



ALTERRA

WAGENINGEN UR



Europese rivierkreeften in Nederland

Vaststellen, veiligstellen, versterken en veilige leefgebieden

Alterra-rapport 2341
ISSN 1566-7197

F.G.W.A. Ottburg en I. Roessink

Europese rivierkreeften in Nederland

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van 'Biodiversiteit Terrestrisch' in opdracht van het ministerie van Economische zaken, Landbouw & Innovatie, Directie Natuur Landschap en Platteland. Projectcode BO-11-011.01-000.

Europese rivierkreeften in Nederland

Vaststellen, veiligstellen, versterken en veilige leefgebieden

F.G.W.A. Ottburg en I. Roessink

Alterra-rapport 2341

Alterra Wageningen UR
Wageningen, 2012

Referaat

Ottburg, F.G.W.A. en I. Roessink, 2012. *Europese rivierkreeften in Nederland; vaststellen, veiligstellen, versterken en veilige leefgebieden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2341. 42 blz.; 21 fig.; 4 tab.; 43 ref.

De Europese rivierkreeft is een bedreigde diersoort in Nederland waarvoor men maatregelen moet nemen in het kader van internationale afspraken voor behoud van biodiversiteit. Het voorliggende rapport geeft antwoord op de vraag wat de slagingskans is voor het voortbestaan van de Europese rivierkreeft in Nederland en welke inzet hiervoor nodig is. Dit rapport geeft ook een visie om te kunnen komen tot duurzame populaties van Europese rivierkreeften in Nederland. Deze visie bestaat uit de vier V's, namelijk Vaststellen, Veiligstellen, Versterken en Veilige leefgebieden. Een eerste kleine inventarisatie onder verschillende instanties, zoals provincies, waterschappen, terreinbeherende organisaties en (particuliere)gebiedseigenaren maakte inzichtelijk dat er voldoende commitment is om zich actief te willen inzetten voor het behoud van de Europese rivierkreeft.

Trefwoorden: *Astacus astacus*, *Aphanomyces astaci*, Europese rivierkreeft, kreeftenpest, Landgoed Warnsborn, Schaatsvijver Warnsborn, Rozendaalse beek.

Foto's omslag. Vooraanzicht volwassen mannetje van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) afkomstig uit de laatst bekende populatie van Nederland. Foto: Fabrice Ottburg.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2012 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra-rapport 2341
Wageningen, juni 2012

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Soortprofiel	11
3 Bedreigingen	15
3.1 Algemeen	15
3.2 Exotische rivierkreeften en de kreeftenpest	16
4 Verspreiding	19
4.1 Europa	19
4.2 Duitsland, Nordrhein-Westfalen	20
4.3 België	20
4.4 Nederland	21
5 Visie voor het behoud van de Europese rivierkreeft in Nederland	27
5.1 Vaststellen	28
5.2 Veiligstellen	31
5.3 Versterken	32
5.4 Veilige leefgebieden	33
6 Potentiele betrokkenheid van derden	35
Dankwoord	37
Literatuur	39

Samenvatting

De Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) is één van de bedreigde diersoorten in Nederland waarvoor het ministerie van Economische zaken, Landbouw & Innovatie maatregelen dient te nemen in het kader van internationale afspraken voor behoud van biodiversiteit. Het voorliggende rapport geeft antwoord op de vraag van het ministerie wat de slagingskans is voor het voortbestaan van de Europese rivierkreeft in Nederland en welke inzet hiervoor nodig is. Dat er dringend actie nodig is blijkt wel uit het feit dat op dit moment nog één bekende populatie in Nederland aanwezig is, namelijk op landgoed Warnsborn bij Arnhem.

Om te achterhalen of deze laatste populatie een basis kan vormen om van hieruit meerder levensvatbare (deel)populaties op andere locaties in Nederland te realiseren, wordt ingegaan op de volgende onderwerpen:

- Hoe ziet het Europese verspreidingsbeeld van de Europese rivierkreeft er uit en hoe verhoudt zich dit tot het historische en huidige verspreidingsbeeld van de soort in Nederland.
- Wat moet er op korte-, middellange en lange termijn gebeuren om de Europese rivierkreeft in Nederland duurzaam te laten voorkomen?
- In hoeverre zijn er mogelijkheden en is er commitment bij provincie, waterschappen, terreinbeherende organisaties en (particuliere)gebiedseigenaren om een bijdrage te leveren aan het behoud van de inheemse Europese rivierkreeft?

