkade sjöarna (medelvärde: 2,6) jämfört med de kalkade (medelvärde: 1,1, parat t-test, $p=0,026$).

För 12 av de 21 sjöparen fanns bottensubstrat angivet. Andelen hårbotten uppgick till 71 % och 75 % för kalkade respektive okalkade sjöar, men skillnaden var inte signifikant (parat t-test, $p=0,67$).

För att ytterligare analysera orsaker till variationerna i fångst mellan kalkade och okalkade sjöar relaterades fångst per ansträngning till bottensubstrat vid provfiskena (ANCOVA). Data fanns från 18 kalkade och 15 okalkade sjöar (oavsett geografiskt läge) inom de 21 par som fanns tillgängliga. Även om spridningen var stor, och underlaget begränsat, tenderade fångsterna att vara större i sjöar där fisket utförts på hårbotten (figur 21). Vid denna analys fanns inga statistiskt signifikanta skillnader i fångst mellan kalkade och okalkade sjöar.

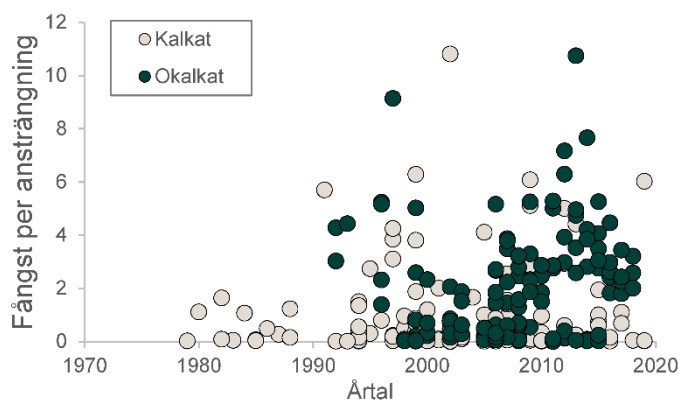


Figur 21. Antal flodkräftor per mjärde i kalkade (18) och icke kalkade sjöar (15) i förhållande till andel hårbotten. Kovariansanalys visar att fångsten tenderar att öka med ökad andel hårbotten ($p=0,061$) men att den inte skiljer sig åt mellan kalkade och okalkade sjöar vid samma andel hårbotten. Sjöar med förekomst av signalkräfta i närtid (fem år) är exkluderade.

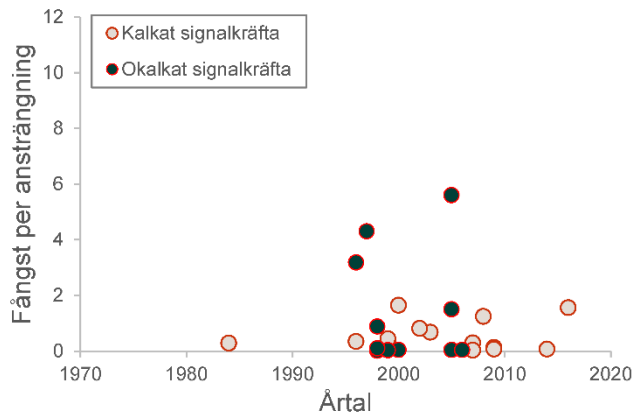
Kalkade/okalkade sjöar och vattendrag med och utan signalkräfta

I Kräftdatabasen fanns 397 kvantitativa provfisker från okalkade vatten. Efter exkludering av provfisker från norra Sverige och sådana med få mjärdar återstod 143 sjöar och 16 vattendrag som provfiskats mellan 1992 och 2019. Motsvarande antal kalkade vatten var 168 sjöar och 157 vattendrag. Dessa innefattade äldre provfisker som inte finns i Kräftdatabasen och omfattade därmed en tidsperiod från 1979 till 2019.

Generellt var fångsterna låga i kalkade sjöar före 1992, men för den tidsperioden saknas jämförbara resultat från okalkade sjöar (figur 22). I provfiskade sjöar har signalkräftan huvudsakligen spridits efter 1995 (figur 23).

