Downloaded from orbit.dtu.dk on: Apr 18, 2024

DTU Library

Signalkrebs i Alling Å: Udvikling 2008-2018

Berg, Søren; Pedersen, Søren Salomon; Søndergaard Pedersen, Stig; Vindum, Knud Erik; Ravn, Henrik Dalby

Publication date:
2020

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Link back to DTU Orbit

Citation (APA):
Berg, S., Pedersen, S. S., Søndergaard Pedersen, S., Vindum, K. E., & Ravn, H. D. (2020). *Signalkrebs i Alling Å: Udvikling 2008-2018*. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 366-2020 http://redigering8.sitecore.dtu.dk/-/media/Institutter/Aqua/Publikationer/Rapporter-352-400/366-2020-Signalkrebs-i-Alling-Aa-2008-2018.ashx

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Signalkrebs i Alling Å

Udvikling 2008-2018

Af Søren Berg, Søren Salomon Pedersen, Stig Søndergaard Pedersen, Knud Erik Vindum og Henrik Dalby Ravn

DTU Aqua-rapport nr. 366-2020

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Signalkrebs i Alling Å

Udvikling 2008-2018

DTU Aqua-rapport nr. 366-2020

Af Søren Berg, Søren Salomon Pedersen, Stig Søndergaard Pedersen,
Knud Erik Vindum og Henrik Dalby Ravn

Kolofon

Titel:	Signalkrebs i Alling Å. Udvikling 2008-2018
Forfattere:	Søren Berg, Søren Salomon Pedersen, Stig Søndergaard Pedersen, Knud Erik Vindum og Henrik Dalby Ravn
DTU Aqua-rapport nr.:	366-2020
År:	Rapporten er færdiggjort og offentliggjort i september 2020
Reference:	Berg, S., Pedersen, S.S., Pedersen, S.S., Vindum, K.E. & Ravn, H.D. (2020). Signalkrebs i Alling Å. Udvikling 2008-2018. DTU Aqua-rapport nr. 366-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 42 pp. + bilag
Forsidefoto:	Signalkrebs. Foto: Finn Sivebæk
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Vejlsøvej 39, 8600 Silkeborg
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-295-1

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Forord

Denne rapport beskriver en undersøgelse af udbredelsen af signalkrebs i Alling Å udført i 2018. Det er opfølgning på en tilsvarende undersøgelse udført i 2008 (Skov m.fl. 2009). Moniteringen bag rapporten blev således udført 10 år efter den første monitering. I den mellemliggende periode blev der udført et meget omfattende arbejde med at bekæmpe bestanden af signalkrebs, primært ved fiskeri med krebsruser, men også andre metoder blev forsøgt. I alt blev der fjernet ca. 415.000 stk. signalkrebs fra åen gennem de 10 år.

Rapporten har på baggrund af ovenstående primært det formål at beskrive, hvordan bestanden af signalkrebs i Alling Å har udviklet sig gennem de 10 år. I analysen gøres der derfor i udstrakt grad brug af data fra moniteringen i 2008.

Rapporten gør også status over, hvilken effekt de 10 års bekæmpelse har haft og i hvilket omfang målene med bekæmpelsen blev indfriet. Rapporten indeholder derfor også en opsummering over de 10 års bekæmpelse, baseret på den litteratur, der er udgivet om bekæmpelsen 2009-2011 og årlige indberetninger om fiskeriets resultater til Fiskeristyrelsen.

Idé, projektoplæg og planlægning: Søren Berg, DTU Aqua.

Feltundersøgelsen, der ligger til grund for rapporten, er udført i samarbejde mellem Randers Kommune v./ Hanne Wind-Larsen og DTU Aqua. Feltarbejdet udført af Knud Erik Vindum på bestilling fra Randers Kommune.

Databehandling og statistik udført af studerende Søren Salomon Pedersen, Erhvervsakademi Aarhus under et praktikophold hos DTU Aqua marts-maj 2019.

Christian Skov, DTU Aqua takkes for kritisk gennemlæsning af manuskriptet.

Projektet blev finansieret af DTU Aqua, Randers Kommune og Miljøstyrelsen.

Henvendelse vedrørende denne rapport kan ske til:
DTU Aqua
Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi
Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg
Telefon: 35 88 31 00
E-mail: ffi@aqua.dtu.dk

Silkeborg, september 2020

Søren Berg
Seniorrådgiver

Indhold

English summary 5

Dansk resume 7

1. Indledning 9
1.1 Baggrund for moniteringen 9
1.2 Hvorfor er signalkrebsen uønsket i Danmark? 10
1.3 International forpligtelse 12
1.4 Formål 13

2. 10 års bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å-systemet 14
2.1 Bekæmpelsesprojekt 2009-2011 14
2.2 Bekæmpelsesfiskeri 2011-2018 15

3. Metode – moniteringsfiskeri 2018 17
3.1 Databehandling og statistik 18

4. Resultater – bestandsudvikling 2008-2018 21
4.1 Spredning af signalkrebs fra 2008 til 2018 23
4.2 Kønsfordeling 23
4.3 Kønsfordeling ved testfiskeri august 2019 24
4.4 Størrelse 25
4.5 Catch per unit effort (CPUE) i Alling Å-systemet 2008-2018 27
4.6 Habitatanalyse 28
4.7 Antal krebs fanget pr. m^2 vandløbsbund 31

5. Diskussion 32
5.1 Spredning 33
5.2 CPUE og bestandstæthed 33
5.3 Signalkrebsens habitatvalg i Alling Å 34
5.4 Kønsfordeling 35
5.5 Størrelsesfordeling- og udvikling 36

6. Konklusioner og perspektivering 37
6.1 Overordnede konklusioner 37
6.2 Perspektivering 37
6.3 Anbefalinger til fremtidig monitering 38

Referencer 40

Bilag A Feltskema anvendt til monitering af udbredelsen af signalkrebs i Alling Å 43

English summary

Signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) is an introduced or alien species found in nature in Denmark as well as many other European countries. Signal crayfish is considered an invasive species that can drastically affect ecosystems it is introduced to. Both native crayfish as well as other parts of the ecosystem can be negatively affected. For these reasons signal crayfish is included in “The Union List”, a list that contains the most invasive species in EU under the *Regulation (Eu) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22nd of October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species*.

This report analyzes the results of a monitoring of the distribution of signal crayfish in the Alling Å conducted during September and October 2018 by fishing with traditional crayfish traps. The monitoring in 2018 follows a similar monitoring conducted in 2008 (Skov et al. 2009).

During the period 2009-2018 an attempt to eradicate the signal crayfish population in Alling Å was conducted by a combination of trapping, electrofishing etc. During 2009-2011 a project financed by the four local city councils and the Nature and Forest Agency was conducted (Iversen et al. 2011). From 2012 and onwards the removal of signal crayfish has been done by volunteers by trapping under the supervision of Randers City Council. In total approximately 415.000 signal crayfish were removed during the 10 years, yearly catch varying between 13.744 individuals in 2012 to 111.377 individuals in 2018. A part of this variation is due to changes in the effort between years but the general trend showed an increasing catch per trap during the 10 years.

In addition to giving a status for the distribution of signal crayfish in Alling Å the monitoring in 2018 could give an answer to whether or not the objectives of the eradication project was met. These were i) to exterminate the population of signal crayfish in Alling Å or if this was not possible ii) to reduce the density of signal crayfish and stop or delay further spread of signal crayfish in Alling Å.

The 2018 monitoring found a considerable increase in the part of Alling Å infested by signal crayfish from approximately 9 km of the main river in 2008 to ca. 36 km in 2018. In the tributary Skader Å the lower approximately 8 km was infested in 2008. This distribution was unchanged in 2018. In addition the 2018 monitoring found signal crayfish in three other tributaries: Brusgaard Møllebæk (lower 5.8 km), Rosenholm Å (lower ca. 8 km) and Vejle Å (lower 1.8 km). Out of the total approximately 150 km of stream in the river system the fraction infested with signal crayfish increased from 11 % in 2008 to 38.5 % in 2018.

Mean size of signal crayfish caught during monitoring decreased from 9.7 cm in 2008 to 9.3 cm in 2018 for males and from 9.4 cm in 2008 to 8.4 cm in 2018 for females. The sex ratio in the catch was ca. 1:1 in 2008 while it was 1 female per 6.5 males in 2018. The reduced mean size is most likely caused by fishing with crayfish traps known to be size-biased towards large specimens during the years 2009-2018. The difference in sex ratio between 2008 and 2018 is expected to be attributed to the monitoring period. The later period in 2018 (Sept.-Oct.) had the consequence that mating began before monitoring was completed. In August 2019 a test

showed a sex ration among 327 signal crayfish caught in the main river as close to 1:1 as possible.

An analysis of signal crayfish habitat preferences in Alling Å regarding both physical/chemical and biological variables indicated signal crayfish to prefer areas with clay/sand sediment, medium water current, water depth > 50 cm, some maintenance and good shading by low river bank vegetation.

We conclude that signal crayfish as expected has spread to a much larger part of Alling Å during the period 2008 to 2018 and that the objectives of the extermination project 2009-2018 has not been met.

Dansk resume

Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) er en såkaldt indslæbt eller fremmed art, der er fundet i naturen i Danmark såvel som i mange andre lande i Europa. Signalkrebsen betragtes som invasiv, idet den kan påvirke de økosystemer, den introduceres til markant, både med hensyn til hjemmehørende krebs såvel som andre dele af økosystemet. Derfor er signalkrebs optaget på listen over særligt problematiske arter under Det Europæiske Råds og EU-Parlamentets forordning nr. 1143/2014 af 22. oktober 2014 om "forebyggelse og håndtering af introduktion og spredning af invasive ikke-hjemmehørende arter i EU".

Denne rapport beskriver resultaterne af en kortlægning af udbredelsen af signalkrebs i Alling Å undersøgt i september - oktober 2018 ved fiskeri med krebseruser. Kortlægningen er en opfølgning på en tilsvarende kortlægning i 2008, der er afrapporteret i Skov m.fl. (2009): Udbredelse og bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å - Pilotprojekt og anbefaling til fremtidige tiltag.

I perioden 2009 til 2018 er der gennemført et forsøg på at bekæmpe signalkrebsen i Alling Å ved bl.a. fiskeri med krebseruser, elektrofiskeri m.m. I 2009-2011 blev der udført et projekt finansieret af de fire kommuner, Alling Å gennemløber samt Skov- og Naturstyrelsen (Iversen m.fl. 2011). Fra 2012 og frem er bekæmpelsen udført af frivillige, der udelukkende fiskede med krebseruser og med Randers Kommune som organisator. I alt er der fjernet ca. 415.000 stk. signalkrebs i løbet af de 10 år, svingende fra 13.744 stk. i 2012 til 111.377 stk. i 2018. Der er ikke fisket med samme intensitet i alle årene, hvilket kan forklare noget af udsvingene mellem årene. Men overordnet er udviklingen gået i retning af større fangster pr. redskab gennem perioden.

Foruden at beskrive status for forekomst af signalkrebs i Alling Å, kan kortlægningen i 2018 give svar på, om formålene med bekæmpelsesprojektet: i) at udrydde bestanden af signalkrebs, eller hvis det ikke var muligt, alternativt ii) at begrænse bestandstætheden og forhindre yderligere spredning blev opnået.

Resultaterne af moniteringen i 2018 viste en betydelig ekspansion i den del af Alling Å's hovedløb, hvor der lever signalkrebs, fra ca. 9 km i 2008 til ca. 36 km i 2018. I 2008 blev der også fundet signalkrebs på de nederste ca. 8 km af tilløbet Skader Å, de blev genfundet i 2018 uden yderligere spredning. I 2018 blev der foruden ovenævnte også fundet forekomst af signalkrebs i tilløbene Brusgaard Møllebæk (nederste 5,8 km), Rosenholm Å (nederste ca. 8 km) og Vejle Å (nederste ca. 1,8 km). Ud af å-systemets i alt ca. 150 km vandløbsstrækning, er udbredelsen således steget fra ca. 11 % i 2008 til 38,5 % i 2018. Samtidig er den gennemsnitlige fangst pr. ruse (CPUE) steget fra 0,94 stk. i 2008 til 5,32 stk. i 2018.

Gennemsnitsstørrelsen på signalkrebs i fangsten faldt fra 9,7 cm i 2008 til 9,3 cm i 2018 (hanner) og 9,4 cm i 2008 til 8,4 cm i 2018 (hunner). Kønsfordelingen i fangsten var ca. 1:1 i 2008, mens den i 2018 var 1 hun pr. 6,5 hanner. Ændringerne i gennemsnitsstørrelse vurderes især, at skyldes det intensive fiskeri i årene 2009-2018. Ændringen i kønsfordeling mellem 2008 og 2018 vurderes primært at skyldes, at parringstiden i 2018 begyndte før moniteringen var

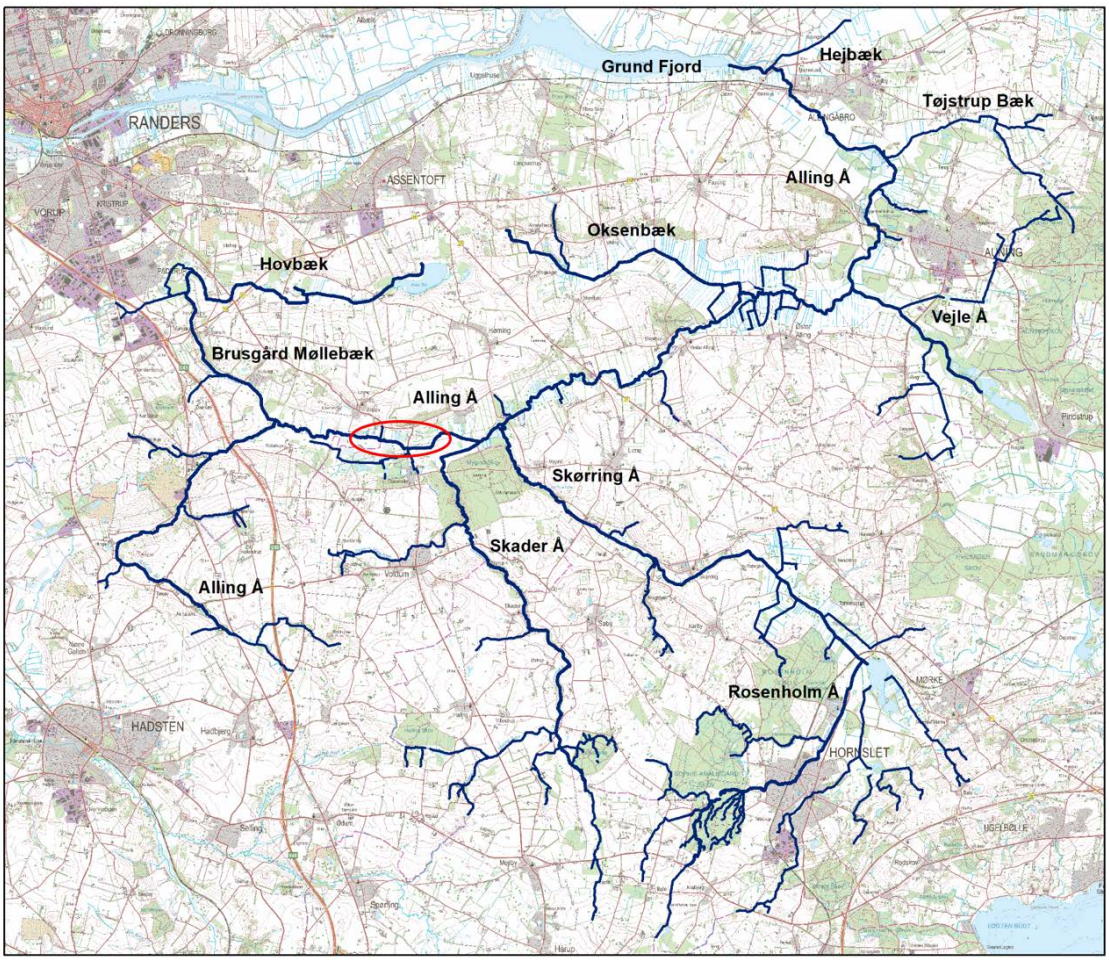
færdig. En efterfølgende kontrol udført i august 2019 på en strækning i hovedløbet viste en kønsfordeling meget tæt på 1:1.