De antwoorden op deze onderwerpen komen samen in hoofdstuk vijf. Hierin wordt een visie gegeven om te kunnen komen tot duurzame populaties van Europese rivierkreeften in Nederland. In een notendop bestaat deze visie uit de vier V's, namelijk Vaststellen, Veiligstellen, Versterken en Veilige leefgebieden.

In hoofdstuk zes 'Potentiele betrokkenheid van derden' wordt duidelijk dat een eerste kleine inventarisatie onder verschillende instanties, zoals provincies, waterschappen, terreinbeherende organisaties en (particuliere)gebiedseigenaren al snel twaalf partners oplevert die bereid zijn om zich actief te willen inzetten voor het behoud van de Europese rivierkreeft.

1 Inleiding

De Europese rivierkreeft is één van de bedreigde diersoorten in Nederland waarvoor het ministerie van Economische zaken, Landbouw & Innovatie (EL&I) maatregelen dient te nemen in het kader van internationale afspraken voor behoud van biodiversiteit.

De aanleiding voor dit onderzoek is de vraag van het ministerie wat de slagingskans is voor het voortbestaan van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) in Nederland en welke inzet hiervoor nodig is.

Dat er dringend actie nodig is blijkt wel uit het feit dat na het verdwijnen van de voorlaatste populatie op dit moment nog één bekende populatie in Nederland aanwezig is.

Om na te gaan of deze laatste populatie een basis kan vormen (bronpopulatie) om van hieruit meerdere levensvatbare (deel)populaties op ander locaties in Nederland te realiseren wordt ingegaan op de volgende onderwerpen:

1. Verspreiding van de Europese rivierkreeft.
2. Wat moet er op korte-, middellange, en lange termijn gebeuren om de Europese rivierkreeft in Nederland duurzaam te laten voorkomen?
3. In hoeverre zijn er mogelijkheden en is er commitment bij provincie, waterschappen, terreinbeherende organisaties en (particuliere)gebiedseigenaren om een bijdrage te leveren voor het behoud van de inheemse Europese rivierkreeft?

De visie om te kunnen komen tot duurzame populaties van Europese rivierkreeften in Nederland wordt samengevat in de vier V's, namelijk Vaststellen, Veiligstellen, Versterken en Veilige leefgebieden.

2 Soortprofiel

Rivierkreeften behoren tot de geleedpotigen. In Europa komen van oorsprong drie soorten voor: de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*), de zoetwaterkreeft (*Austropotamobius pallipes*), de steenkreeft (*Austropotamobius torrentium*) en de Turkse rivierkreeft (*Astacus leptodactylus*). Hiervan is de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) de meest voorkomende inheemse soort in Europa en ook de enige die oorspronkelijk in Nederland voorkomt. De Europese rivierkreeft is te onderscheiden van andere kreeften door de roodkleurige onderkant van scharen en poten, vooral de gewrichten. De bovenzijde is naar gelang de vindplaats, lichter of donkerder gekleurd en wisselt van bruin tot olijfgroen. Ook komen er dieren met en zonder blauwe kleuring voor (Schot en Verdonschot, 1996). De soort komt in zoet en redelijk koel, zuurstofrijk water voor en wordt vooral gevonden in onvervuilde beken, rivieren en meren. Mannetjes kunnen een grootte van 16 cm bereiken, terwijl vrouwtjes iets kleiner blijven (Skurdal en Taugbøl, 2002). Europese rivierkreeften zijn vooral 's nachts actief en zijn echte omnivoren met een zeer breed dieet dat bestaat uit allerlei aquatische ongewervelden, aas, (water)planten en organisch materiaal (Nyström et al., 1996). Overdag rusten de dieren onder overhangende oeverbegroeiingen in al dan niet zelf gegraven schuilplaatsen tussen (boom)wortels en stenen (Dipper et al., 1986).



Figuur 1

Bovenstaand een mannelijke exemplaar van Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) uit de laatste populatie die Nederland anno 2012 nog kent. Foto: Fabrice Ottburg.