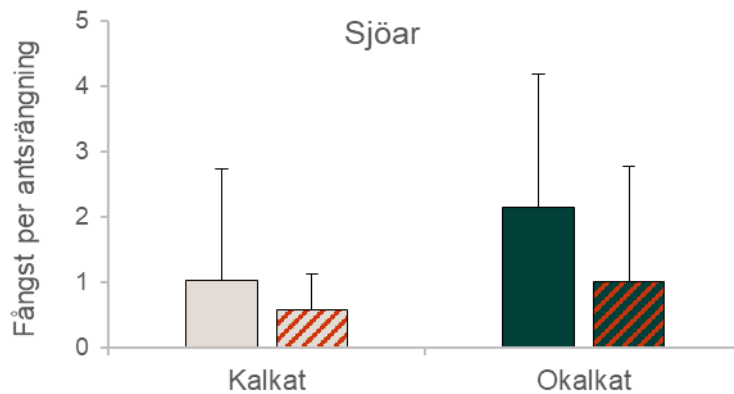


Figur 22. Fångst per ansträngning (antal flodkräftor per mjärde) från provfisker i 154 kalkade och 127 okalkade sjöar utan förekomst av signalkräfta. Data från Kräftdatabasen (efter 1992) och andra källor (före 1992).



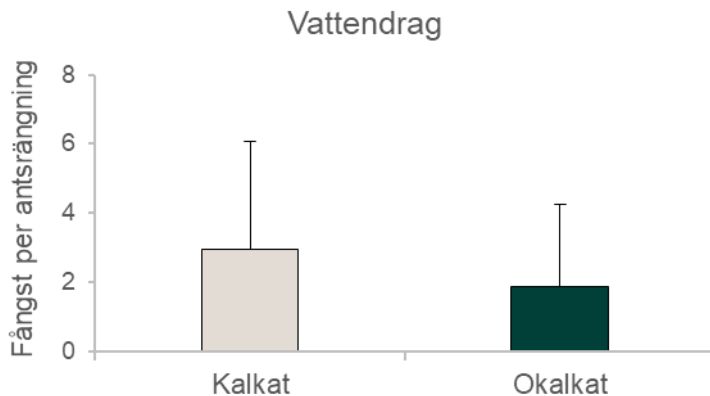
Figur 23. Fångst per ansträngning (antal flodkräftor per mjärde) från provfischen i 30 sjöar (14 kalkade och 16 okalkade) med förekomst av signalkräfta. Data efter 1992 är hämtade från Kräftdatabasen och tidigare data kommer från kompletterande källor.

Jämförelsen mellan fångsterna i kalkade (minst 10 år sedan kalkstart) och okalkade sjöar gjordes för sjöar med eller utan förekomst av signalkräfta. Analysen (tvåvägs-ANOVA) visade att det i genomsnitt fångades signifikant fler flodkräftor per mjärde i okalkade sjöar än i kalkade ($p=0,032$) oavsett förekomst av signalkräfta. Fångsterna i de 30 sjöarna med signalkräfta var signifikant lägre än i de 254 sjöarna utan rapporterad förekomst av signalkräfta ($p=0,026$ figur 24). Det fanns ingen signifikant interaktion mellan faktorn kalkat/okalkat och förekomst av signalkräfta ($p>0,33$) vilket betyder att fångsterna av flodkräfta generellt var lägre i sjöar med signalkräfta oavsett om de var kalkade eller inte.



Figur 24. Medelvärden för antal flodkräftor per mjärde i sjöar, fördelade på kategorier kalkade (127 utan och 14 med signalkräfta) och okalkade (127 utan och 16 med signalkräfta) sjöar samt förekomst av signalkräfta (streckade staplar). Även standardavvikelse anges.

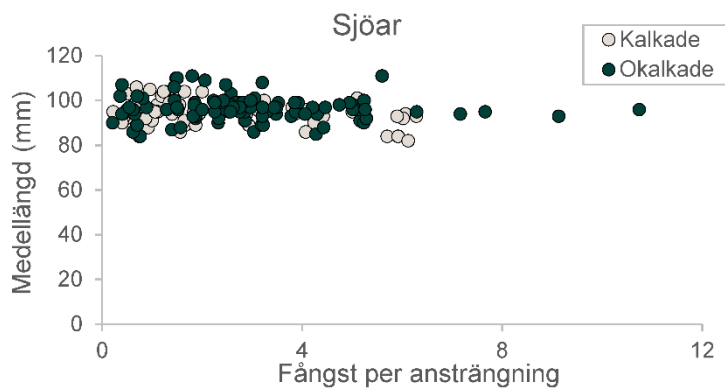
För vattendrag gjordes ingen variansanalys av skillnaderna i fångst per ansträngning eftersom det var så stor skillnad i antal (138 respektive 16) mellan kalkade (>10 år sedan kalkstart) och okalkade vattendrag. I de kalkade vattendragen fångades i genomsnitt fler kräftor (3,0) per ansträngning än i de okalkade (1,9) (figur 25). Vattendrag med förekomst av signalkräfta ingick inte i analysen.