En analyse af sammenhængen mellem fangst af signalkrebs og fysisk/kemiske og biologiske variable på de undersøgte lokaliteter peger på, at signalkrebs foretrækker steder med leret til sandet substrat, jævn/god strøm, vanddybde over ca. 50 cm, en del vedligeholdelse og god beskygning af kanterne med lav vegetation.

Det konkluderes, at signalkrebsen i Alling Å i perioden 2008 til 2018 som forventet har spredt sig til meget store dele af Alling Å-systemet, samt at formålene med bekæmpelsesprojektet 2009-2011 ikke er blevet opfyldt.

1. Indledning

Denne rapport beskriver resultaterne af en monitering, af udbredelsen af krebs i Alling Å-systemet (Figur 1) udført i efteråret 2018. Moniteringen i 2018 blev gennemført som opfølgning på en tilsvarende monitering af krebs i Alling Å foretaget i 2008. Moniteringen i 2008 er publiceret i rapporten Skov m.fl. (2009): Udbredelse og bekæmpelse af signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) i Alling Å - Pilotprojekt og anbefaling til fremtidige tiltag. I denne rapport fokuseres der derfor på både at beskrive og analysere resultaterne fra moniteringen af krebs i 2018, og ikke mindst at sammenligne med resultaterne fra 2008 og beskrive den udvikling, der er sket i løbet af de 10 år, der er gået.



Figur 1. Alling Å's vandsystem, beliggende på Djursland syd og øst for Randers. En række sidegrene til åen samt Grund Fjord, hvori åen udmunder er navngivet. Den røde oval angiver stedet for det første fund af signalkrebs i Alling Å i 2005.

1.1 Baggrund for moniteringen

Signalkrebs blev første gang fundet i Alling Å-systemet i 2005 i forbindelse med elektrofiskeri på den strækning af åens hovedløb, der forløber omkring Clausholm Slot (Skov m.fl. 2009) (Figur 1). Fundet i 2005 blev offentliggjort i 2007. I 2008 tog Randers Kommune kontakt til DTU Aqua for at få faglig bistand til at gennemføre en monitering af krebs med det formål at kortlægge

udbredelse og bestandstæthed af signalkrebs samt eventuelle flodkrebs (*Astacus astacus*) i Alling Å-systemet. Herudover ønskede de fire kommuner, som åen gennemløber (Randers, Favrskov, Norddjurs og Syddjurs) samt Skov- og Naturstyrelsen også DTU Aquas rådgivning omkring en evt. bekæmpelse af signalkrebs i å-systemet.

Efter kortlægning af udbredelsen af krebs i Alling Å i 2008 besluttede de fire kommuner sammen med Skov- og Naturstyrelsen at iværksætte et projekt til bekæmpelse af signalkrebs ved fiskeri. Dette fiskeri er fortsat frem til 2018. Moniteringen i 2018 har derfor også til formål at vise, om et af formålene med bekæmpelsesprojektet: i) udryddelse af bestanden af signalkrebs, eller alternativt ii) at reducere tætheden af krebs og forhindre yderligere spredning, er blevet opfyldt.

1.2 Hvorfor er signalkrebsen uønsket i Danmark?

Signalkrebs betragtes i EU (og herunder i Danmark) som en invasiv art, dvs. at det er en fremmed eller indslæbt art, som har en negativ effekt på den oprindelige biodiversitet (Miljøstyrelsen 2019a). Dette kan eksempelvis være en specifik negativ påvirkning på den hjemhørende art flodkrebs eller en bredere negativ påvirkning på andre dele af de økosystemer, signalkrebsen optræder i.

1.2.1 Effekter på flodkrebs

Signalkrebsens invasive egenskaber kan til dels tilskrives, at signalkrebs kan være rask smittebærer af den ligeledes invasive parasitiske ægsporesvamp krebsepest (*Aphanomyces astaci*), som er dødelig for Europas hjemmehørende krebsearter, herunder den i Danmark eneste hjemmehørende ferskvandskrebs, flodkrebsen (Miljøstyrelsen, 2017). Herudover peger videnskabelige studier fra bl.a. Sverige og Finland på, at signalkrebs over tid udkonkurrerer den hjemhørende flodkrebs, hvis de to arter lever i samme område, også selvom der ikke udbryder krebsepest i området (Söderbäck, 1995; Westman m.fl., 2002; Olsson m.fl., 2009). Mulige forklaringer på dette er, at signalkrebsen er flodkrebsen overlegen på flere konkurrencemæssige parametre, heriblandt:

- Signalkrebs bliver typisk tidligere kønsmodne (hunner i deres 3. sommer og hanner i deres 2. sommer) end flodkrebs (hunner i deres 4. sommer og hanner i deres 3. sommer) (Abrahamsson, 1971).
- Signalkrebs har større fekunditet end flodkrebs, dvs. signalkrebs producerer flere æg pr. kønsmoden hun end flodkrebs (Söderbäck, 1995). En undersøgelse har vist, at det kan være op imod 90 % flere æg pr. hun (Abrahamsson, 1971).
- Signalkrebs vokser hurtigere end flodkrebs (Abrahamsson, 1971; Söderbäck, 1995). Abrahamsson (1971) konkluderer dog, at den langsommere væksthastighed hos flodkrebs også kan skyldes fødekonkurrence i den undersøgte population, såvel som artsspecifik væksthastighed. Men laboratorieforsøg har understøttet, at signalkrebs har hurtigere vækst end flodkrebs.
- Signalkrebs har et højere aktivitetsniveau i de lyse timer end flodkrebs, samtidig med at de 2 arter er lige aktive efter mørkets frembrud (Styrishave m.fl. 2007). Dette indikerer, at signalkrebs kan være aktive en større del af døgnet end flodkrebs, hvilket igen kan betyde, at signalkrebs kan søge føde i længere tid end flodkrebs. Endvidere har signalkrebs i forsøg vist sig at kunne håndtere føde hurtigere end hvidklokrebs (*Austropotamobius pallipes*) (Haddaway m.fl. 2012). Dette er dog ikke undersøgt i forhold til flodkrebs.

- Signalkrebs har en bredere økologisk niche end flodkrebs, herunder er den mindre specialiseret i sine krav til habitat og fødeudbud end flodkrebsen (Olsson m.fl. 2009).
- Signalkrebs kan være aktive ved en lavere temperatur end flodkrebs, hvilket betyder, at de kan søge føde og vokse i en større del af året (Flint 1977; Karjaleinen m.fl., 2015).
- Signalkrebs har i laboratorieforsøg vist sig at kunne dominere over flodkrebs (Söderbäck, 1995), f.eks. ved at signalkrebs optager skjulesteder og derved tvinger flodkrebs til at klare sig uden skjul.
- Dér hvor de to arter lever sammen, har signalkrebs i overensstemmelse med ovennævnte vist sig at have signifikant færre skader (f.eks. manglende kløer) end flodkrebs (Söderbäck, 1995; Westman m.fl., 2002). Dette tyder på, at signalkrebs ofte "vinder over" flodkrebs ved fysiske konfrontationer.
- Det er overvejende sandsynligt, at signalkrebs kan opnå højere bestandstæthed end flodkrebs grundet, den tidligere kønsmodning, højere fekunditet og hurtigere vækst (Söderbäck, 1995; Abrahamsson, 1971).

Herudover kan hanner af signalkrebs muligvis parre sig med hunner af flodkrebs med det resultat, at deres æg forbliver ubefrugtede og dermed går tabt (Söderbäck, 1995; Westman m.fl., 2002). Hvis tætheden af signalkrebs i et område er større end tætheden af flodkrebs, antages det, at risikoen for inter-specifik parring kan øges (Westman m.fl., 2002).

1.2.2 Effekter på det øvrige økosystem

Signalkrebs kan også have negativ påvirkning på andre elementer i et økosystem. Ved videnskabelige forsøg i kunstige damme, hvori det er tilstræbt at skabe så naturlignende sø-forhold som muligt, blev det konkluderet, at signalkrebs drastisk kan reducere biomassen af blødskallede ferskvandssnegle, hhv. *Lymnaea stagnalis* og *Peregriana peregra* (Nyström m.fl., 1999). Bestanden af vandbænkebidere (*Asellus aquaticus*) påvirkes også negativt af signalkrebs (Nyström m.fl., 1999) ligesom vandplanter kan reduceres i biomasse ved tilstedeværelse af signalkrebs, heriblandt stivhåret kransnål (*Chara hispida*) (Nyström m.fl., 1999), som signalkrebs fouragerer på. I forsøgene reducerede flodkrebs også biomassen af de ovennævnte arter, men i mindre grad ved samme antal og størrelsesfordeling af de 2 krebsearter (Nyström m.fl., 1999).

Yngel af ørred (*Salmo trutta*) synes også at kunne blive forstyrret af tilstedeværelsen af signalkrebs. Således viste en engelsk undersøgelse, at tætheden af ørred (yngel og juvenile) i et lille vandløb i Yorkshire var signifikant lavere på en strækning af vandløbet, hvor der var en høj tæthed af signalkrebs end på strækningerne både op- og nedstrøms herfor, hvor tætheden af signalkrebs var lav (Peay m.fl. 2009).

Signalkrebs kan også påvirke vandmiljøernes fysiske forhold, herunder ved at grave dybe huller i brinkerne ved vandløb (Souty-Grosset m.fl., 2006; Kozák m.fl. 2015). Hullerne tjener som skjul for krebsene, og hvis bestanden af signalkrebs i et vandløb er tæt, betyder det, at brinkerne bliver fyldt med huller (Souty-Grosset m.fl 2006). Stærkt perforerede brinker er også fundet i Alling Å (Figur 2). Hulegravningen kan lede til, at brinkerne bliver ustabile og skrider sammen i større grad end brinker uden hulegravning. Sammenskridningen kan føre til øget sandvandring, som er til skade for vandløbets øvrige fauna, eksempelvis ved at sandet kan tildække ørredernes gydebanker og ultimativt reducere ørredernes gydesucces (Naturstyrelsen 2019) (Figur 2).

Flodkrebs påvirker ligesom signalkrebs de økosystemer, de lever i, eksempelvis ved at reducere biomassen af visse invertebrater eller vandplanter (Nyström m.fl., 1999, Doherty-Bone m.fl., 2019). Men da det, som nævnt tidligere, er overvejende sandsynligt, at signalkrebs kan opnå højre bestandstæthed end flodkrebs grundet højere fekunditet, hurtigere vækst m.m., vil påvirkningen af det øvrige økosystem blive tilsvarende større end den påvirkning, en naturlig bestand af flodkrebs har (Doherty-Bone m.fl., 2019).

Figur 2. Brink i Alling Å april 2019 med mange huler gravet af signalkrebs. Bemærk at der er huler både over og under vandoverfladen. Øverst til højre i billedet et stykke brink, der er skredet ud og under nedbrydning. Foto Søren Berg.

1.3 International forpligtelse

Ud over behovet for at beskytte naturlige hjemmehørende arter og akvatiske økosystemer, har Danmark som nation forpligtigelse til at bekæmpe eller begrænse udbredelsen af invasive arter. Det Europæiske Råd og EU-parlamentet har vedtaget forordning nr. 1143/2014 af 22. oktober 2014 om "Forebyggelse og håndtering af introduktion og spredning af invasive ikke-hjemmehørende arter i EU". Forordningen kræver bl.a., at det enkelte medlemsland indfører foranstaltninger til at holde invasive arter, der allerede er vidt udbredte, under kontrol (Miljøstyrelsen 2019b).

I forbindelse med EU-forordning Nr. 1143/2014 er en liste over særligt invasive arter i EU blevet offentliggjort. Som udgangspunkt er det forbudt at i) indføre, ii) sælge, iii) dyrke eller opdrætte, iv) anvende, v) udslippe eller udsætte arter på denne liste (Miljøstyrelsen, 2019b).

Signalkrebs er opført på listen, og da arten i dag må betragtes som vidt udbredt i Danmark (signalkrebs findes i mange af vores store vandløbssystemer, herunder Gudenåen, Karup Å,

Suså, Skjern Å m.fl. (Søren Berg, upublicerede data)), er Danmark dermed forpligtigede til at indføre foranstaltninger til at holde arten under kontrol (Miljøstyrelsen, 2019b).

1.4 Formål

Formålet med denne rapport er således at:

- kortlægge udbredelsen af signalkrebs og flodkrebs i Alling Å i 2018 og herunder at beskrive køns- og størrelsesstruktur i bestanden.
- beskrive ændringer i udbredelse, relativ tæthed og størrelsesfordeling af signalkrebs i perioden 2008-2018.
- undersøge, hvilke habitattyper signalkrebsen foretrækker gennem en analyse af sammenhæng mellem forekomst/ikke forekomst af krebs og specifikke fysiske og biologiske forhold i vandløbet.
- opsummere omfanget af 10 års bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å-systemet og vurdere, hvilken effekt bekæmpelsen har haft på bestanden.

I denne rapport præsenteres og anvendes i udstrakt grad data fra moniteringen i 2008, som tidligere er publiceret i Skov m.fl. (2009). Der henvises ikke til Skov m.fl. (2009) hver gang disse data anvendes.

Endvidere beskrives i det efterfølgende afsnit forløb og resultater af bekæmpelsesprojektet gennem perioden 2009-2018. Dette afsnit er primært baseret på Iversen (2011), Iversen m.fl. 2011 og Vindum (2012-18).

2. 10 års bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å-systemet

Som nævnt i indledningen er der siden 2009 iværksat en række initiativer til at bekæmpe bestanden af signalkrebs i Alling Å, herunder er anvendeligheden af forskellige metoder undersøgt. Disse tiltag og resultaterne deraf beskriver vi i dette afsnit.

2.1 Bekæmpelsesprojekt 2009-2011

Efter udgivelsen af Skov m.fl. (2009), blev det af Randers, Favrskov, Norddjurs og Syddjurs kommuner samt Skov- og Naturstyrelsen i fællesskab besluttet at iværksætte et projekt til bekæmpelse af signalkrebsen med det primære formål at få udryddet arten i Alling Å-systemet og, hvis dette ikke var muligt, at begrænse dens videre spredning og reducere tætheden mest muligt (Iversen m.fl.2011). Projektet forløb i perioden 1. juni 2009 til 1.november 2010. Der blev indgået aftale med Danmarks Center for Vildlaks (DCV) om den praktiske udførelse af projektet. Udover DCV var også en mindre gruppe frivillige personer tilknyttet bekæmpelsesprojektet.