Figuur 2

De onderzijde van de scharen zijn bij Europese rivierkreeften roodkleurig, zoals goed zichtbaar is bij het bovenstaand afgebeeld mannelijk exemplaar. Foto: Fabrice Ottburg.

De dieren kunnen tot vijftien jaar oud worden en zijn pas na drie tot vijf jaar, bij een grootte van 6,2 tot 8,5 cm, geslachtsrijp (Meyer et al., 2007; Skurdal en Taugbøl, 2002). De paartijd begint als in de herfst de watertemperatuur daalt (oktober-november). Mannetjes bevechten elkaar om met zoveel mogelijk vrouwtjes te kunnen paren. Bij de daadwerkelijke paring grijpt het mannetje het vrouwtje bij haar scharen, legt haar op haar rug, waarna hij een zogenaamde spermatofoor (een pakketje met zijn genetische materiaal) overbrengt. De eigenlijke bevruchting van de eieren vindt binnen enkele uren tot zes weken na de paring plaats. De eieren worden ongeveer vijf maanden lang door het vrouwtje onder de staart (vastgehecht aan de pleopoden) meegedragen. Een vrouwtje draagt 80 tot 200 eieren met zich mee. Hoewel er een positieve relatie is tussen het aantal eieren en de grootte van het vrouwtje, is er een grote variabiliteit tussen individuen aanwezig (Taugbøl et al., 1988). Ook bestaat er een grote variatie in het aantal eieren per vrouw tussen de verschillende populaties van de Europese rivierkreeft dat een directe relatie heeft met de veerkracht van deze populaties. Hierbij kan worden verondersteld dat meer eieren per vrouw betekent dat verliezen binnen een populatie beter opgevangen kunnen worden.



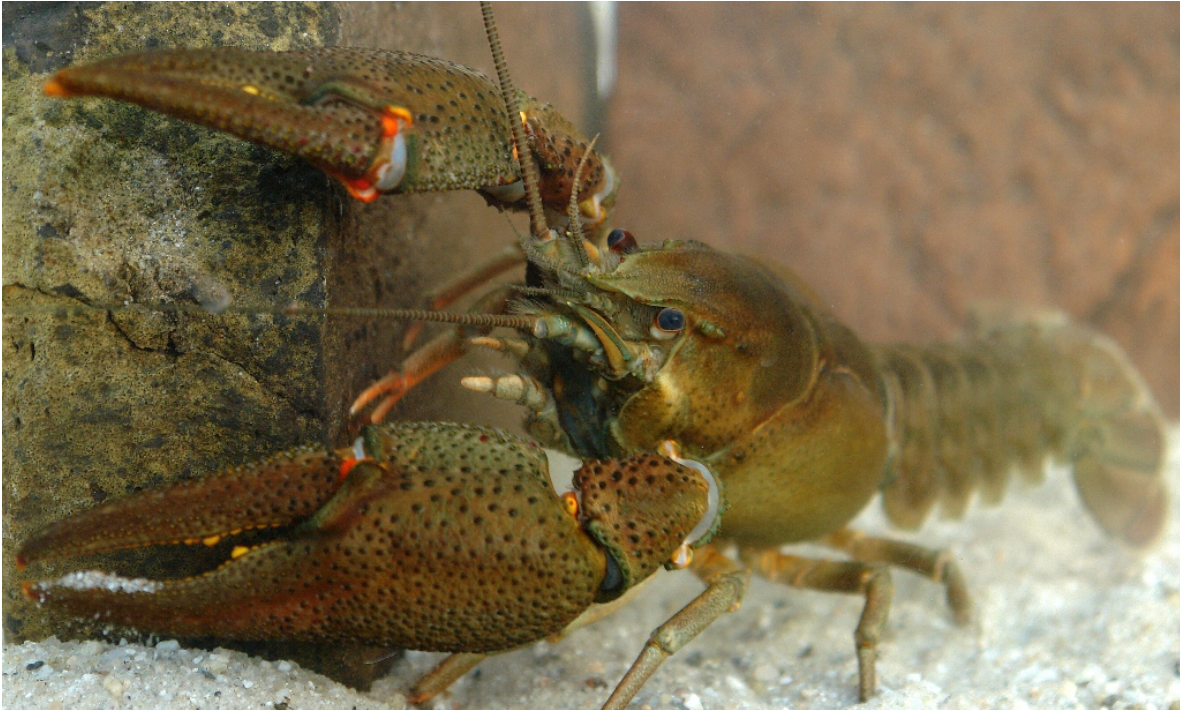
Figuur 3

Blauwkleuring komt ook voor bij Europese rivierkreeften. Op de bovenstaande foto wordt een subadulte man afgebeeld. Dit dier is eveneens afkomstig uit Warnsborn. Foto: Fabrice Ottburg.