Figur 25. Medelvärden för antal flodkräftor per mjärde i vattendrag, fördelade på kategorierna kalkade (138) och okalkade (16) vattendrag. Alla vattendrag saknar förekomst av signalkräfta. Även standardavvikelse anges.

5.3.2 Storleksfördelning

Det fanns 94 okalkade sjöar och 60 kalkade sjöar för analys med avseende på kräftbeståndens storleksfördelning. Eftersom storleksfördelningen påverkas av kräfttätheten gjordes analysen med fångst per ansträngning som kovariat. Analysen visade att medellängd minskade med ökade kräftfångster och att det inte skiljde sig mellan kalkade och okalkade sjöar (ANCOVA, effekt av fångst per ansträngning, $p=0,015$) (figur 26). För vattendragen kunde ingen motsvarande analys genomföras eftersom antalet provfisken var för litet.



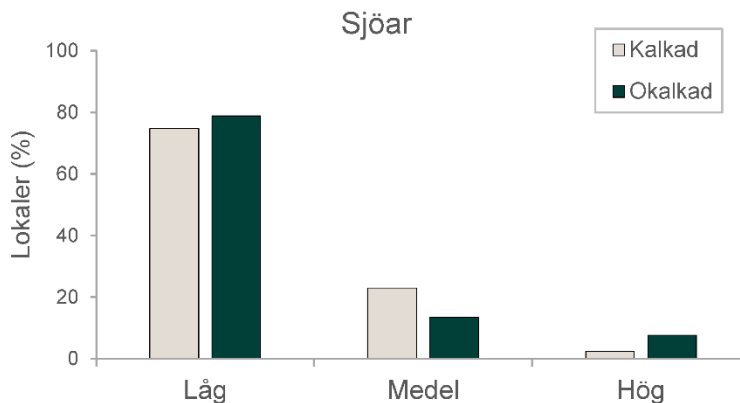
Figur 26. Medellängd av flodkräfta i kalkade (60) och icke kalkade sjöar (94) i förhållande till antal kräftor per mjärde. Statistisk analys av data (kovariansanalys) visar att medellängden minskade med ökade kräftfångster ($p=0,015$) och att det inte fanns några skillnader mellan kalkade och okalkade sjöar vid samma fångst per ansträngning.

5.4 Kvalitativa provfisken

5.4.1 Kalkade och okalkade sjöar

Från kategorin "Historik" i Kräftdatabasen valdes provfisken med mjårdar, eftersom det underlaget var mest omfattande. Det fanns mycket data från 1992 och 1996, men år 1996 valdes eftersom detta innebar fler år efter kalkstart. Totalt fanns data från

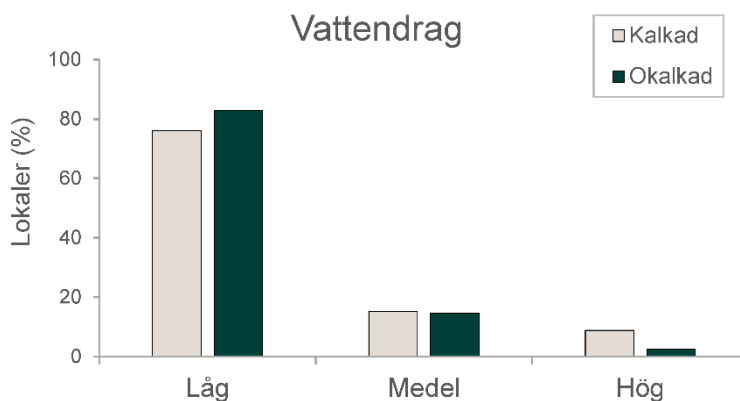
257 kalkade och 591 okalkade sjöar. Det största antalet provfisken hade fångster i klassen "Låg" fångst (totalt 658 sjöar, 78 % av sjöarna). Den statistiska analysen visade att fördelningen mellan olika fångstklasser var beroende på om sjöarna var kalkade eller inte (figur 27) (χ^2 , $p < 0,001$). Det fanns en större andel av kalkade vatten i klassen "Medel", men de var färre i klassen "Hög". Dessa två fångstklasser innehöll emellertid förhållandevis få sjöar.