I perioden maj-juli 2011 udførte DCV et selvstændigt bekæmpelsesprojekt for Randers, Favrskov, Norddjurs og Syddjurs Kommuner i samarbejde med seks frivillige.

2.1.1 Metoder til bekæmpelse 2009-10

Den primære bekæmpelsesmetode var intensivt rusefiskeri. Ydermere blev der, bl.a. på baggrund af anbefalinger i Skov m.fl. (2009), afprøvet en række andre metoder til bekæmpelse, herunder: elektrofiskeri, fiskeri med kraftige håndholdte fiskenet, udlægning af skjulfælder, udsætning af hhv. aborrer og opdrættede ål (biomanipulation ved prædation på signalkrebsens yngel) samt udtørring og opgravning af et antal søer, der ligger nær eller i direkte forbindelse med Alling Å-systemet. Endelig blev der udsat 5000 stk. flodkrebs for at styrke den svage bestand i åen og give de resterende signalkrebs konkurrence.

Elfiskeri viste sig at være ineffektivt under de givne forhold, dels fordi vandet i åerne i de fleste tilfælde var for uklart til at se krebs, og dels fordi paralyserede krebs ikke søgte mod anoden – nærmere tværtimod (Iversen m.fl. 2011).

Håndholdte fiskenet og skjulfælder. Det var muligt at fange signalkrebs med håndholdte fiskenet. Den 2. juli 2009 blev der på 20 meter af Alling Å på strækningen ved Clausholm Slot, fanget i alt 355 signalkrebs på den måde (Iversen m.fl. 2011). Metoden blev vurderet af DCV til at være et udmærket supplement til rusefiskeriet, bl.a. fordi man med fiskenet fanger små størrelser af krebs, der ikke kan fanges i ruser (Iversen m.fl. 2011). Skjulfælderne fangede kun ganske få krebs (0-2 krebs pr. fælde) og havde bl.a. det problem, at de blev fyldt med sand og organisk materiale, hvilket gjorde, at krebs kun i beskedent omfang tog ophold i dem (Iversen m.fl. 2011).

Biomanipulationen blev vurderet til ikke at have større effekt, da både ål (3000 stk. udsat 9. juni 2010) og aborrer (3000 stk. udsat maj-juni 2010) forholdsvis hurtigt forsvandt fra vandløbet (Iversen m.fl. 2011). Der blev elfisket 2 gange efter de udsatte fisk (hhv. 26. juni og 7. okt. 2010) med det formål at undersøge fiskenes maveindhold. Ved første runde elektrofiskeri blev der

fanget aborrer, der havde spist yngel af signalkrebs, mens de undersøgte ål havde tomme maver. Ved 2. befiskning af samme å-strækning var fangsten dog så lav (1 aborre og ingen ål på en 500-meter strækning af Alling Å), at fiskene blev vurderet til at have forladt området (Iversen m.fl. 2011).

Udsætning af flodkrebs. I løbet af maj-september 2010 blev der udsat 5000 flodkrebs i Alling Å-systemet. Det bemærkes i fangst-afrapporteringen fra 2014, at der ikke længere ses flodkrebs i området (Vindum 2012-2018). Det kan tyde på, at der i årene 2011-2013 er blevet fanget (og herefter genudsat) flodkrebs i området - selv om det ikke specifikt er nævnt. Der ses herefter ikke flodkrebs i fangsterne frem til 2017, hvor bekæmpelsesområdet udvides til bl.a. at omfatte strækningen ned til udmundingen af Alling Å i Grund Fjord. I 2017 og 2018 fanges der hhv. 368 og 194 flodkrebs ved de frivilliges bekæmpelsesfiskeri (Vindum 2012-2018).

Udtørring og opgravning af søer beliggende nær eller som led i Alling Å-systemet havde ikke den ønskede effekt, da der ganske kort tid efter behandlingen igen blev fanget signalkrebs i søerne.
En nærmere beskrivelse af disse pilot-bekæmpelsesprojekter findes i Iversen m.fl. (2011).

2.2 Bekæmpelsesfiskeri 2011-2018

På baggrund af erfaringer fra pilot-bekæmpelsesprojekterne (Iversen m.fl. 2011), blev det besluttet at fortsætte bekæmpelsen. Den primære metode skulle herefter være fiskeri med krebseruser, evt. suppleret med manuel indfangning med fiskenet. Det sidste synes dog ikke at være ført ud i livet i nævneværdigt omfang (Vindum 2012-2018).

I 2011 udførte DCV bekæmpelse i samarbejde med fire frivillige i perioden fra 2. maj til 9. september (DCV dog kun til 28. juli). Der blev fisket med ruser i hovedløbet samt i Skader Å og Alling Bæk. Endvidere blev der på 4 datoer fisket med ketcher af de frivillige (Iversen 2011).

Fra 2012 og frem til og med 2018 er bekæmpelsen udelukkende foretaget af frivillige personer ledet af Randers Kommune. Dette arbejde er fortsat i 2019-2020. Bekæmpelsen foregår med krebseruser, som ejes af Randers Kommune (Knud Erik Vindum, upubliceret). Fiskeri med krebseruser kræver en dispensation fra fiskeriloven og en sådan er blevet indhentet hos Fiskeristyrelsen hvert 2. år siden bekæmpelsens begyndelse. Behovet for dispensation skyldes regler vedtaget i forbindelse med genopretningsplanerne for den europæiske ål, for at undgå, at krebseruser kan bruges til ålefangst.

Alle indfangede signalkrebs blev aflivet. De frivillige fiskere beholder de signalkrebs, de har lyst til at spise. Resten bliver samlet hos Randers Kommunes projektkoordinator, hvorefter de bliver afhentet af AQUA Akvarium og Dyrepark i Silkeborg, der anvender krebsene som foder til parkens dyr. AQUA Akvarium og Dyrepark er godkendt af Miljøstyrelsen som modtagestation for invasive arter.

I forbindelse med bekæmpelsesfiskeriet er der bl.a. registret følgende pr. år: antallet af fangede signalkrebs, hvor mange ruser der er blevet benyttet og, hvor mange fiskere der har været tilknyttet projektet (Tabel 1). I årene 2015-2018 blev det endvidere registret, hvor stor bifangst af andre arter (fisk, padder, pattedyr m.m.), der har været i ruserne. Resultaterne for udvalgte arter

er vist i tabel 1, øvrige bifangster omfattede arterne aborre, skalle, hundestejle og gedde (Vindum 2012-18).

Tabel 1. Antal fiskere, antal anvendte ruser og antal fangne signalkrebs i Alling Å-systemet i perioden 2009 til 2018. Endvidere registreret bifangst af udvalgte arter i perioden 2015-2018 (Data fra Iversen m.fl. 2011 og Vindum 2012-2018). I 2012 og 2013 mangler der oplysninger om antal fiskere. * inkl. 4235 signalkrebs fanget med ketcher, heraf ca. 4000 stk. yngel.

Antal / Årstal	2009-10	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Fiskere	6	7	?	?	9	11	18	25	30
Ruser	80-160	80-150	100	115	98	138	185	281	201
Signalkrebs	52.879	26.333*	13.744	23.905	22.076	30.056	62.622	72.699	111.377
Rotter/mosegrise						86	313	45	69
Frøer						3	5	7	4
Ål						4	3	5	1
Ørred						13	12	9	17

3. Metode – moniteringsfiskeri 2018

For at undersøge den nuværende udbredelse og tæthed af signalkrebs forsøgte vi, i det omfang det var muligt, at anvende samme fremgangsmåde som ved undersøgelsen i 2008 (Skov m.fl. 2009). Der blev derfor udført systematisk rusefiskeri i hele Alling Å's vandsystem efter følgende metode (Skov m.fl. 2009):

- I Alling Å's hovedløb blev der fisket med én ruse pr. 200 m vandløb fra udspring til udløb.
- I sidegrenene til Alling Å blev der fisket med 4 ruser ved hver vejbro efter følgende mønster: 1 stk. umiddelbart opstrøms broen, 1 stk. 200 m opstrøms broen, 1 stk. 50 m nedstrøms broen og 1 stk. 250 m nedstrøms broen.
- Alle ruser blev sat den ene dag og røgtet den næste (Figur 3 og 4).
- Den præcise placering af hver enkelt ruse blev valgt på stedet ud fra en subjektiv vurdering af, hvor fangstchancen var størst.
- Hver ruses placering blev registreret med GPS. Desuden blev en række fysiske og biologiske data for vandløbets beskaffenhed på lokaliteten noteret.
- På vandløbsstrækninger, hvor vanddybden var for lav til, at en ruse kunne sættes, blev der ikke fisket, mens øvrige data blev registreret.
- Ruserne blev monteret med skalle (*Rutilus rutilus*) som madding.

Der blev ved moniteringen i 2018 benyttet en lidt anden type ruse end ved moniteringen i 2008 (model: "August"). Begge har grundlæggende samme konstruktion. De er fremstillet i plast, men afviger lidt fra hinanden i dimensioner. Rusen i 2018 var importeret fra Kina, men svarer i dimensioner til den såkaldte "Skåne-tejnen" (Tabel 2 og Figur 3). I Skåne-tejnen ligger maddingen i en "maddingsboks" inde i rusen. Krebsene har dermed sværere ved at få fat i den end, hvis maddingen blot hægtes fast på en klemme inde i rusen, som det er tilfældet i "August".

Tabel 2. Dimensioner på de to modeller krebseruser anvendt ved moniteringen i 2008 og 2018.

Model Dimensioner	August (2008)	Skåne-tejnen (2018)
Længde	640 mm	555 mm
Bredde (eller diameter)	220 mm	329 mm
Højde	-	245 mm
Tremmetykkelse (langsgående)	7 mm	7 mm
Lysning ml. tremmer (min-max)	12 mm	7-15 mm
Tykkelse tværribber	12 mm	8,5 mm
Fangståbninger (antal)	2	2
Form	Rund	Halvcirkel
Diameter / Højde	60 mm	51 mm
Bredde	-	91 mm

Ved røgtningen blev det på feltskema noteret, hvorvidt der var fanget krebs, herunder, om der var fanget flodkrebs. Fangsten blev optalt, kønsbestemt og længden målt fra pandetornen til midterste haleviftes bagkant nedrundet til nærmeste hele cm. Denne målemetode afviger fra 2008, hvor krebsene blev målt til nærmeste millimeter nedad.

Figur 3. De to typer krebseruser benyttet ved moniteringen i hhv. 2008 (tv) og 2018 (th). Fotos Søren Berg.

Herudover blev der noteret en række fysiske og biologiske forhold ved den enkelte ruses placering, nemlig: dybde, strømforhold, bundsubstratets struktur, skjulemuligheder, dominerende plantedække (vandplanter/rørsump), vandløbets vedligeholdelsesgrad og beskygning af vandløbet (Bilag 1). Alle parametre, med undtagelse af dybde, blev bedømt visuelt.

Det blev også noteret, hvilken dato den enkelte ruse blev røgtet og hvilken gren af å-systemet rusen blev sat i. Hver enkelt ruses præcise placering blev logget med en GPS navigator (Garmin GPS 72®). Alle de ovenstående oplysninger blev koblet til hver enkelt ruse, som også fik tildelt et stationsnummer (waypoint nummer fra GPS'en).

3.1 Databehandling og statistik

Ved analyse af forskelle i længde og kønsfordeling er data inddelt i flere fangstgrupper; en fangstgruppe for hver enkelt tilløb, en fangstgruppe for hovedløbet og en samlet fangstgruppe for hele Alling Å-systemet.

Krebs fanget i tilløbet Vejle Å indgår kun i de statistiske beregninger under fangstgruppen "Hele Alling Å-systemet", da gruppen isoleret set (6 individer) er for lille til at indgå selvstændigt i statistiske sammenligninger med andre grene af Alling Å-systemet.

3.1.1 Kønsfordeling

Kønsfordelingen er opgjort i hhv. 2008 og 2018 samt ved prøvefiskeriet i hovedløbet august 2019.

Kønsfordeling imellem to fangstgrupper af signalkrebs (f.eks. fangster fra to vandløbsgrene, fangster fra hhv. 2008 og 2018 osv.) er sammenlignet ved brug af χ^2-tests.

Moniteringen forløb i 2008 fra 2. til 26. september og i 2018 fra 14. september til 21. oktober. Det er muligt, at parringstiden i modsætning til 2008 satte ind i løbet af moniteringen i 2018. Derfor er der udført en χ^2-test for om der er statistisk forskel på kønsfordelingen i fangsten udelukkende i september måned i hhv. 2008 og 2018. Endvidere blev der udført prøvefiskeri 27.-28. august 2019 for at undersøge kønsfordeling på et tidspunkt, hvor fangsten forventes at være kønsneutral (Bergquist m.fl. 2005).

3.1.2 Størrelse – længde

For at kunne sammenligne længderne på de indfangede krebs i hhv. 2008 og 2018 er længderne fra 2008 rundet ned til nærmeste hele centimeter. Gennemsnitslængden for de forskellige fangstgrupper er sammenlignet ved en T-test.

3.1.3 CPUE

CPUE "**C**atch **P**er **U**nit **E**ffort" (eller: fangst pr. indsatsenhed), angiver i nærværende rapport: gennemsnitlig fangst pr. ruse pr. nat. Begrebet bruges for indirekte at kunne sige noget om tætheden af krebs i et givet område, da fangsten pr. ruse antages at blive påvirket af tætheden af krebs på den strækning, hvor rusen fisker.

3.1.4 Habitatanalyse

Habitatanalysen er beregnet efter Sempeski og Gaudin (1995):
C(x,i) = (Ni / Nt) / (Fi / Ft)
hvor
C (x,i): et mål for præference for en given habitatvariabel
og
Ni / Nt: antal ruser m. fangst ved en given habitatvariabel (f.eks. et bestemt bund-substrat) / totalt antal ruser m. fangst ved alle habitatvariabler indenfor kategorien (f.eks. kategorien "bundsubstrat")
og
Fi / Ft: antal ruser (med og uden fangst) ved en given faktor / total antal ruser ved kategorien.
Denne værdi er udregnet for alle habitatvariabler under hver kategori: bundsubstrat, strømforhold, vedligeholdelsesgrad, skjulforhold, beskygning, dominerende planter og vanddybde (Tabel 3).

Tabel 3. De analyserede variable og de respektive kategorier i habitatanalysen. Gråt felt: ikke brugt.

Variabel	**Inddeling i kategorier / faktorer**			
Bundsubstrat	Blød	Leret	Sandet	Groft (sten/grus)
Strømforhold	Stille - svag	Jævn	God	Frisk
Vedligeholdelsesgrad	Ikke vedligeholdt	Miljøvenligt	Hårdhændet	
Skjulforhold	Ingen	Nedhængende bredvegetation	Trærødder	Underskårne brinker + nedhængende bred-vegetation
Beskygning	Ingen	Kantvegetation + Enkelttræer/buske	Hegn	Skov
Dominerende plante	Ingen vegetation	Pindsvineknop	Siv	Tagrør
Vanddybde (cm)	10-45	46-85	86-125	126-180

C(x,i)-værdierne er herefter normaliseret til 1, således at hver faktor får en indeksværdi imellem 0 og 1, der viser signalkrebsens præference for den pågældende habitatvariabel. Hver kategori

er afbildet i et stregdiagram indeholdende en score fra de respektive faktorer. Betydningen af hver score er bedømt visuelt som værende mere/mindre betydende jo større forskel, der er til de øvrige kategorier for den pågældende faktor.