Rond de maand mei komen de eieren uit waarbij de kleine kreeftjes eerst nog enige tijd bij de moeder blijven. Pas na enkele vervellingen verlaten de jonge kreeften de moeder definitief om hun eigen weg te gaan. Het aantal malen dat de jongen in hun eerste jaar verschalen is afhankelijk van de watertemperatuur en het voedselaanbod. Als de dieren ouder worden neemt het aantal verschalingen per jaar af, tot maar één of twee keer per jaar (Skurdal en Taugbøl, 2002). Dit verschalen is nodig omdat kreeften een hard pantser hebben en alleen kunnen groeien door het oude pantser af te werpen en een nieuwe te maken. Na het afwerpen is het nieuwe pantser nog zacht en oprekbaar waardoor het dier enigszins in grootte toe kan nemen. Tijdens de vervelling is een kreeft erg kwetsbaar en blijft het over het algemeen veilig verscholen zitten in zijn schuilplaats. Pas na het uitharden van het pantser gaat de kreeft zich weer buiten de schuilplaats begeven.

Kreeften worden door veel predatoren zoals reigers, otters, muskusratten, paling, snoek en baars gegeten (Rodriguez et al., 2005; Geiger et al., 2005; Poulin et al., 2007). Echter kreeftenpopulaties worden voornamelijk gereguleerd door kannibalisme van de kreeften zelf. Een gevestigde populatie zal uit relatief veel volwassen dieren bestaan en relatief weinig jongen omdat de aantallen van de laatste door de volwassen exemplaren gereguleerd worden. Dit mechanisme heeft tot gevolg dat het wegvallen van volwassen kreeften in een populatie wordt opgevangen doordat er, door de verminderde predatiedruk op de jongen, meer juveniele dieren kunnen opgroeien en daarmee de verliezen in de volwassen cohort op termijn aanvullen (Momot, 1993).

Omdat de kreeften vrijwel alles eten en ook weer door veel andere dieren gegeten worden vormen ze een belangrijke schakel in het aquatische voedsel web. Niet alleen doordat ze organisch materiaal, waterplanten en invertebraten (vooral slakken) weg te eten, maar ook omdat ze door hun graafactiviteiten hun omgeving direct fysiek beïnvloeden (Feminella en Resh, 1989; Hanson et al., 1990; Cronin et al., 2002; Rodriguez et al., 2003; Rodriguez et al., 2005; Roessink et al., 2010).



Figuur 4

Mannetje Europese rivierkreeft. Duidelijk zichtbaar zijn de kenmerkende rode gewrichten bij de scharen van de kreeft. Foto: Fabrice Ottburg.

Europese rivierkreeften zijn (of waren) in hun hele verspreidingsgebied een gewaardeerde delicatessen. De dieren werden in het wild gevangen, maar worden ook al meer dan honderd jaar in cultuur gehouden. In traditionele kreeftenlanden worden voornamelijk juveniele dieren opgekweekt voor uitzet in het wild, waaruit de volwassen dieren daarna weer gevangen worden voor consumptie. De consumptie is het grootst in Finland en Zweden waar gezamenlijk in 2000 voor 200 ton aan Europese rivierkreeft gevangen werd. Andere landen met een Europese rivierkreeftvisserij zijn onder andere Noorwegen (12-15 ton per jaar), Duitsland (10 ton in 1993), Italië (20 ton gecombineerd met de Turkse rivierkreeftvisserij), de Baltische staten en andere voormalige Oostblok landen waarbij gedetailleerde getallen ontbreken (Souty-Grosset et al., 2006). In totaal werd in 1994 de totale vangst van Europese rivierkreeften in Europa geschat op 287 ton.

3 Bedreigingen

3.1 Algemeen

In vrijwel alle leefgebieden staan populaties van Europese rivierkreeften onder druk.