Figur 27. Kvalitativa fångstdata (mjärddar) från 257 kalkade och 591 okalkade sjöar, fördelade mellan tre olika klasser avseende fångst per ansträngning. Data från Kräftdatabasen, kategorin "Historik", för kräftfisken från 1996. Procent lokaler i de olika fångstklasserna redovisas (se avsnitt 3.2).

5.4.2 Elfiske och fångstdata i kalkade och okalkade vattendrag

Data från elfisken utförda under åren 2000–2010 utvaldes, eftersom detta underlag var mest omfattande. Från denna tidsperiod fanns data från 171 lokaler i kalkade vattendrag och 41 lokaler i okalkade vattendrag. Liksom för sjöarna hamnade de flesta lokalerna i fångstklassen "Låg" fångst (totalt 164 lokaler, 77 % av lokalerna). Den statistiska analysen visade att det inte fanns några signifikanta skillnader mellan kalkade och okalkade vattendrag avseende fördelningen i olika fångstklasser (figur 28) (χ^2 , $p > 0,37$).



Figur 28. Kvalitativa fångstdata i vattendrag (elfiske, antal kräftor per ytenhet) från 171 kalkade och 41 okalkade vattendrag fördelat på tre olika klasser avseende fångster. Data från Kräftdatabasen år 2000–2010. Procent lokaler i de olika fångstklasserna redovisas (se avsnitt 3.2).

6 Slutsatser

- Antalet kalkade målområden med flodkräfta har minskat dramatiskt till följd av ökad utbredning av pestspridande signalkräftor. Enligt länsstyrelserna förekommer flodkräfta som motiv för kalkning i 390 sjöar och 246 vattendrag. Flodkräfta finns med säkerhet kvar i 30 % av dessa sjöar och 22 % av vattendragen, medan signalkräfta förekommer i 16 % av sjöarna och 28 % av vattendragen. I 20 % av sjöarna och 33 % av vattendragen är flodkräfta med säkerhet försvunnen och i 50 % av sjöarna och 46 % av vattendragen är det inte känt om den finns kvar. Särskilt i de sydöstra delarna av landet uppges flodkräftan vara försvunnen, eller ha osäker förekomst, i många av de kalkade sjöar och vattendrag där bestånd tidigare förekom.
- Nästan alla kalkade vatten som provfiskades inom 10 år efter kalkstart uppvisade låga fångster. Detta indikerar att bestånden var påtagligt påverkade av försurning och att eventuella effekter av kalkningen ännu inte visat sig i provfiskena. Efter kalkning i 15–25 år förekom ganska många bestånd med höga tätheter, men också många där fångsten var liten. Det antyder att responsen på kalkningen var mycket varierande. I viss utsträckning skulle detta kunna tillskrivas etablering av signalkräfta. I ännu högre grad kan effekten av signalkräftan förklara de, nästan genomgående, svaga fångsterna i vatten som kalkats i mer än 25 år.
- Andra orsaker till den stora variationen i fångst av flodkräfta i kalkade sjöar var andel hårbotten, tätheter av fisk, höjd över havet och vattenfärg. I kalkade sjöar ökade fångsterna av flodkräfta med mängden fisk i sjön, lägre vattenfärg och lägre höjd över havet. Dessa parametrar indikerar generellt större produktionsförmåga, vilket således även gynnar produktionen av flodkräfta. I sjöar utan signalkräftförekomst tenderade fångsten av flodkräftor att öka med andelen hårbotten oavsett om sjöarna var kalkade eller ej. Där signalkräfta förekom var fångsterna av flodkräfta alltid låga, oavsett bottensubstrat.
- En försiktig tolkning av resultaten är att kalkningen haft positiv effekt då de flesta analyser visar att fångsterna av flodkräfta i kalkade och okalkade vatten inte skiljde sig nämnvärt. Analysen av det största provfiskematerialet (141 kalkade sjöar och 143 okalkade sjöar) visade emellertid att det i genomsnitt fångades något fler flodkräftor i sjöar som inte kalkats. Detta kan tolkas som att kalkningen inte fullt ut återskapat samma beståndstätheter som innan försurningen etablerades. Det är emellertid också sannolikt att de okalkade sjöarna, som aldrig försurats, naturligt har högre kalciumhalter och sannolikt även högre näringsstatus än de kalkade. Resonemanget antyder att kräftbestånden i de kalkade sjöarna, till följd av naturgivna förutsättningar, inte fullt ut kan förväntas nå samma tätheter som i de okalkade sjöarna.
- Medelstorleken av flodkräftor förväntades minska vid kalkning till följd av förbättrad reproduktion och rekrytering av småkräftor. Någon sådan effekt kunde inte observeras. Däremot var storleken på kräftorna kopplad till storleken på

fångsterna. Tätare kräftbestånd hade generellt lägre medelstorlek, oavsett om vattnet var kalkat eller ej.