Habitatanalysen er udelukkende foretaget på baggrund af registreringer fra hovedløbet af Alling Å. Dette skyldes, at fangsten i sidegrenene til Alling Å er vurderet som værende for små og spredte til at kunne give repræsentative data omkring signalkrebsens habitatpræferencer.
For at afgøre om fangsten af signalkrebs er korreleret med arealet af vandløbets bund er forholdet imellem disse to faktorer udregnet for 3 delstrækninger a 400 meter, hver befisket med 3 krebseruser i Alling Å's hovedløb. Bredden af vandløbet er målt via det interaktive kort fra www.krak.dk.

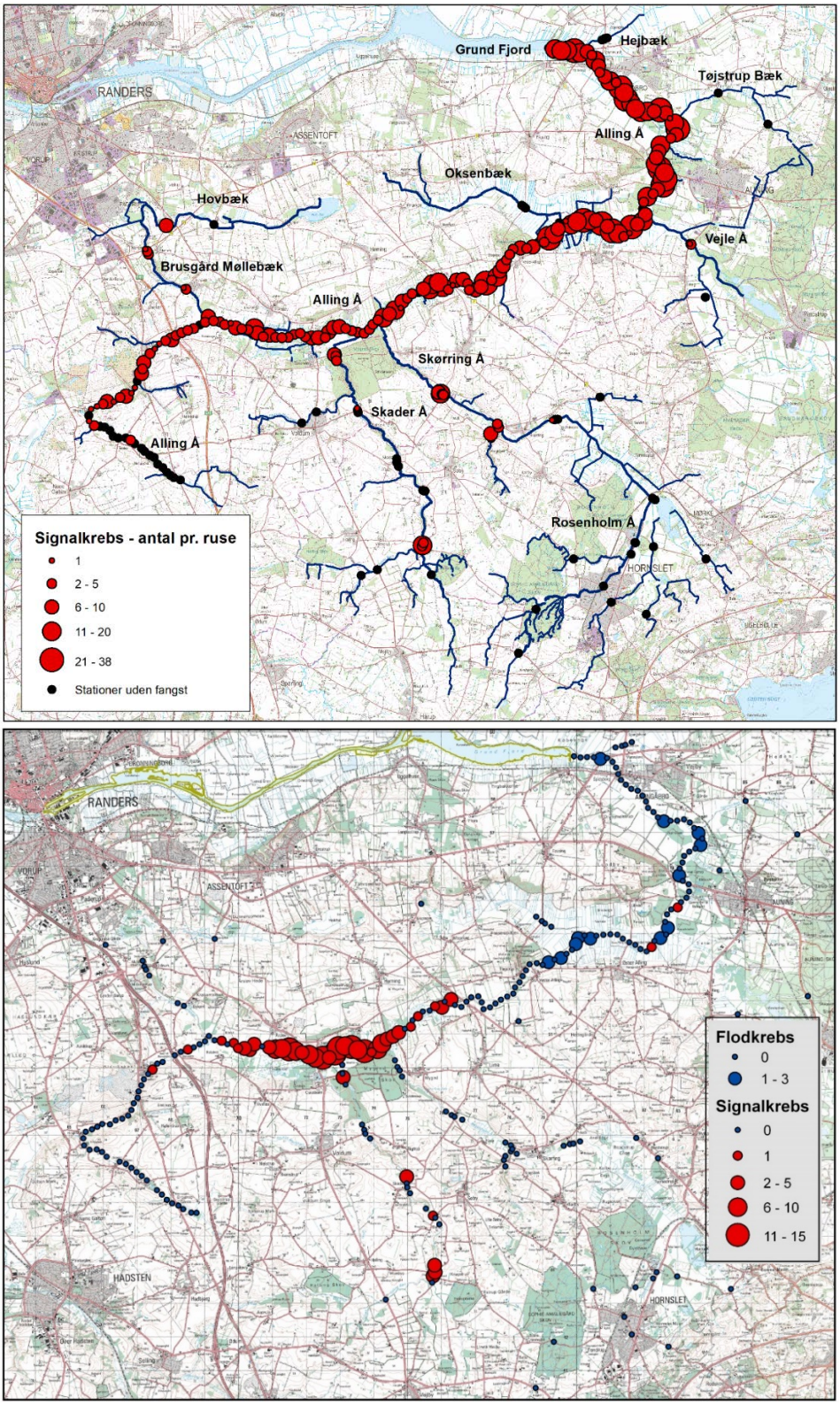
Figur 4. Røgtning af krebseruse i Alling Å. Foto Søren Berg.

4. Resultater - bestandsudvikling 2008-2018

Under moniteringsfiskeriet, der foregik i perioden 14. september - 21. oktober 2018, blev i alt 269 stationer i Alling Å-systemet besøgt (Figur 5). Af disse kunne 259 stationer befiskes med ruser, på de 10 sidste var vanddybden for lav til at rusen kunne sættes under vand. Fiskeriet resulterede i fangst af i alt 1378 signalkrebs. Fangsten af signalkrebs var størst i hovedløbet af Alling Å, hvor der blev fanget signalkrebs fra lidt opstrøms landsbyen Erslev til udløbet i Grund Fjord, en strækning på cirka 36 km (Figur 5). Udover i hovedløbet blev der fanget signalkrebs i tilløbene Brusgård Møllebæk, Skader Å, Skørring Å/Rosenholm Å og Vejle Å. Der blev ikke fanget signalkrebs i de øvrige undersøgte tilløb (Hejbæk, Oksenbæk og Tøjstrup Bæk). Tabel 4 viser en oversigt over, hvor mange signalkrebs der blev fanget i de enkelte dele af Alling Å-systemet i hhv. 2008 og 2018 samt fordelingen imellem hanner og hunner i fangsterne. Der blev ikke fanget flodkrebs i forbindelse med moniteringen.

Tabel 4. Den samlede fangst i antal og procent af signalkrebs hanner og hunner i de enkelte vandløbsgrene under moniteringsfiskeriet i henholdsvis 2018 og 2008.

	Hanner				Hunner				Samlet antal	
	Antal		Procent		Antal		Procent			
Vandløbsgren	2018	2008	2018	2008	2018	2008	2018	2008	2018	2008
Hovedløbet	1123	85	90,3	44,7	121	105	9,7	55,3	1244	190
Brusgård Møllebæk	10	0	52,6	-	9	0	47,4	-	19	0
Vejle Å	3	0	50	-	3	0	50	-	6	0
Rosenholm Å	43	0	54,4	-	36	0	45,6	-	79	0
Skader Å	17	11	56,7	78,6	13	3	43,3	21,4	30	14
Hele Alling Å	1196	96	86,8	47,1	182	108	13,2	52,9	1378	204



Figur 5. Udbredelse og fangst af signalkrebs i Alling Å-systemet 2018 (øverst) og 2008 (nederst, fra Skov m.fl. 2009). Cirklernes størrelse angiver antallet af krebs pr. ruse. Sorte prikker angiver ruser uden fangst.

4.1 Spredning af signalkrebs fra 2008 til 2018

4.1.1 Hovedløbet

Fra 2008 til 2018 har signalkrebsen spredt sig cirka 18 km i nedstrøms retning fra Sjellebro til udløbet i Grund Fjord. Dette giver en spredningshastighed på cirka 1,8 km om året.

I samme periode har signalkrebsen spredt sig cirka 7,2 km i opstrøms retning fra omkring udmundingen af Brusgård Møllebæk og opstrøms til omkring Hinge (2 stk. signalkrebs, der blev fanget ca. 1,6 km længere opstrøms, er dog ikke medregnet). Dette giver en spredningshastighed på cirka 720 meter om året.

4.1.2 Spredning i Alling Å's sidegrene

I Vejle Å er der fanget signalkrebs på strækningen fra udmundingen i Alling Å og opstrøms til vejbroen, der går hen over Vejle Å, lidt sydøst for Auning - en strækning på cirka 1,8 km.

I Rosenholm Å er der fanget signalkrebs på strækningen fra udmundingen i Alling Å og opstrøms til øst for Skørring (vejbroen ved Ridsegård) - en strækning på cirka 8 km.

I Skader Å er der ikke fanget signalkrebs længere opstrøms i åen end ved moniteringen i 2008. Dvs. til omkring vejbroen ved Korslund, vest for Knagstrup, ca. 8 km fra udmundingen.

I Brusgård Møllebæk er der fanget signalkrebs på strækningen fra udmundingen i Alling Å og opstrøms til Kirkevad Bro lidt sydøst for Paderup - en strækning på cirka 5,8 km.

4.2 Kønsfordeling

Tabel 4 viser den procentvise fordeling mellem hanner og hunner i den samlede fangst af signalkrebs samt antallet af disse i de enkelte vandløbsgrene.

4.2.1 Forskelle i kønsfordelingen pr. ruse 2018

Kønsfordelingen i fangsten fra hovedløbet var signifikant forskellig fra kønsfordelingen i fangsten fra Rosenholm Å ($\chi 2$=91,2; df=1; N=1323; P<0,05). Andelen af hanner i fangsten var størst i hovedløbet (Tabel 4).

Andelen af hanner i fangsterne fra hhv. Brusgård Møllebæk og Skader Å var på ca. samme niveau som i Rosenholm Å, men fangsterne var for få til at lave en statistisk sammenligning med fangsten i hovedløbet (Tabel 4).

4.2.2 Kønsfordeling iblandt signalkrebs i Alling Å-systemet i 2008

Kønsfordelingen i fangsten fra hovedløbet var signifikant forskellig fra Skader Å ($\chi 2$=6,0; df=1; N=204; P<0,05) med overvægt af hunner i hovedløbet og af hanner i Skader Å.

4.2.3 Udvikling i kønsfordelingen 2008-2018

Der blev konstateret en ændring i kønsfordelingen i fangsten i dele af Alling Å-systemet fra 2008 til 2018:

- Andelen af hanner i fangsten fra hele Alling Å-systemet var højere i 2018 end i 2008 ($\chi 2$=187,4; df=1; N=1582; P<0,05).

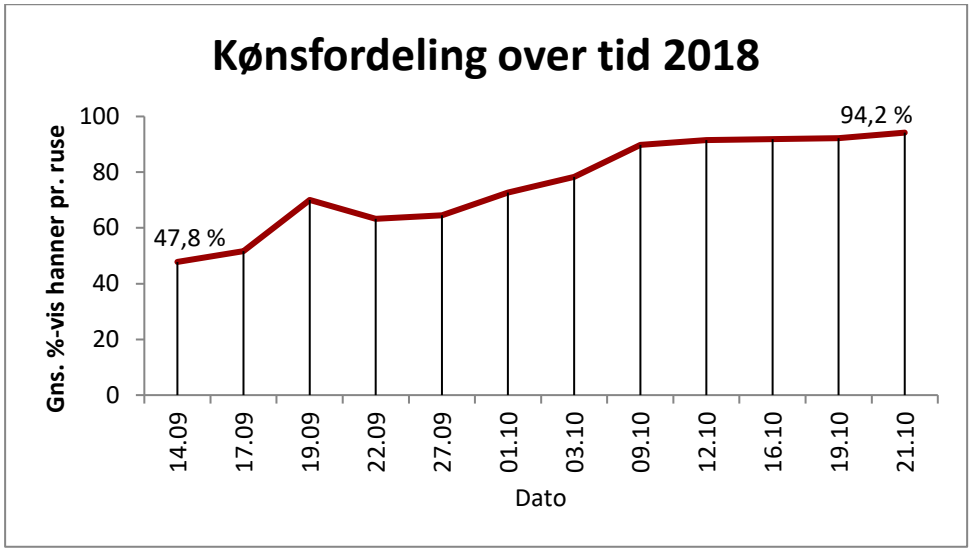
- Andelen af hanner i fangsten fra hovedløbet var højere i 2018 end i 2008 ($\chi 2$=257,4; df=1; N=1434; P<0,05).
- Der kunne ikke påvises nogen statistisk forskel i kønsfordelingen i fangsten fra Skader Å mellem 2008 til 2018 ($\chi 2$=2,0; df=1; N=44; P= 0,16).

4.2.4 Udvikling i kønsfordelingen på ikke-befiskede stræk fra 2008-2018

Moniteringen i 2008 skete på en bestand, der ikke havde været udsat for fiskeri. For at sammenligne kønsfordelingen fra 2008 med en ikke befisket bestand i 2018 er kønsfordelingen fra hele Alling Å-systemet i 2008 sammenlignet med Rosenholm Å i 2018, da der i Rosenholm Å ikke er udført bekæmpelsesfiskeri efter signalkrebs i årene 2009-2018. Sammenligning ved en $\chi 2$-test viser, at der i fangsten for de to grupper ikke var signifikant forskel på kønsfordelingen ($\chi 2$=1,2; df=1; N=283; P=0,27).

4.2.5 Kønsfordeling gennem undersøgelsen 2018

Som det ses af figur 6 stiger den gennemsnitlige procentvise andel af hanner pr. ruse fra 47,8 % den 14.09.2018 til 94,2 % den 21.10.2018 – en stigning på 46,4 procentpoint over 38 dage.



Figur 6. Den daglige procentvise andel af hanner pr. ruse i perioden 14.09 – 21.10 2018.

Der var ikke signifikant forskel ($\chi 2$=1,5; df=1; N=376; P= 0,214) i kønsfordelingen ved sammenligning af den samlede fangst fra september måned i 2018 (14. til 27. sept.) og 2008 (2. til 26. sept.), hvilket peger på, at overrepræsentationen af hanner i fangsten i 2018 kan relateres til, at fiskeriet inkluderede en stor del af oktober måned. Det var ikke tilfældet i 2008.

4.3 Kønsfordeling ved testfiskeri august 2019

Ved fiskeri med 26 krebsruser på strækningen fra Fløjstrup til ca. 500 m nedstrøms Rævebro udført den 27.-28. august 2019 blev der fanget 327 signalkrebs, hvoraf 164 var hanner og 163 hunner. Kønsfordelingen viste sig således at være kønsneutral (1:1).

4.4 Størrelse

4.4.1 Gennemsnitsstørrelse af signalkrebs i Alling Å-systemet

Tabel 5 viser gennemsnitsstørrelse af hhv. hanner og hunner i de forskellige vandløbsgrene af Alling Å-systemet i 2018 og 2008.

Tabel 5. Gennemsnitsstørrelse af den samlede fangst af signalkrebs ved moniteringen i Alling Å i 2018 og 2008. Alle tal i cm, målt fra pandetorn til haleviftens midterste bagkant. Antal fremgår af tabel 4. "-": ingen værdi.