Zo meldt de IUCN dat de Europese rivierkreeft significante afnames vertoont in zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied als gevolg van meerdere oorzaken; eutrofiering, verzuring, habitat vernietiging, overexploitatie, toxische stoffen, waterpeil verlaging, fragmentatie tot de introductie van exotische rivierkreeften en ziekten (zie Tabel 1). Geschatte afname in Zweden, Finland en Noorwegen zijn respectievelijk 78%, 20% en 61%, gemeten over drie generaties. Daarnaast wordt geschat dat de Europese rivierkreeft in zijn algemeenheid 50 tot 70% is afgenomen, waarbij opgemerkt moet worden dat in sommige locaties populaties stabiel blijven en er ook melding gemaakt wordt van succesvolle herintroductie programma's (www.IUCNredlist.org). Voor de situatie in de Scandinavische landen moet meegenomen worden dat populaties vaak voor consumptiedoeleinden gebruikt worden en deze aangevuld worden met Europese rivierkreeften uit gecontroleerde kweek.

Tabel 1

*Impact van verschillende bedreigingen voor populaties van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) in verschillende delen van Europa (0 = geen, 1 = gering, 2 = medium, 3 = groot, ? geen informatie; naar Souty-Grosset et al., 2006).*

Bedreiging	Alpine	Centraal		Oost		Noord
		Tsjechië	Duitsland	Polen	Estland/Litouwen	Scandinavië
Kreeftenpest	2/3	2	2	1	2	3
Andere ziektes	?	?	?	1	?	?
Exotische kreeften	2/3	3	3	3	3	3
Predatoren	1	2	2	2	2	1
Overexploitatie	1	1	1/2	1	3	1
Habitat veranderingen	2	2/3	3	2	2	1
Waterpeil verlaging	1	1	1/2	1	2	1
Eutrofiering	2	1	1/2	3	2	1/2
Verzuring	1	2	1	1	1	1/2
Toxische stoffen	2/3	2	?	2/3	3	1
Landgebruik	2/3	2	3	2	3	2
Fragmentatie	3	3	3	1	3	2

Niet al deze factoren zijn even belangrijk in het gehele verspreidingsgebied van de Europese rivierkreeft. Zo is bijvoorbeeld verzuring vooral een bedreiging voor populaties in Scandinavië (met uitzondering van Denemarken; Tabel 1).

Hoewel er geen rapportages bekend zijn van de precieze impact van de afzonderlijke factoren in de Nederlandse situatie, is echter wel duidelijk dat de algemene achteruitgang van de waterkwaliteit en het verlies van geschikte habitat door veranderingen in landgebruik (ruilverkaveling) in de tweede helft van de 20^{ste} eeuw de soort in een negatieve spiraal gebracht hebben. Naar alle waarschijnlijkheid is het resterende deel (enkele uitzonderingen zoals de Warnsborn-populatie daargelaten) van de Nederlandse kreeften daarna verdwenen door het massaal verspreid raken van exotische rivierkreeften en de kreeftenpest (*Aphanomyces astaci*).

3.2 Exotische rivierkreeften en de kreeftenpest

In de 20^{ste} eeuw zijn verschillende soorten exotische kreeften geïntroduceerd in Nederland. Dit waren allemaal soorten die oorspronkelijk uit de Verenigde Staten komen en via verschillende routes Nederland wisten te bereiken. Deze soorten zijn direct geïmporteerd vanwege hun gastronomische waarde, hebben zich via grensoverschrijdende wateren toegang verschaft of zijn ontsnapt 'huisdieren' uit de tuinvijver.



Figuur 5

Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes limosus*), deze soort is als eerste ingevoerd vanuit Noord-Amerika naar Europa.
Foto: Fabrice Ottburg.

Soes en Koese (2010) maken melding van de volgende zes exotische kreeftensoorten die zich hebben gevestigd in Nederland: Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes limosus*), Turkse rivierkreeft (*Astacus leptodactylus*), Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*), geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*), gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutes*) en de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*). Naast deze zes gevestigde soorten is er een soort waarvan de status onbekend is, namelijk de marmerkreeft (*Procambarus fallax*) en zijn er twee soorten die slechts eenmaal zijn waargenomen in Nederland. Dit zijn de steenkreeft (*Austropotamobius torrentium*) en de Australische roodklauwkreeft (*Cherax quadricarinatus*) (Soes en Koese, 2010).