- Sammantaget visar utvärderingen att eventuella effekter av kalkning på flodkräftbestånd till stor del överskuggas av den ökade spridningen av signalkräfta och därav följande förlust av flodkräftbestånd. Historiskt sett har försurningen påverkat många flodkräftbestånd, och i de få vatten som har tidsseriedata visar resultaten på ökade fångster efter kalkning. Kalkningsinsatser bör prioriteras i försurade vatten där flodkräftan har en rimlig chans att överleva på sikt, dvs. där signalkräfta saknas. Som underlag för denna prioritering behövs bättre kännedom om såväl flod- som signalkräftförekomster.

7 Begränsningar i analyser/dataunderlag

- En begränsning i dataunderlaget är att det bara finns ett fåtal kvantitativa provfisker som utförts före kalkning. Det finns en del information i litteraturen men rådata har inte varit tillgängliga för denna utvärdering.
- Det finns vatten med provfiskedata från tiden före eller i nära anslutning till påbörjad kalkning, men i huvuddelen av dessa kan inte flodkräftans status följas upp eftersom vattnen numera har signalkräfta. Många tidsserier kan därför inte förlängas med nya data, och antalet längre tidsserier är litet.
- Även om motivet för kalkning har varit flodkräfta är eller var långt ifrån alla dessa lokaler bra kräftsjöar eller vattendrag. De flesta äldre goda flodkräftsjöarna har numera signalkräftor. Kvar är de lågproduktiva sjöarna högt upp i avrinningsområdena, som historiskt inte varit bra kräftsjöar (Tomas Jansson, muntligen).
- Det finns endast begränsade uppgifter i Kräftdatabasen om återintroduktioner eller stödutsättningar av flodkräfta och det har därför inte varit möjligt att ta hänsyn till denna faktor vid analyserna.
- Fångst per ansträngning vid provfisker påverkas av andra faktorer än försurning och kalkning. Kräftpopulationer varierar naturligt och därmed även fångstresultaten. Därför kan det vara svårt att identifiera de förändringar som beror på kalkning.
- Signalkräftans spridning och förekomst är en faktor som påverkar tolkningarna, främst vad gäller fångstresultaten. Det har inte varit möjligt att kontrollera alla fångstdata som analyserats, utan urval har gjorts främst för att kunna förklara variationer i fångster i relation till antalet år sedan kalkstart. Detta är då enbart baserat på de förekomstuppgifter som finns i databasen.
- Vid kvantitativa provfisker förekommer betestyper som inte är standard, dvs. annat än vitfisk, vilket kan påverka fångstresultatet. Detta har enbart kunnat kontrolleras vid ett fåtal analyser.
- Kräftdata som rapporteras från elfiske efter fisk i vattendrag varierar stort beroende på utförare och om syftet med elfisket även varit att dokumentera kräftförekomster.
- Ål har historiskt visat sig vara en effektiv predator på kräftor och förekomst av ål kan påverka kräftbestånd negativt. Data på ålförekomster (tätheter) finns i princip bara tillgängliga från elfiske i vattendrag, medan ål i princip aldrig fångas vid provfisker i sjöar. Ålförekomster har därför inte beaktats vid analyserna.
- Det fanns väldigt få sjöar där data för flera miljöfaktorer (som t.ex. pH, alkalinitet, färg, strandlinje, medeldjup, mängden fisk eller rovfisk) kunde relateras till resultat från kvantitativa kräftprovfisker.