	Hanner		Hunner		Begge køn	
Vandløbsgren	**2018**	**2008**	**2018**	**2008**	**2018**	**2008**
Hovedløb	9,3	10,9	8,1	10,3	9,2	10,6
Brusgård Møllebæk	8,7	-	8,8	-	8,7	-
Vejle Å	8,0	-	8,0	-	8,0	-
Rosenholm Å	9,4	-	9,2	-	9,3	-
Skader Å	9,0	9,6	9,1	11,5	9,0	10,3
Hele Alling Å	9,3	9,9	8,4	9,8	9,2	9,8

4.4.2 Sammenhæng imellem størrelse og fangststed 2018

Overordnet kunne der i 2018 ikke påvises en signifikant forskel i størrelse på de fangede krebs afhængig af, i hvilken vandløbsgren (Hovedløb, Brusgård Møllebæk, Rosenholm Å, Skader Å) de var fanget (One-Way ANOVA $F_{3,1368}$=1,03; P=0,38). ANOVA-tests viste dog, at der, for de fangede hunner, var signifikant forskel i størrelse afhængig af vandløbsgren (One-Way ANOVA $F_{3,175}$=9,5; P<0,05), imens signifikans ikke kunne påvises for hannerne (One-Way ANOVA $F_{3,1189}$=1,2; P=0,33). For at sammenligne gennemsnitslængden på fangede hunner i de enkelte vandløbsgrene, er der udført en række t-tests (Tabel 6). Tabellen viser, at de fangede hunner er signifikant større i hhv. Rosenholm Å og Skader Å sammenlignet med hunner fanget i hovedløbet. I modsætning hertil er der ikke signifikant forskel på gennemsnitsstørrelsen for hunner fanget i sidegrenene af Alling Å-systemet (Tabel 6).

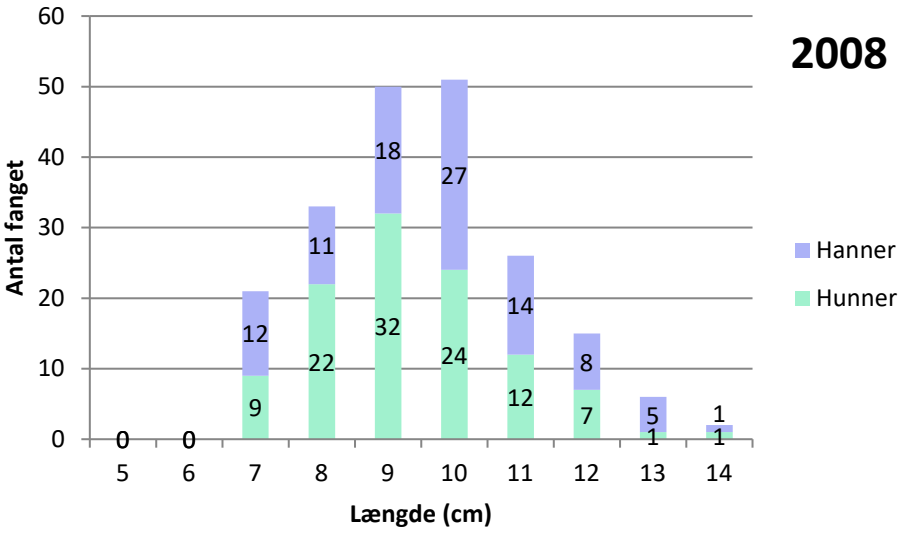
4.4.3 Størrelsesudvikling fra 2008 til 2018

Figur 7 og 8 viser størrelsesfordelingen for hanner og hunner fanget i hele Alling Å-systemet i hhv. 2008 og 2018. Som det fremgår af figur 7 og 8 er der sket en forskydning i størrelsen på fangede krebs fra 2008 til 2018. I 2008 var længden 10 cm den hyppigst observerede længde, hvor det i 2018 var 9 cm, der var den hyppigst observerede længde.

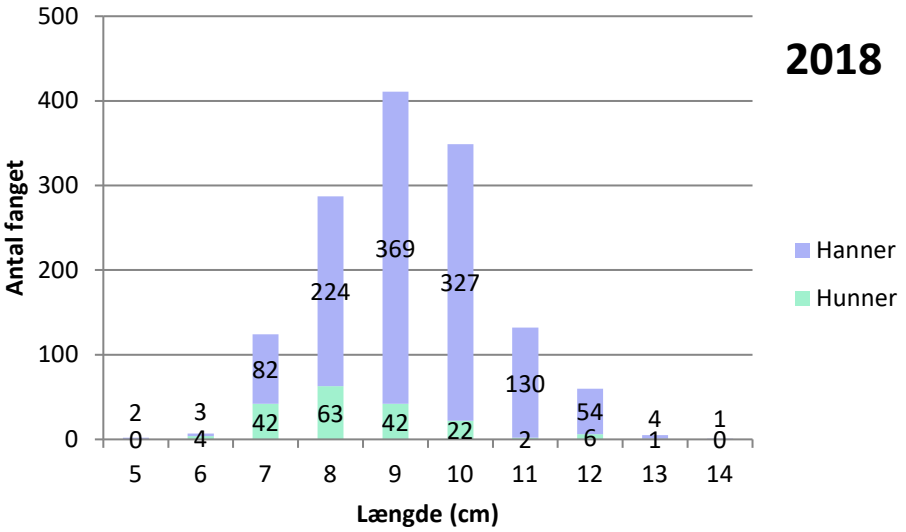
Tabel 6. Resultater af t-test for størrelsesforskel på hunner fra forskellige vandløbsgrene i Alling Å-systemet 2018.

Vandløbsgren	Brusgård M. Bæk	Rosenholm Å	Skader Å
Hovedløbet	P= 0,2	P< 0,05 (Rosenholm Å > Hovedløbet)	P< 0,05 (Skader Å > Hovedløbet)
Brusgård M. Bæk		P= 0,5	P= 0,7
Rosenholm Å			P= 0,9

Blå= ingen signifikant størrelsesforskel (p > 0,05). Grøn= signifikant størrelsesforskel (p < 0,05). Grå felter ikke benyttet.



Figur 7. Størrelsesfordeling for han- og hunsignalkrebs fanget i 2008. Tal i søjlerne angiver antal krebs fanget.



Figur 8. Størrelsesfordeling for han- og hunsignalkrebs fanget i 2018. Tal i søjlerne angiver antal krebs fanget.

Tabel 7 viser procentvis hyppighed af forskellige længder af signalkrebs fanget i Alling Å-systemet i hhv. 2018 og 2008. Som det ses af tabellen er andelen af signalkrebs med længde > 10 cm højere i 2008 (24 %) end i 2018 (14,5 %).

Tabel 7. Procentvis hyppighed af forskellige længder af signalkrebs af begge køn fanget i Alling Å-systemet i 2018 og 2008.

Længde (cm)	Hyppighed (%)	
	2018	2008
5	0,1	0
6	0,5	0
7	9,0	10,3
8	20,8	16,2
9	29,8	24,5
10	25,3	25,0
11	9,6	12,7
12	4,4	7,4
13	0,4	2,9
14	0,1	1
Krebs > 10 cm	14,5	24,0

Via en T-test indeholdende størrelse på alle fangede krebs i hhv. 2008 og 2018 kunne det påvises, at der er signifikant forskel på størrelsen af fangede krebs i Alling Å-systemet mellem de to år (T_{1572}=3,42; P<0,05).

T-tests viste ligeledes, at der var signifikant størrelsesforskel på både hunner (T_{283}=-5,87; P<0,05) og hanner (T_{1288}=-3,19; P<0,05) mellem 2008 og 2018 i hele Alling Å-systemet. Både hunner og hanner var større i 2008 end i 2018.

Nedenfor er længdefordelingen for hunner og hanner individuelt sammenlignet for de enkelte vandløbsgrene.

4.4.4 Hunner 2008/2018

Via T-tests blev det vist, at:

- hunnerne var signifikant større i hovedløbet i 2008 end i 2018 (T_{222}=7,55; P<0,05),
- det ikke var muligt at teste for signifikant størrelsesforskel på hunnerne i Skader Å mellem 2008 og 2018 grundet få fangede individer,
- der ikke var signifikant størrelsesforskel på hunnerne i hele Alling Å-systemet i 2008 og i Rosenholm Å i 2018 (T_{140}=-0,58; P=0,28).

4.4.5 Hanner 2008/2018

Via t-tests blev det vist, at:

- hannerne i hovedløbet var signifikant større i 2008 end i 2018 (T_{1204}=3,55; P<0,05),
- der ikke var signifikant forskel på størrelsen af hannerne i Skader Å i 2008 og 2018 (T_{24}=0,29; P=0,39),
- der ikke var signifikant størrelsesforskel på hannerne i hele Alling Å-systemet i 2008 og Rosenholm Å i 2018 (T_{135}=-1,03; P=0,15).

4.5 Catch per unit effort (CPUE) i Alling Å-systemet 2008-2018

CPUE (fangst pr. ruse pr. nat) i hele Alling Å-systemet blev mere end 5-doplet fra 2008 til 2018. Stigningen var især markant i hovedløbet, hvorimod der har været en moderat øgning i tilløbet Skader Å (Tabel 8).

Ser man alene på ruser med fangst af signalkrebs er CPUE øget fra 4,7 i 2008 (43 ruser (19 %) med fangst) til 7,9 i 2018 (174 ruser (67 %) med fangst).

Tabel 8. CPUE i Alling Å-systemet i hhv. 2008 og 2018. *- = ingen fangst i 2008.

	Hele Alling Å	Hoved-løbet	Hoved-løbet fra Nybro til Rødebro	Skader Å	Brusgård Mølle-bæk	Rosen-holm Å	Vejle Å
2008	0,94	1,20	8,29	0,70	*-	*-	*-
2018	5,32	7,15	5,64	1,20	1,73	2,47	1

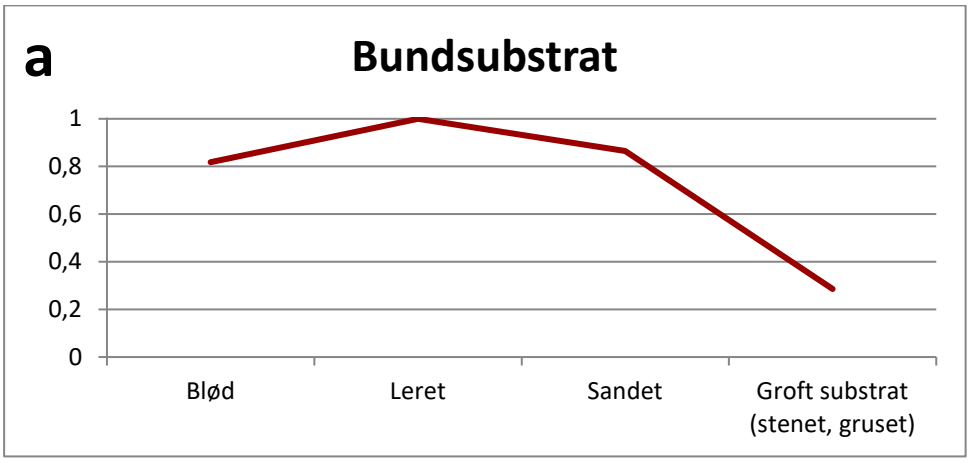
På strækningen fra Nybro til Rødebro i hovedløbet var CPUE mindre i 2018 end i 2008 (Tabel 8). Det var på den strækning af å-systemet, hvor der i 2008 blev fanget flest signalkrebs (Figur 5b).

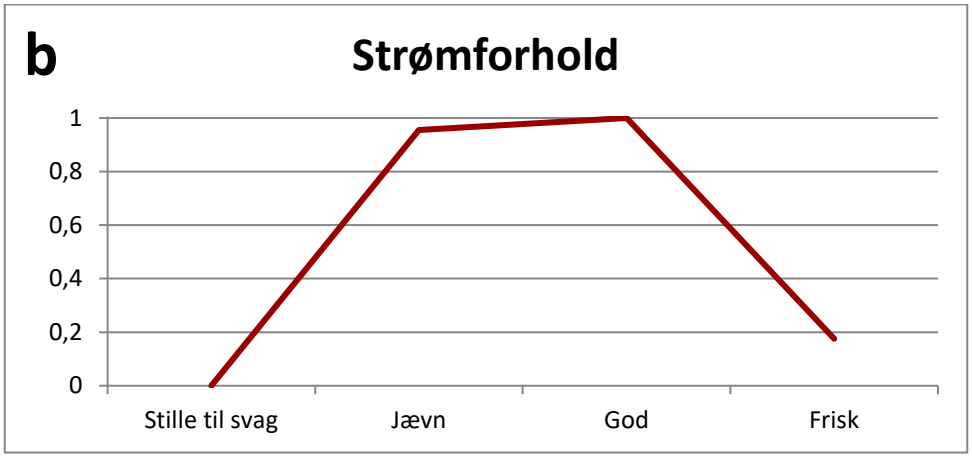
4.5.1 CPUE 2018

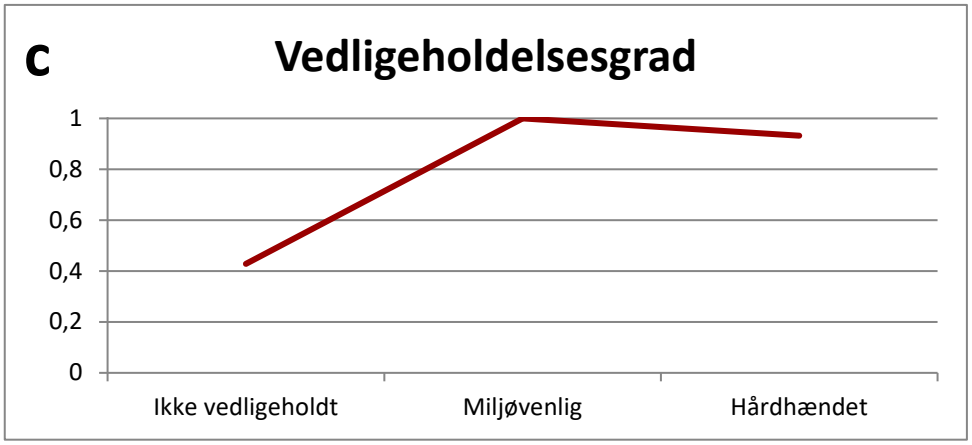
CPUE-værdierne fra 2018 viser, at der er en væsentlig højere tæthed af signalkrebs i hovedløbet end i tilløbene (Tabel 8).

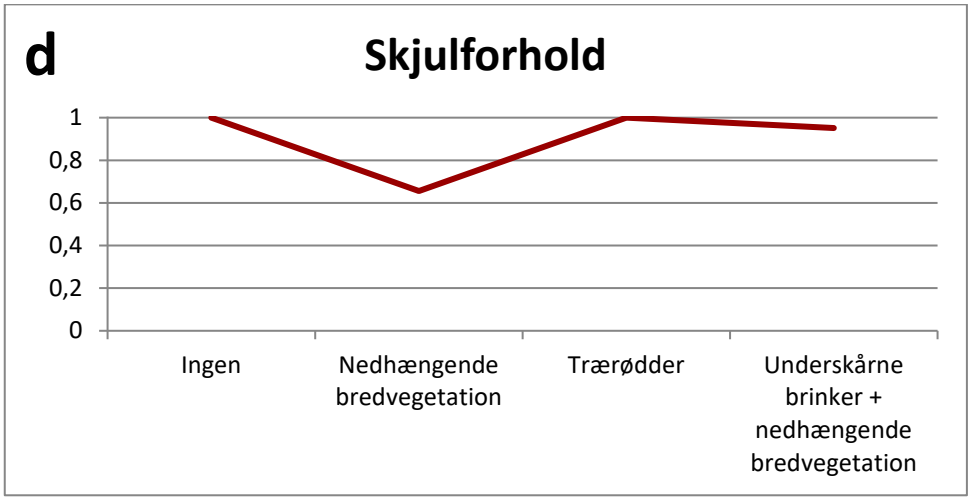
4.6 Habitatanalyse

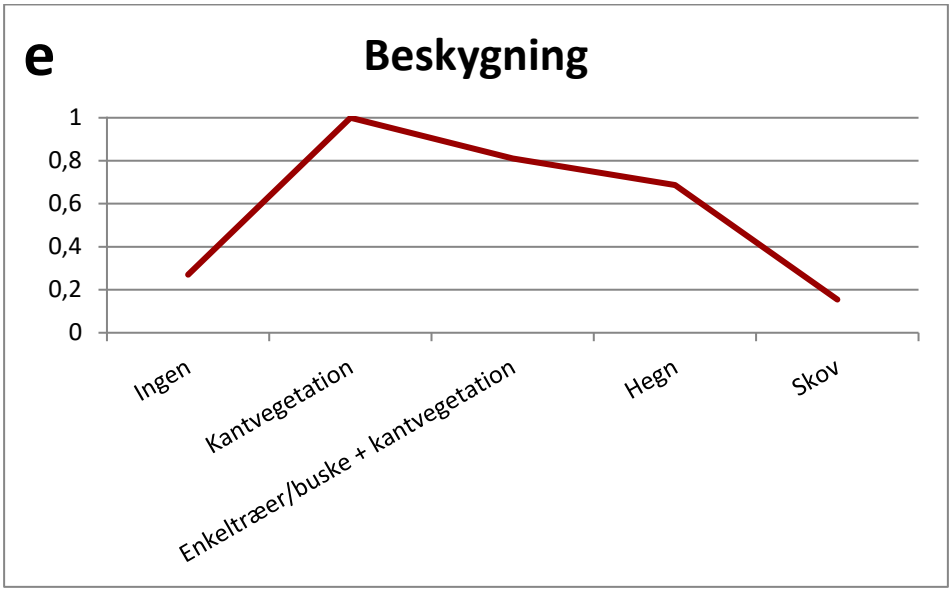
Figur 9a-g viser præferenceværdierne for de enkelte fysiske/biologiske habitatvariabler. Krebsene har overvejende præference for habitater, hvor bundforholdene ikke er hårde, hvor strømhastigheden er jævn - god, hvor vandløbet er vedligeholdt i modsætning til naturligt, og hvor der er en vis grad af skygge. Derimod synes tilgængeligheden af skjul (i form af nedhængende bredvegetation, trærødder og underskårne brinker), tilstedeværelsen af vegetation og arten af denne samt dybde ikke at have betydning.

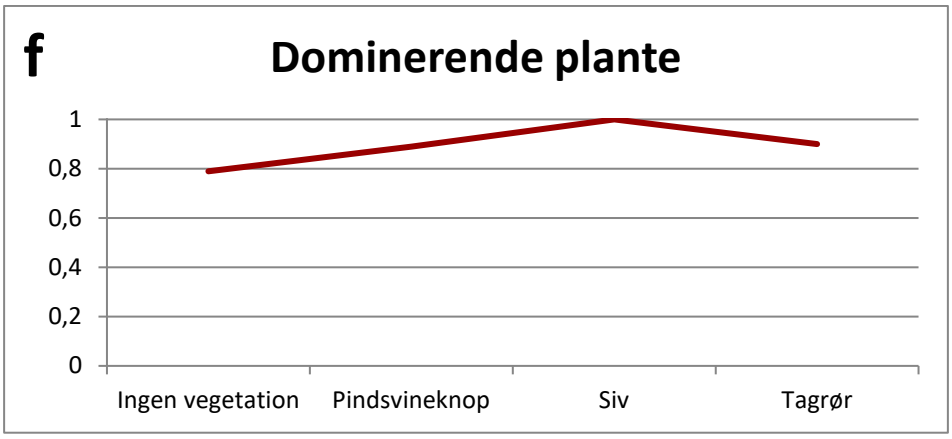


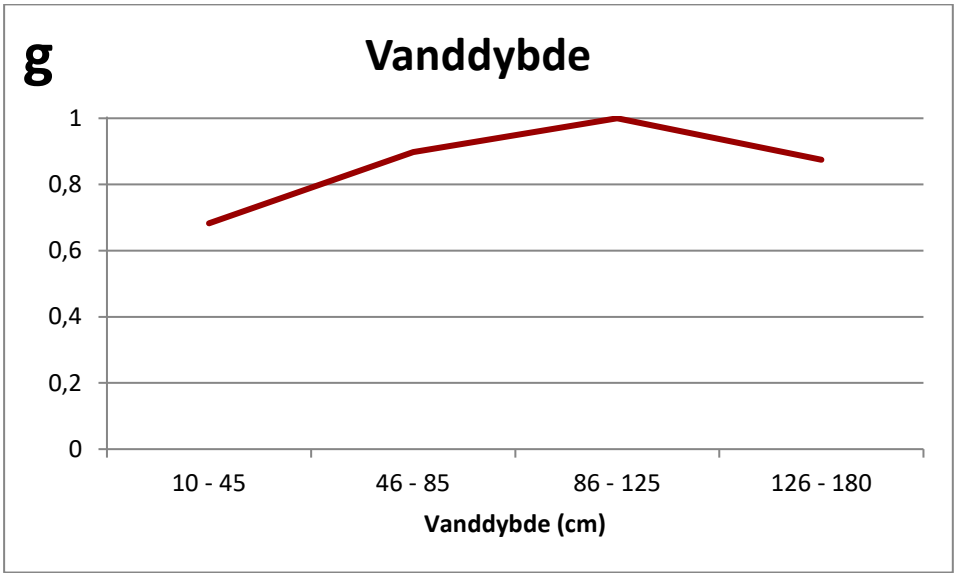

b
Strømforhold
1
0,8
0,6
0,4
0,2
0
Stille til svag
Jævn
God
Frisk


c
Vedligeholdelsesgrad
1
0,8
0,6
0,4
0,2
0
Ikke vedligeholdt
Miljøvenlig
Hårdhændet


d
Skjulforhold
1
0,8
0,6
0,4
0,2
0
Ingen
Nedhængende bredvegetation
Trærødder
Underskårne brinker + nedhængende bredvegetation







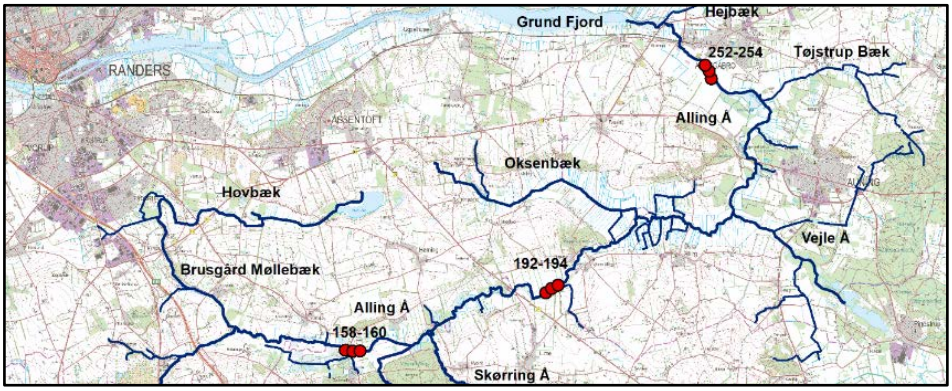
Figur 9. Resultat af analyse for habitatpræference hos signalkrebs på en skala fra 0 til 1 for følgende variable: a) bundsubstrat, b) strømforhold, c) vedligeholdelsesgrad d) skjulforhold, e) beskygning, f) dominerende plante og g) vanddybde (cm).

4.7 Antal krebs fanget pr. m^2 vandløbsbund

Antallet af signalkrebs fanget pr. m^2 vandløbsbund (på 400 m vandløb, hvor der blev fisket med 3 ruser) var på samme niveau på tre forskellige strækninger i hovedløbet af åen med forskellig bundbredde (Tabel 9 og Figur 10).

Tabel 9. Antal signalkrebs fanget på 3 strækninger af Alling Å's hovedløb med forskellig bundbredde. Det angivne areal er bundarealet mellem øverste og nederste ruse på hver af de tre strækninger.

Station (Waypoint)	158, 159 og 160	192, 193 og 194	252, 253 og 254
Gns. bredde på vandløb (m)	2,93	5,83	9,80
Areal af vandløbsbund (m^2)	1173	2333	3920
Antal signalkrebs fanget	21	32	58
Antal signalkrebs fanget pr. m^2	0,018	0,014	0,015



Figur 10. Placering af stationerne 158-160, 192-194 og 252-254 i Alling Å's hovedløb.

5. Diskussion

Helt overordnet kan det konstateres, at to af de forudsigelser, der indledte diskussionen i Skov m.fl. (2009) er gået i opfyldelse: i) Signalkrebs findes nu udbredt i meget store dele af Alling Å-systemet, og ii) flodkrebsen er, om ikke helt forsvundet endnu (Vindum 2012-18), så ganske givet på vej til at gøre det.

Under moniteringen i 2018 blev der, i modsætning til 2008, fanget signalkrebs i de tre sidevandløb Rosenholm Å, Brusgård Møllebæk og Vejle Å (Tabel 3). I de to første i betydelig afstand fra Alling Å's hovedløb. Idet moniteringsfiskeriet i 2018 blev udført på samme måde som i 2008 vurderes det, at nye forekomster i sidevandløb i 2018 såvel som den øgede udbredelse i selve hovedløbet skyldes, at signalkrebsen som forventet har spredt sig (Peay 2001; Westman m.fl. 2002). Den registrerede udbredelse i sidevandløbene må tages med det forbehold, at moniteringen i både 2008 og 2018 var mindre systematisk i sidevandløbene sammenlignet med hovedløbet. Der er dog ingen grund til at antage, at eventuelt manglende registrering af forekomst i 2018 er større end i 2008. En systematisk befiskning af sidegrenene svarende til hovedløbet, vil kunne be- eller afkræfte dette.

Den manglende opstrøms spredning i Skader Å siden 2008 kan betyde, at udbredelses-grænsen, formodentlig grundet de fysiske forhold (fx vanddybde og strømhastighed) i dén gren af vandløbet, var nået allerede i 2008.

På baggrund af resultaterne er det vores forventning, at bestanden af signalkrebs i 2018 var udbredt til en betydelig andel af de vandløbsstrækninger i å-systemet, hvor forholdene (fysiske og biologiske) betinger, at signalkrebs kan trives. Det må derfor også antages, at der i de kommende år vil ske spredning i mindre grad, end det er sket i perioden 2008-2018. Den lavere spredningshastighed opstrøms i hovedløbet i forhold til nedstrøms, samt det faktum, at spredningen har nået åens udmunding i Grund Fjord, understøtter dette.

Det er i flere undersøgelser vist, at signalkrebs gennem deres fødesøgning direkte kan påvirke smådyrsfauna, padder, fisk m.m. i deres omgivelser negativt (fx Nyström & Strand 1996; Peay m.fl. 2009; Mathers m.fl. 2018). En helt ny dansk undersøgelse peger på at eksempelvis laks (*Salmo salar*) kan blive negativt påvirket (Iversen m.fl. 2020). I hvilket omfang økosystemet i Alling Å i dag er påvirket af den stærkt øgede forekomst af signalkrebs, er ikke undersøgt, men den store tæthed af signalkrebs taget i betragtning, vurderes det som meget sandsynligt, at der er sket en negativ påvirkning af det omgivende miljø.

Endvidere er der konstateret øget sandvandring i åen (Hanne Wind-Larsen, Randers Kommune, pers.komm.), som antages i et vist omfang at være skabt af signalkrebsenes hulegravning dels gennem drift af det udgravede materiale og dels gennem øget nedbrud af brinker, der bliver mindre stabile som følge af signalkrebsenes graveaktivitet og huler (Faller et al. 2016). Øget sandvandring kan have negativ effekt på åens invertebrater og fisk (Acornley & Sear 1999; Kristensen m.fl. 2014; Naturstyrelsen 2019). Signalkrebsene i Alling Å kan dermed også indirekte have påvirket deres omgivelser negativt.

5.1 Spredning

I 2008 blev der fundet en tæt bestand af signalkrebs på ca. 9 km af åens hovedløb fra udløbet af Brusgaard Møllebæk til Sjellebro. Nedstrøms Sjellebro blev der kun fundet 2 eksemplarer i alt. Endvidere blev der fundet signalkrebs på en 8 km lang strækning i Skader Å (Skov m.fl. 2009). Samlet blev der i 2008 således fundet signalkrebs på 17 km (11 %) af å-systemets i alt ca. 150 km vandløb. Udbredelsen var i 2018 mere end tredoblet til i alt ca. 59 km vandløb (39 % af å-systemets samlede længde), heraf var 36 km beliggende i hovedløbet. De dele af vandløbet, hvor der i dag ikke lever signalkrebs, er overvejende små tilløb og de øverste dele af de vandløbsgrene, hvor signalkrebs findes.

Spredningen gennem perioden 2008-2018 har været mere end dobbelt så lang nedstrøms (ca. 18 km) som opstrøms i hovedløbet (7,2 km) og i Rosenholm Å (8 km). Disse resultater peger dermed på, at spredning er sket hurtigere i nedstrøms end i opstrøms retning, hvilket ikke er helt i overensstemmelse med Peay & Rogers (1999), der fandt en spredningshastighed på ca. 1.2 km pr. år i nedstrøms retning og kun lidt langsommere opstrøms. Dog kan det ikke udelukkes, at spredningen i opstrøms retning før 2018 har nået det punkt, hvor Alling Ås hovedløb grundet fysiske forhold ikke egner sig som levested for signalkrebs. Spredningshastigheden i opstrøms retning kan dermed have været hurtigere end resultaterne fra 2018 umiddelbart viser. Peay og Rogers (1999) fandt, at spredningen skete i ryk frem for i jævnt tempo. Om det også har været tilfældet i Alling Å vides ikke.

5.2 CPUE og bestandstæthed

Det vurderes, at den stigning i CPUE, der er observeret i alle dele af Alling Å-systemet (Tabel 7) fra 2008 til 2018, er udtryk for en generelt større individtæthed i bestanden af signalkrebs i å-systemet i 2018 sammenlignet med 2008. En del af forklaringen på den store stigning i CPUE er, at andelen af ruser med fangst er steget markant fra 19 % i 2008 til 67 % i 2018, primært på grund af den øgede udbredelse af signalkrebs (Figur 5). Der er dog formentlig også en øget bestandstæthed, da CPUE også var højere i 2018 end i 2008, hvis man fraregner alle ruser uden fangst. Det er desuden muligt, at tætheden er endnu højere end tallene angiver. Nogle af ruserne i 2018 havde meget høje fangsttal, hvilket muligvis har medført at ruserne er blevet ”mættet”. Dermed kan yderligere krebs, der ønskede at gå ind i en af disse, have fravalgt at gøre det (Stebbing m.fl. 2014). Det er også muligt, at signalkrebs, der var gået ind i en fælde, valgte at forlade den igen (Harlioglu 1999, Stebbing m.fl. 2014).