8 Referenser

- Abrahamsson, I., Ahlström, J., Haag, T. & Nilsson, F. (2013). *Kvalitet och kalkningsbehov inom kalkningsverksamheten – en granskning av de regionala åtgärdsplanerna*. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport 2013:16.
- Abrahamsson, S. (1972). *Fecundity and growth of some populations of *Astacus astacus* Linné in Sweden – With special regard to introductions in northern Sweden*. Institute of Freshwater Research, Drottningholm, nr 52.
- Ahlgren, J., Stenberg, M., Nyström, P. & Åbjörnsson, K. (2016). *Klimatrelaterade förändringar i sjöar och vattendrag en jämförelse mellan två perioder (1995-2000 och 2009-2014)*. Länsstyrelserna, Meddelande 2016:37 (Jönköpings län) och 2016:59 (Västra Götalands län).
- Ahlström, J. (2018). *Effekter av kalkning på bottenfauna i rinnande vatten – Resultat av 25 års kalkning av vattendrag*. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport 2018:4.
- Appelberg, M. (1984). *Effekter av försurning och kalkning på populationer av flod- och signalkräfter*. Limnologiska Institutionen Uppsala universitet, rapport 1984:B7.
- Appelberg, M. (1989). Evaluating water quality criteria for freshwater crayfish: Exemplified by the impact of acid-stress. I Skurdal, J., Westman, K. & Bergan, P.I (red.). *Crayfish culture in Europe. Report from the workshop on crayfish culture, 16.-19 Nov. 1987, Trondheim, Norway*.
- Appelberg, M. & Odelström, T. (1990). *Kräfter i sura och kalkade vatten*. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 4:1–25.
- Appelberg, M. (1992). Liming as a measure to restore crayfish populations in acidified lakes. *Finnish Fisheries Research*, 14:93-105.
- Appelberg, M., Ridderborg, S. & Beier, U. (2004). *Riksfiskinventering -96 – En nationell inventering av den svenska fiskfaunan 1996*. Fiskeriverket informerar 2004:1.
- Astacus* (odaterat). *Norsk/Svenska kärnområdet för flodkräfta –järnsjön. Projekt *Astacus* 2000-2006*. Vålberg: Hushållningssällskapet i Värmland
- Beaume, D., Sellier, Y., Luguët, G. & Grandjean, F. (2018). Freshwater acidification: an example of endangered crayfish species sensitive to pH. *Hydrobiologia*, 813:41-50.
- Bergquist, B., Bohman, P. & Edsman, L. (2016). *Provfiske efter kräfter i sjöar och vattendrag*. Version 2:1, 2016-02-10. Havs- och Vattenmyndigheten.
- Bernes, C. (1991). *Försurning och kalkning av svenska vatten*. Monitor 12, Naturvårdsverket.
- Degerman, E., Nilsson, A., Nyström, P., Nilsson, E. & Olsson, K. (2007). Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? – A field survey and prospects. *Environmental Biology of Fishes*, 78:231–239.
- Edsman, L. & Schröder, S. (2009). *Åtgärdsprogram för flodkräfta 2008-2013 (*Astacus astacus*)*. Rapport 5955, Havs- och Vattenmyndigheten.

- Fiskeristyrelsen (1989). *Provfiske efter flodkräftor i vissa försurningspåverkade vatten i Dalsland 1988*. Rapport av Utredningskontoret i Jönköping.
- Fjälling, A. & Fürst, M. (1985). *Signalkräftan i Sverige 1969-84*. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 8.
- Fürst, M. (1974). *Signalkräftan 1973*. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 2, 1974.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2017). *Åtgärder och rekommendationer 2017-2022 (bilaga 1) – Åtgärdsprogrammet för flodkräfta*.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2020). *Kalkningsåret 2019. En redovisning av nyckeltal*.
- Kouba, A., Petrusek, A. & Kozak, P. (2014). Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: Update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 413: 05.
- Lodge, D.M. & Hill, A.M. (1994). Factors governing species composition, populations size, and productivity of cool-water crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 69:111–136.
- Naturvårdsverket (2002). *Kalkning av sjöar och vattendrag: Handbok 2002:1*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2010). *Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag: Handbok 2010:2*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2019). *Bara naturlig försurning – underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nyberg, P., Appelberg, M. & Degerman, E. (1986). Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 31:669–687.
- Nyström, P. (1989). *Flodkräftans (Astacus astacus L.) populationsdynamik i en oligotrof sjö i Blekinge*. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 1: 21-40.
- Nyström, P. & Rönn, T. (1990). *Kräfter och kräftodling - biologi och fiskevård*. Stockholm: LT.
- Nyström, P. (2002). Ecology. I Holdich, D.M. (red.). *Biology of Freshwater Crayfish*, Oxford: Blackwell.
- Nyström, P., Stenroth, P., Holmqvist, N., Berglund, O., Larsson, P. & Granéli, W. (2006). Crayfish in lakes and streams: individual and population responses to predation, productivity and substratum availability. *Freshwater Biology*, 51:2096–2113.
- Nyström, P., Jansson, T. & Edsman, L. (2018). *Kräftodlingens ABC – handbok för odlare*. Drottningholm: Institutionen för akvatiska resurser, SLU.
- Nöbelin, F. (2000). *Kräftbestånd i kalkade sjöar – Kronobergs län 1999*. Länsstyrelsen i Kronobergs län, meddelande 2000:40.