Årsagen til, at CPUE er højere i 2018 i hovedløbet sammenlignet med hhv. Skader Å, Brusgård Møllebæk og Rosenholm Å er sandsynligvis, at bestanden af signalkrebs numerisk er størst i hovedløbet. I 2008 var det også i hovedløbet, at CPUE var højest. Dette kan skyldes, at forholdene i hovedløbet er bedre egnede for signalkrebs end i det øvrige Alling Å-system eller måske den simple grund, at der er mest vandløbsareal til rådighed for krebsene i hovedløbet. Dermed kan fangsten også blive større. Endelig skal det også nævnes, at hovedløbet er befisket mere systematisk end sidegrenene til Alling Å, hvilket kan betyde, at der i sidegrenene kan være områder med en høj bestandstæthed, som ikke er registreret i moniteringerne.

I Skader Å havde CPUE ikke ændret sig ret meget i fra 2008 til 2018. Det kan enten betyde, at tætheden af signalkrebs i den gren af vandløbet var forholdsvis tæt på sit maksimum under de givne forhold allerede i 2008, eller at befiskning med 4 ruser pr. vejbro er for spredt til at give et retvisende billede af bestandens tæthed.

På trods af intenst bekæmpelsesfiskeri er CPUE for strækningen fra Rødebro til Nybro, hvor der i 2008 var flest krebs, kun reduceret beskedent i perioden 2008-2018. Det står derfor klart, at den ene målsætning for bekæmpelsesfiskeriet 2009-2018 (Iversen m.fl. 2011), at reducere tætheden af signalkrebs på strækningen markant, ikke er blevet opfyldt.

5.3 Signalkrebsens habitatvalg i Alling Å

Analysen af signalkrebsens habitatpræferencer forstået som fangst kontra ikke fangst af signalkrebs i Alling Ås hovedløbet i 2018, peger på, at bundsubstrat og strømforhold har væsentlig betydning for fordelingen af signalkrebs i åen. Lav forekomst ved kombinationen af groft bundsubstrat og frisk strøm peger på, at signalkrebs fravælger denne habitattype, som typisk forekommer i små vandløb sammen med gode faldforhold (Hynes, 1970). Peay og Rodgers (1999) fandt tilsvarende, at signalkrebs opfatter stryg med stenbund som et ikke favorabelt habitat. Ligeledes fravalgte signalkrebs meget langsom/ingen strøm i Alling Å, hvilket dog ikke stemmer overens med den forholdsvis høje forekomst på blødt bundsubstrat, idet langsom/ingen strøm og blødt bundsubstrat ofte forekommer sammen. Peay og Rodgers (1999) fandt, at signalkrebs fravalgte områder med blødt sediment. At det forholdt sig anderledes i Alling Å kan muligvis forklares med, at registreringerne i Alling Å ikke altid skelnede klart mellem blødt og sandet bundsubstrat.

Signalkrebs synes lidt overraskende også at fravælge ikke vedligeholdte vandløbsstrækninger til fordel for miljøvenligt eller hårdhændet vedligeholdte strækninger. Dette kan dog sandsynligvis forklares med andre forhold, som vandløbets størrelse/bundsubstrat/strømhastighed, idet ikke vedligeholdte strækninger typisk vil være små vandløb med groft substrat og stort fald, hvor der ikke er behov for vedligeholdelse (Hynes, 1970; Nordjyllands Amt, 2001).

Graden af beskygning havde ligeledes betydning. Signalkrebs fravalgte steder uden beskygning såvel som vandløbsstrækninger beliggende i skov, mens de foretrak områder med udhængende kantvegetation, evt. suppleret med enkelttræer/buske eller hegn.

Blandt de fire registrerede kategorier af vandplanter (ingen vegetatation, pindsvineknop, siv og tagrør) var der beskeden forskel i forekomsten af signalkrebs. Det er lidt overraskende, idet kosten hos signalkrebs, især når de bliver ældre, for en stor dels vedkommende består af planteføde (Larsen 1990; Souty-Grosset m.fl., 2006). Hvis der ingen planter er i vandløbet, må fødeudbuddet derfor være reduceret. Dog vides det ikke i hvor stor grad terrestriske planter, fx i form af udhængende kantvegetation, har kunnet erstatte egentlige undervandsplanter som fødekilde i Alling Å. Præference for andre plantearter, der vides at forekomme i Alling Å, fx almindelig vandpest (*Elodea candensis*), kan heller ikke udelukkes.

Den foretrukne habitattype for signalkrebs i Alling Å skønnes på baggrund af habitatanalysen af de registrerede variable at være vandløb med leret til sandet substrat og jævn/god strøm, en del vedligeholdelse, men stadig med god beskygning af kanterne med lav vegetation. Bedømt ud fra den udbredte forekomst af signalkrebs, der blev fundet ved moniteringen i 2018, opfylder store dele af Alling Å disse krav i betydeligt omfang.

Konklusionen om den foretrukne habitattype for signalkrebs gælder muligvis kun i Alling Å, idet analysen kun kan vise noget om habitattyper, der faktisk forekommer i det vandløb, der undersøges. Endvidere var der stor forskel i forekomsten af de forskellige kategorier for hver

undersøgt variabel. Eksempelvis ved habitatvariablen skjulforhold, hvor der ved kategorien "nedhængende bredvegetation" blev fisket med 61 ruser, mens der ved kategorien "trærødder" kun blev fisket med 2 ruser. Endelig er det muligt, at ikke alle relevante habitatvariable for signalkrebs blev registreret. Eksempelvis er signalkrebs kendt for at grave huler, som anvendes til dagskjul, under skalskifte mm. (Kozák m.fl., 2015) og forekomsten af huler kan være meget variabel i et vandløb (Faller m.fl. 2016). Muligheden for at grave huler blev ikke vurderet i denne undersøgelse, hvorfor betydningen af den habitatvariabel ikke kendes i Alling Å.

5.4 Kønsfordeling

En meget høj andel (86,8 %) af fangsten i 2018 bestod af hanner. Dette skyldes primært, at kønsfordelingen i hovedløbet var meget skæv samt at hovedløbet antalsmæssigt dominerede den samlede fangst. For de øvrige sidegrene, hvori der er fanget signalkrebs (Brusgård Møllebæk, Vejle Å, Rosenholm Å og Skader Å), var kønsfordelingen meget tættere på 1/1 (Tabel 4). Den observerede kønsfordeling steg markant gennem moniteringsperioden (Figur 6).

Kozák m.fl. (2015) skriver, at signalkrebs påbegynder parring allerede i september (i Tjekkiet), hvor Larsen (1990) angiver, at parring først begynder sidst i oktober i Danmark. Kozák (2015) og Larsen (1990) angiver begge, at parringen slutter sidst i november.

Doroshenko (1987) observerede, at parring hos signalkrebs i Litauen begynder sidst i september og slutter midt i november. Doroshenko (1987) fandt, at parringen især er afhængig af vandtemperatur og, at parring primært forekommer, når vandets temperatur ligger i spektret 11-13,8 ˚C. Kozák m.fl. (2015) konkluderer tilsvarende, at dagslængde (fotoperiode) og vandtemperatur er de vigtigste udløsende faktorer for at parringen påbegyndes. Doroshenko (1987) fandt, at 72,8 % af hunnerne i et eksperiment var befrugtet 10 dage efter, at første parring blev registreret. Efter parring, hvor hunnen modtager en "pakke" med sæd fra hannen, søger hunnen i skjul, hvor æggene lægges og befrugtes med sæden fra pakken. Det sker i gennemsnit 1,5 dage efter parringen (Doroshenko, 1987; Larsen 1990).

Den observerede kønsfordeling i hovedløbet kan dermed skyldes, at parringstiden er begyndt under moniteringsfiskeriet, hvorefter nogle hunner gik i skjul og indledte æglægningen. De var derfor ikke fangbare i den sidste del af moniteringsperioden. Fiskeriet i sidegrenene foregik først (14.-24. sept.) efterfulgt af hovedløbet (24. sept. til 21. okt.). Sammenlignes fangsten i september 2018 med september 2008 er der ingen signifikant forskel på andelen af de to køn som et tegn på, at parringen endnu ikke var gået i gang i september i begge år. Den forskel i kønsfordeling, der blev fundet mellem 2018 og 2008 skyldes mest sandsynligt, at moniteringen i hovedløbet i 2018 lå så sent, at parringen var indledt, hvilket formentlig ikke var tilfældet i 2008. Dette understøttes af, at kønsfordelingen i Skader Å, hvor moniteringen blev udført i september i begge år, ikke viste signifikant forskel mellem årene. Årsagen til, at kønsfordelingen i fangsten fra hele Alling Å-systemet i 2008 ikke er signifikant forskellig fra fordelingen i Rosenholm Å i 2018 skyldes formentlig det samme. Fundet af en kønsfordeling på 1:1 på en strækning af Alling Ås hovedløb i august 2019, peger på det samme.

5.4.1 Kønsselektiv fangst i krebseruser?

En engelsk undersøgelse med det formål at sammenligne 2 fangstmetoder, krebseruser og skjulfælder fandt, at kønsfordelingen af signalkrebs i fangsten fra krebseruser i gennemsnit var 1,49 hanner pr. hun, hvilket var en signifikant forskel fra 1:1 fordeling, mens kønsfordelingen i

fangsten fra skjulfælder ikke var forskellig (0,99 hanner pr. hun) (Green m.fl. 2018). Forholdet mellem hanner og hunner i fangsten fra hovedløbet i 2018 var mere end 9 hanner pr. hun, hvilket langt overstiger den forskel i kønsfordeling Green m.fl. (2018) konstaterede. I modsætning hertil, var der ingen forskel i kønsfordelingen ved moniteringsfiskeriet i Alling Å i 2008 og som sagt heller ikke i testfiskeriet i august 2019.

Hvis den skæve kønsfordeling i Alling Å i 2018 skyldtes, at moniteringen foregik med krebseruser som fangstmetode, ville man dels forvente, at kønsfordelingen var lige så skæv i sidegrenene som i hovedløbet, dels at moniteringen i 2008 udviste samme mønster. Samlet vurderes det derfor, at parringstidens begyndelse hen mod slutningen af moniteringsperioden var den væsentligste årsag til den kønsfordeling, der blev konstateret i moniteringen i Alling Å i 2018. Den konklusion understøttes af resultatet af testfiskeriet i august 2019.

5.5 Størrelsesfordeling- og udvikling

Moniteringen viste, at gennemsnitslængden i den samlede fangst var mindre hos begge køn i 2018 end i 2008. Dette er i overensstemmelse med andre undersøgelser, der har vist, at krebseruser fisker størrelsesselektivt, dvs. at de fisker mest effektivt på de største individer i en bestand (Moorhouse & Macdonald 2011). De signifikante forskelle var drevet af forskellene i hovedløbet, da der ikke kunne påvises forskel mellem 2008 og 2018 i Skader Å og heller ikke mellem Rosenholm Å i 2018 og hele undersøgelsen i 2008. I både Skader Å og Rosenholm Å foregik moniteringen i 2018 på strækninger, der ikke havde været udsat for intensivt fiskeri i årene inden undersøgelsen. Den største reduktion i gennemsnitsstørrelse er dermed fundet i de dele af Alling Å-systemet (hovedløbet), hvor bekæmpelsesfiskeriet har været drevet mest intensivt (Vindum 2012-2018), hvilket peger på, at bekæmpelsesfiskeriet er årsagen til den reducerede gennemsnitsstørrelse i 2018 (Moorhouse & Macdonald 2011).

I 2018 var det kun længden på de fangede hunner, der varierede signifikant de enkelte vandløbsgrene imellem med den mindste gennemsnitsstørrelse i hovedløbet. Den manglende signifikante forskel i gennemsnitsstørrelse hos hanner mellem intensivt og ekstensive befiskede dele af Alling Å lader sig ikke umiddelbart forklare. Men hannernes gennemsnitslængde var generelt lidt lavere i 2018 end 2008 (Tabel 5), hvilket peger på, at bekæmpelsesfiskeriet også har haft en effekt på hannernes størrelse.

Forklaringen på, at det kun er hunnerne, der er signifikant mindre i hovedløbet end i resten af å-systemet kan være, at de største hunner blev befrugtede i løbet af moniteringsperioden (Se afsnittet: Kønsfordeling) og derfor er krøbet i skjul i forbindelse med æglægningen med det resultat, at der var en større andel af ikke kønsmodne hunner i fangsten, end det er tilfældet hos hannerne.

6. Konklusioner og perspektivering

6.1 Overordnede konklusioner

Den helt overordnede konklusion er, at signalkrebsen i Alling Å, som forudsagt (Skov m.fl. 2009) har spredt sig til meget store dele af Alling Å-systemet. Det vurderes, at der i dag findes signalkrebs på en stor del af de å-strækninger, hvor dens krav til omgivelserne (vanddybde, strømhastighed, substrattype, skjulmuligheder m.m.) er opfyldt. Det er derfor muligt, at den fremtidige spredning vil foregå i mindre omfang eller langsommere tempo end hidtil. Endvidere vurderes den beskedne bestand af flodkrebs til at være nær udryddelse. Herunder bemærkes det, at der ved moniteringen i 2018 ikke blev fundet spor af de flodkrebs, der blev udsat som led i bekæmpelsesprojektet 2009-2011 (Iversen m.fl. 2011).

Det kan derfor også konkluderes, at de to formål med bekæmpelsesprojektet 2009-2011 om i) at få udryddet signalkrebsen fra Alling Å-systemet eller, hvis det ikke var muligt, ii) at begrænse dens videre spredning og reducere tætheden mest muligt (Iversen m.fl. 2011), ikke er blevet opfyldt. I forlængelse heraf, må det derfor også konkluderes, at bekæmpelse i den form, der blev anvendt i projektet 2009-2011 og efterfølgende af de frivillige 2011-2018, ikke er tilstrækkeligt til at nå den type mål.

Selv om det ikke er undersøgt, er det vores forventning, at økosystemet i Alling Å er negativt påvirket af bestanden af signalkrebs, enten direkte gennem signalkrebsenes fouragering (fx Usio 2000; Stenroth & Nyström 2003; Mathers m.fl. 2018) eller indirekte gennem de fysiske forandringer af vandløbet signalkrebsen medfører ved hulegravning i brinkerne, og den øgede sandvandring dette medfører, både i form af det direkte udgravede materiale og ved øget erosion af brinkerne som følge af hulegravningen, der kan svække brinkernes stabilitet (Faller m.fl. 2016).

6.2 Perspektivering

Denne undersøgelse har vist, at selv velorganiseret og intensivt bekæmpelsesfiskeri, som det, der er udført i Alling Å, ikke egner sig til at bekæmpe eller kontrollere bestande af signalkrebs. Det står derfor også klart, at mindre intensivt fiskeri, eksempelvis udført af enkeltpersoner, heller ikke vil have den ønskede virkning. Da der ikke findes alternative metoder til bekæmpelse af signalkrebs i vandløb eller større søer, der er mere effektive (Berg 2019), er det mest sandsynligt, at dér, hvor signalkrebsen i dag findes i de åbne vandsystemer i den danske natur, kan man ikke fjerne den igen. Stebbing m.fl. (2014) peger på, at en interdisciplinær tilgang, kan være den mest effektive måde at kontrollere invasive arter af ferskvandskrebs på. Men der findes som sagt endnu ingen velafprøvede metoder til fuldstændig udryddelse af bestande af invasive krebs i vandløb. Fokus i den fremtidige forvaltning bør derfor være på at forhindre yderligere spredning.