- Olsson, K., Stenroth, P., Nyström, P., Holmqvist N., McIntosh, A.R & Winterbourn, M.J. (2006). Does natural acidity mediate interactions between introduced brown trout, native fish, crayfish and other invertebrates in West Coast New Zealand? *Biological Conservation*, 130:265–267.
- Olsson, K., Nyström, P., Stenroth, P., Nilsson, E., Svensson, M. & Granéli, W. (2008). The influence of food quality and availability on trophic position, carbon signature, and growth rate of an omnivorous crayfish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65:2293–2304.
- Olsson, K., Granéli, W., Ripa, J. & Nyström, P. (2010). Fluctuations in harvest of native and introduced crayfish are driven by temperature and population density in previous years. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67:157–164.
- Sadykova, D., Skurdal, J., Sadykov, A., Taugbol, T. & Hessen, D.O. (2009). Modelling crayfish population dynamics using catch data: A size-structured model. *Ecological Modelling*, 220:2727–2733.
- Sadykova, D., Skurdal, J., Hessen, D.O. & Schweder, T. (2011). Saving the largest makes a difference: exploring effects of harvest regulations by model simulations for noble crayfish, *Astacus astacus*. *Fisheries Management and Ecology*, 18:307–313.
- Sandström, A., Andersson, M., Asp, A., Bohman, P., Edsman, L., Engdahl, F., Nyström, P., Stenberg, M., Hertonsson, P., Vrålstad, T. & Granéli, W. (2014). Population collapses in introduced non-indigenous crayfish. *Biological Invasions* 16:1961–1977.
- Svärdson, G. 1974. *Översikt av laboratoriets verksamhet med plan för år 1974*. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 1, 1974.
- Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A. & Rask, M. (2003). Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *AMBIO*, 32:98–105.
- Waervågen, S.B., Andersen, T. & Taugböl, T. (2016). Exoskeleton calcification in Norwegian populations of the crayfish *Astacus* (Linnaeus, 1758) (Decapoda: Astacidae) varies with size, gender, and ambient calcium concentration. *Journal of Crustacean Biology*, 36:189–197.
- Wällstedt, T. (2009). Oönskade effekter av kalkning. I Munthe, J. & Jöborn, A. (red.) *Utvärdering av IKEU 1990-2006 – Syntes och förslag*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Zimmermann, J.K.M. & Palo, R.T. (2012). Time series analysis of climate-related factors and their impact on a red-listed noble crayfish population in northern Sweden. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02764.x

9 Erkännande

Tack till alla länsstyrelser och fiskevårdsområden som har bidragit med dataunderlag, samt Magnus Appelberg (SLU Aqua) och Tomas Jansson (Kräftmannen AB) för kompletterande data och diskussioner, Patrik Bohman (SLU Aqua) för hjälp med Kräftdatabasen, expertgruppen i projektet: Jenny Landin (HaV), Tobias Haag (Länsstyrelsen Jönköping), Johan Ahlström (Länsstyrelsen Västerbotten) och Björn Lundmark (Länsstyrelsen Gävleborg) för projektupplägg, diskussioner och kommentarer. Vi tackar även Erik Boström (HaV), Ingemar Abrahamsson och Tomas Jansson för kommentarer på rapporten.