Signalkrebs er en invasiv art, der har markant negativ effekt på hjemmehørende ferskvandskrebs i Europa (fx Chucholl 2016). Hvis man vil undgå, at den i Danmark hjemmehørende flodkrebs går markant tilbage eller eventuelt helt uddør i naturen, skal der bevares vandsystemer/egne, som er fri for signalkrebs.

Bestande af både flodkrebs og signalkrebs har tydelig effekt på deres omgivelser (Lagrue m.fl. 2014; Doherty-Bone m.fl. 2019). Højere individtæthed i bestande af signalkrebs medfører imidlertid, at den samlede effekt af en bestand af signalkrebs bliver mere omfattende end effekten af en bestand af flodkrebs (Doherty-Bone m.fl. 2019). Hvis man vil bevare ferske økosystemer i Danmark, som, ud over den negative effekt på flodkrebs, generelt er upåvirkede af den invasive signalkrebs, er hindring af en yderligere spredning af signalkrebs dermed helt afgørende.

6.3 Anbefalinger til fremtidig monitering

6.3.1 Tidspunkt

Moniteringen i Alling Å i 2018 blev sandsynligvis i et vist omfang påvirket af, at parringstiden begyndte i løbet af den periode, hvor moniteringen fandt sted. Således kan dette forklare den meget skæve kønsfordeling, der viste sig i den sidste del af moniteringsperioden. Hunner, der har parret sig, søger skjul efter 1-2 døgn og indleder æglægningen (Doroshenko, 1987; Larsen 1990). Det kan muligvis også forklare den større reduktion i gennemsnitsstørrelse blandt de hunner, der blev fanget i moniteringsfiskeriet i forhold til hannerne, idet det må antages, at de kønsmodne hunner, der søgte i skjul, i gennemsnit var større end alle hunner (kønsmodne og ikke kønsmodne) i bestanden. Denne adfærd kan også i et vist omfang have reduceret det antal signalkrebs, der blev fanget. Det vil selvsagt være en fordel ved fremtidige moniteringer, at der fiskes i perioder, hvor der ikke er køns- eller størrelsesspecifikke forskelle i fangbarhed.

Under skalskifte er krebs sårbare og derfor mindre aktive (Kozák m.fl. 2015). Westman & Savolainen (2002) fandt, at voksne (35-67 mm) signalkrebs primært foretager skalskifte i to perioder på året. Første periode varer fra sidst i juni til udgangen af juli og anden periode fra sidst i august til udgangen af september. Kønsmodne hunner foretager først skalskifte, når ynglen har sluppet moderen, hvilket typisk sker i løbet af juli og er afhængig af temperaturen (Westman & Savolainen, 2002). Sker skalskiftet hos hunner først i slutningen af juli, kan de ikke nå at skifte skal igen allerede i august/september (Westman & Savolainen, 2002), hvilket de ikke-kønsmodne hunner, samt hannerne, især de små hanner, ofte kan (Westman & Savolainen, 2002).

Der er i litteraturen generel enighed om, at signalkrebs bliver kønsmodne i hhv. deres 2. (hanner) og 3. (hunner) sommer (Abrahamson, 1971; Kozák, m.fl. 2015), men den præcise længde ved kønsmodenhed ser ud til at variere. Abrahamson (1971) fandt, at hanner i gennemsnit målte 8,2 cm og hunner 9,7 cm i hhv. den 2. og 3. sommer. Kozák m.fl. (2015) angiver, at kønsmodenhed opnås i størrelsesintervallet 7-9 cm. I Lake Billy, Oregon, USA, er der eksempler på, at det har taget helt op imod 7 år for en signalkrebs at blive over 9 cm (Anon, 2013). Det er således svært at sige noget generelt om kønsmodenhed og vækst, men det antages, at en hun skal være 9-10 cm for at være kønsmoden (Abrahamson, 1971).

Det er med andre ord svært at finde en periode, hvor signalkrebs ikke enten kan bære yngel, skifter skal (og dermed gemmer sig) eller påbegynder parringstid. Dog vurderes det, at den mest "neutrale" periode er fra midt august til i midt september, hvilket testfiskeriet i Alling Å i august 2019 bekræftede. Selvom nogle signalkrebs vil skifte skal i denne periode må det formodes, at skalskiftet sker hos både hanner og hunner, hvilket derfor ikke burde forstyrre kønsfordelingen i fangsten.

En svensk vejledning til monitering af krebs anbefaler i overensstemmelse med ovenstående, at moniteringsfiskeri finder sted i august/september ved en vandtemperatur på mindst 15 ˚C (Bergquist m.fl. 2005). I den periode bærer hunnerne ikke på yngel (hvor de er mindre fangbare) samtidig med at parring ikke påvirker krebsenes adfærd. Perioden fra midt august til midt september anbefales derfor som den bedst egnede i Sverige.

6.3.2 Metode

Denne undersøgelse og undersøgelsen fra 2008 har vist, at man kan indsamle brugbare resultater om tæthed og udbredelse af signalkrebs ved at anvende krebseruser som fangstredskab, men fangsten er begrænset til individer på ca. 6 cm og derover. Det kan derfor overvejes, at fremtidig monitering af krebs evt. kunne foregå med en kombination af krebseruser og skjulfælder. Green m.fl. (2018) konstaterede, at fangsten fra skjulfælder ikke blot er mere kønsneutral end fangst i ruser, men også, at skjulfælderne fangede krebs i et bredere størrelsesinterval end krebseruser. Specialkonstruerede krebseruser med finmasket net i væggene kan muligvis også forbedre fangsten af små (< 6 cm) krebs (Barnett & Adams 2018).

I vande med meget tætte bestande af signalkrebs bør der udføres eksperimenter med moniteringsmønster og rusetæthed for at undgå at fangsten reduceres grundet mætning af fælder.

Referencer

Abrahamsson, S. A. A., 1971. Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond. Oikos 22: 373-380.

Acornley, R.M. & Sear, D.A., 1999. Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. Hydrological Processes 13: 447-458.

Anon, 2013. Utveckling af fisket efter signalkräfta – hur ska man optimera fisket och förutsäga risken för populationskollapser? Fas 1. Uppföljningsrapport till projekt delfinansierat av Europeiska fiskerifonden 2007-2013. Fiskeriverket.

Barnett, Z.C. & Adams, S.B., 2018. Comparison of Two Crayfish Trapping Methods in Coastal Plain Seasonal Wetlands. North American Journal of Fisheries Management 38: 911-921.

Berg, S., 2019. Bekæmpelse af invasive krebs med fokus på signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*, Dana 1852). Notat til Miljøstyrelsen fra DTU Aqua.

Bergquist, B., Bohman, P. & Edsman, L., 2005. Provfiske efter kräfta i sjöar och vattendrag. Naturvärdsverket.

Chucholl, C., 2016. The bad and the super-bad: prioritizing the threat of six invasive alien to three imperiled native crayfishes. Biological Invasions 18: 1967-1988.

Doherty-Bone, T.M., Dunn, A.M., Jackson, F.L. & Brown, L.E. 2019. Multi-faceted impacts of native and invasive alien decapod species on freshwater biodiversity and ecosystem functioning. Freshwater Biology 64: 461-473.

Doroshenko, J., 1987. Socioethological aspects of sexual behavior of the signal crayfish, *Pacifastacus leniuculus* Dana, introduced in the Lithuanian SSR. Institute of Zoology and Parasitology of the Academy of Sciences of the Lithuanian SSR, Vilnius 232600, USSR.

Faller, M., Harvey, G.L., Henshawa, A.J., Bertoldi, W., Bruno, M.C. & England, J., 2016. River bank burrowing by invasive crayfish: Spatial distribution, biophysical controls and biogeomorphic significance. Science of the Total Environment 569-570: 1190-1200.

Flint JW, 1977. Seasonal Activity, Migration and Distribution of the Crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in Lake Tahoe. The American Midland Naturalist 97:280-292.)

Green, N., Bentley, M., Stebbing, P., Andreou, D. & Britton, R., 2018.Trapping for invasive crayfish: comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems 419: 15. 9pp.

Haddaway N.R., Wilcox R.H., Heptonstall R.E.A., Griffiths H.M., Mortimer R.J.G., Christmas, M. & Dunn, A.M., 2012. Predatory Functional Response and Prey Choice Identify Predation Differences between Native/Invasive and Parasitised/Unparasitised Crayfish. PLoS ONE 7(2): e32229. doi:10.1371/journal.pone.0032229

Harlioglu, M.M., 1999. The efficiency of the Swedish trappy in catching freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* and *Astacus leptodactylus*. Turkish Journal of Zoology 23: 93-98.

Hynes, H. B. N., 1970.The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press

Iversen, K., 2011. Bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å-systemet 2011. Danmarks Center for Vildlaks.

Iversen, K., Vindum, K.E. & Hansen, M., 2011. Bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å-systemet. Danmarks Center for Vildlaks.

Iversen, K., Larsen, S., Thomassen, S. & Larsen, M. H., 2020. Effekten af signalkrebs på tætheder af lakseyngel. Rapport fra Danmarks Center for Vildlaks – Den store lakseundersøgelse (SDPAS).

Karjalainen J, Ruokonen TJ, Marjomäki TJ, Martikainen A, Pursiainen M, Sarvala J, Tarvainen M, Ventelä AM, 2015. Predation by signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on fish eggs and its consequences for coregonid recruitment. Journal of Fish Biology 86:651-667.

Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balcarová, E. & Policar T., 2015. Crayfish Biology and Culture. University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Fisheries and Protection of Waters.

Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J. & Koed, A., 2014. Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 86.

Lagrue, C., Podgorniak, T., Lecerf, A. & Bollache, L., 2014. An invasive species may be better than none: invasive signal and native noble crayfish have similar community effects. Freshwater Biology 59: 1982-1995.

Larsen, K., 1990. Den ny krebsebog. Forlaget Pinus

Mathers, K.L., Rice S.P. & Wood, P.J., 2018. Temporal variability in lotic macroinvertebrate communities associated with invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) activity levels and substrate character. Biological Invasions 20: 567-582.

Miljøstyrelsen, 2017. Krebsepest. https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/invasive-arter/de-invasive-arter/krebsepest/. Tilgået 21.02.2019.

Miljøstyrelsen 2019a. Hvad er invasive arter? https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/invasive-arter/hvad-er-invasive-arter/. Tilgået 22.07.2019.

Miljøstyrelsen, 2019b. Ny EU-forordning om invasive arter. https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/invasive-arter/internationale-samarbejder/eu/. Tilgået 21.02.2019.

Moorhouse, T. P. & Macdonald, D. W., 2011. The effect of removal by trapping on body condition in populations of signal crayfish. Biological Conservation 144: 1826-1831.

Naturstyrelsen, 2019. Sandvandring... Hvad er det? https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/vilholt-moelle/sandvandring/. Tilgået 01.03.2019.

Nordjyllands Amt, 2001. Skånsom vedligeholdelse – en genvej til bedre, små vandløb https://rebild.dk/sites/default/files/centre/natur_og_miljoe/skaansom_vedligeholdelse.pdf. Tilgået 12.04.2019.

Nyström, P & Strand, J.A., 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. Freshwater Biology 36: 673-682.

Nyström, P., Brönmark, C. & Granéli, W., 1999. Influence of an Exotic and a Native Crayfish Species on a Littoral Benthic Community. Oikos 85: 545-553.

Olsson, K., Stenroth, P., Nyström, P. & Granéli, W., 2009. Invasions and niche width: does niche width of an introduced crayfish differ from a native crayfish? Freshwater Biology 54: 1731-1740.

Peay, S. 2001: Eradication of alien crayfish populations. R&D Technical Report W1-037/TR1, Environment Agency, UK. 116 pp.

Peay S., Guthrie, N., Spees, J., Nilsson, E. & Bradley, P., 2009. The impact of signal crayfish (*Pascifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 12: 394-395.

Peay, S. & Rogers, D., 1999. The peristaltic spread of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Wharfe, Yorkshire, England. Freshwater Crayfish 12: 665-676

Sempeski, P. & Gaudin, P., 1995 Construction of habitat preference curves for spawning sites and young stages of grayling (*Thymallus thymallus*, L). Bull. Fr. Péche Piscic 337-339: 277-282.

Siegel, S. 1956. Nonparametric Statistics – For the behavioral sciences. International Student Edition. McGraw - Hill. Inc.

Skov, C., Sivebæk, F., Aarestrup, K., Vrålstad, T., Hansen, P. G. & Berg, S., 2009. Udbredelse og bekæmpelse af signalkrebs i Alling Å. Pilotprojekt og anbefaling til fremtidige tiltag. DTU Aqua, Sektion for Ferskvandsfiskeri.

Souty-Grosset, C., Holdich, D., M., Noël, P., Y., Reynolds, J., D. & Haffner, P. (eds), 2006. Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 187 p. (Patrimoines naturels, 64)

Stebbing, P., Longshaw, M. & Scott, A., 2014. Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain, Ethology Ecology & Evolution, 26:2-3, 204-231, DOI: 10.1080/03949370.2014.908326

Stenroth, P. & Nyström, P., 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. Freshwater Biology 48: 466-375.

Styrishave B., Bojsen, B., H., Witthøfft, H. & Andersen, O., 2007. Diurnal variations in physiology and behaviour of the noble crayfish *Astacus astacus* and the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*. Marine and Freshwater Behavior and Physiology 40: 63-77.

Söderbäck, B., 1995. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: possible causes and mechanisms. Institute of Limnology, Uppsala University.

Usio, N. 2000. Effects of crayfish on leaf processing and invertebrate colonization of leaves in a headwater stream: decoupling of a trophic cascade. Oecologia 124: 608-614.

Vindum, K.E., 2012-2018. Årlige opgørelser til Fiskeristyrelsen over bekæmpelsesfiskeriets fangst med krebsruser i Alling Å. Randers Kommune.

Westman, K. & Savolainen, R., 2002. Growth of the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a small forest lake in Finland. Boreal Environment Research 7: 53-61.

Westman, K., Savolainen, R. & Julkunen, M., 2002. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish Lake: a 30-year study. Ecography 25: 53-73.

Bilag A Feltskema anvendt til monitering af udbredelsen af signalkrebs i Alling Å

Way-Point:	**Vandløb:**	**Gren:**
Dato:	**Vanddybde:** **cm**	**Strækning nr.:**

Strøm: Stille Svag Jævn God Frisk Rivende

Bund: Blød Sandet Gruset Stenet Leret Mose Okker

Skjul: Underskårne brinker Sten Trærødder Grene
Nedhængende bredvegetation Faskiner Ingen

Dominerende planter:

Vedligeholdelse: Ikke vedligeholdt Miljøvenlig Hårdhændet

Beskygning: Skov Hegn Enkeltræer/buske Kantvegetation Ingen

Fangst: (flodkrebs markers med et F sammen med køn)

Køn	**Længde**	**Køn**	**Længde**	**Køn**	**Længde**	**Køn**	**Længde**

Bemærkninger:

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg

www.aqua.dtu.dk