Bilaga A: Miljövariabler och flodkräftfångster i kalkade vatten

En PCA-analys är en statistisk metod som kan användas när ett stort antal miljövariabler samvarierar och dessa ska reduceras till färre variabler, utan att förlora för mycket information. Analysen sker stegvis och nya miljövariabler (PCA-axlar) som bedöms betydelsefulla tas fram i analysen tills merparten av variationen från miljövariablerna är förklarad. Den första axeln som tas fram förklarar störst andel av variationen, den andra axeln näst störst andel osv. Vilka ursprungsvariabler som är viktiga på dessa axlar kan bedömas på olika sätt. I detta fall bedöms variablerna som viktiga på en axel om de har en korrelationskoefficient (absolutbelopp) på minst 0,5 (se nedan under kolumnerna "r-värde"). Vidare ska variabeln bara vara viktig på en av PCA-axlarna, eftersom axlarna ska beskriva olika miljöfaktorer. Därför är den miljövariabel som har högsta korrelationskoefficienten för respektive axel den som ansetts viktig i denna analys. Efter utförd PCA-analys kan de erhållna PCA-axlarna användas för vidare statistiska analyser.

I detta fall användes PCA för att sammanfatta 14 miljöfaktorer till tre nya miljövariabler (PCA-axlar) med bibehållen information. Med hjälp av de tre miljövariablerna (så kallade standardiserade "scores") testades sedan huruvida variationer i fångst av flodkräfta per ansträngning 10–25 år efter kalkning i 12 sjöar var korrelerade med PCA-axlarna. I detta fall gjordes en partiell korrelation mellan PCA-axlarna och fångst per ansträngning i sjöarna och samtidigt togs hänsyn till den variation som förklaras av skillnader i substrat (andel hårbotten).

Miljövariabler och flodkräftfångster i sjöar 10–25 år efter kalkstart

Tre PCA-axlar förklarar 82 % av variationerna i de 14 ursprungsvariablerna. Även dessa variablers korrelationskoefficient med de tre PCA-axlarna (r-värde) redovisas. De variabler som är signifikanta på en PCA-axel är angivna i fetstil. Resultaten av den partiella korrelationen (p-värde och r-värde) mellan PCA-axlarna och kräftfångst anges också. Den partiella korrelationen tar hänsyn till skillnader i substrat (andel hårbotten). Det är bara PCA3 som är signifikant positivt korrelerat ($r = 0,72$) till kräftfångsterna och det kan tolkas som att kräftsjöar med störst fångster även har hög totalfångst av fisk vid provfisket och företrädesvis är sjöar på låglandet som inte är kraftigt färgade.

	PC1	PC2	PC3
Varians förklarad (%)	36,1	30,9	15,3
Variabel	r-värde	r-värde	r-värde
Y-koordinat (N, SWEEREF 99TM)	0,22	-0,89	0,08
Sjöareal (km ²)	0,88	-0,23	-0,24
Höjd över havet (m)	0,31	-0,14	-0,79
Strandlinje (km)	0,96	-0,09	-0,16
Medeldjup (m)	0,83	-0,34	-0,02
Maximidjup (m)	0,69	-0,65	-0,05
Volym (m ³)	0,95	-0,07	-0,17
pH-värde	0,03	0,77	0,37
Alkalinitet (mekv/l)	-0,64	0,5	0,33
Färg (mg Pt/l)	-0,54	0,28	-0,61
Ledningsförmåga (mS/m)	-0,32	0,88	0,24
Fisk (g/nät vid provfiske)	-0,47	0,19	0,77
Viktandel rovfisk vid provfiske	0,09	-0,76	-0,28
Partiell korrelation - (p-värde)	p>0,75	p>0,83	p=0,013

Kalkningens betydelse för flodkraften

Sedan slutet på 1970-talet har mer än 6 miljarder kronor i statliga och kommunala medel bekostat spridning av närmare 6 miljoner ton kalk i försurade vatten. Kalkningen är fortfarande omfattande och årligen sprids ungefär 100 000 ton kalk. Flodkraften är känslig för försurning och den var i många sjöar och vattendrag ett viktigt motiv för att påbörja kalkning. I rapporten redovisas hur kalkningen påverkat bestånden av flodkrafta, men också att spridningen av den pestbärande signalkraften fått förödande konsekvenser.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig miljömyndighet. Vi arbetar för att lösa viktiga miljöproblem och skapa en hållbar förvaltning av hav, sjöar och vattendrag.

Vi tar ansvar för att hav och sötvatten nyttjas men inte överutnyttjas. Vi utgår från ekosystemens och människans behov nu och i framtiden. Detta gör vi genom att samla kunskap, planera och fatta beslut om insatser för en bättre miljö. För att nå framgång samverkar och förankrar vi vårt arbete med alla berörda, nationellt såväl som internationellt.