Verskillende gevolgen van de introductie van exotische rivierkreeften in zoetwater-ecosystemen zijn gedocumenteerd, zoals het competitief verwijderen van enkele vissoorten (Dorn en Mittelbach, 2004), het verdwijnen van amfibieën-populaties door predatie (Cruz et al., 2006), afname van macro-evertebraten (Hanson et al., 1990; Rodriguez et al., 2003; Rodriguez et al., 2005) en de achteruitgang of volledige verdwijning van waterplanten (Feminella en Resh, 1989; Cronin et al., 2002; Rodriguez et al., 2003; Rodriguez et al., 2005). De exotische kreeften hadden ook een effect op de inheemse kreeftenpopulaties doordat ze de Europese rivierkreeften beconcurrerden om schuilplaatsen en voedsel (Gherardi, 2006). Echter de inheemse rivierkreeften werden ook nog eens beïnvloed door de invasieve kreeften verder verspreidde, zogenaamde 'kreeftenpest'. Dit is een fatale schimmelziekte veroorzaakt door *Aphanomyces astaci* waartegen de exotische kreeften uit de VS immuun zijn, terwijl de inheemse kreeften dat niet zijn (Geiger et al., 2005).

Omdat de infectie zeer snel om zich heen kan grijpen en binnen korte tijd lethaal is voor Europese rivierkreeften kan de schimmel gehele populaties volledig uitroeien. Het ziektebeeld van de kreeftenpest is opmerkelijk variabel omdat dit afhangt van de mate van de uitbraak (de hoeveelheid schimmelsporen) en de temperatuur waarbij dit gebeurt. Een grote uitbraak bij hoge temperaturen zijn per direct dodelijk, terwijl lagere temperaturen of kleinere uitbraken de voortgang van de infectie vertragen (Schot en Verdonschot, 1996). Klassieke symptomen van een infectie met de kreeftenpest zijn een verhoogde activiteit van de kreeften, het lopen op gestrekte poten en het afvallen van ledematen gevolgd door een snel overlijden.

Het eerste bericht van een uitbraak van de kreeftenpest stamt uit 1859 in de Po-vlakte, Lombardije, Italië (Cornalia, 1860). Een tweede uitbraak vond plaats in Frankrijk rond 1874. Hierna worden geregeld uitbraken waargenomen die doorgaan tot vandaag de dag. Hoewel de kreeftenpest vanaf 1900 ook in Scandinavië waargenomen wordt (Souty-Grosset et al., 2006), is er geen melding dat de schimmel officieel is vastgesteld in Nederland. Deze afwezigheid van direct bewijs mag zeker niet opgevat worden als een bewijs van afwezigheid omdat gezien het voorkomen van de vele exotische kreeften in Nederland (Soes en Van Eekelen, 2006), het plotseling verdwijnen van populaties Europese rivierkreeften in Nederland (Niewold, 2002) en de grote connectiviteit van vele Nederlandse wateren, het uitermate onwaarschijnlijk is dat de schimmelinfectie hier niet voorkomt.

De precieze bron van de eerst gedocumenteerde uitbraak van de schimmel in Italië is onduidelijk. Hoewel het mogelijk is dat er eerder al potentiële dragers van de schimmel geïmporteerd zijn, stamt de eerste officiële import van een mogelijke drager uit 1890 waarbij 100 exemplaren van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes limosus*) door de U.S. Fish Commission naar een kwekerij in Polen gestuurd zijn. Hiervandaan is het dier verspreid naar Duitsland (1895) en Frankrijk (1911), ook werd het dier in 1969 nog in Oostenrijk uitgezet (Souty-Grosset et al., 2006). In 1970 werd de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft ook in grote getalen in Nederland, te weten het Juliana kanaal, aangetroffen wat erop duidde dat de dieren al enige tijd aanwezig waren op deze locatie (Geelen, 1975). Mogelijk is de schimmel rond deze tijd ook in Nederland binnen gekomen. Rond 1970 begon er in Europa nieuwe uitbraken van kreeftenpest omdat toen de Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) en de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) werden geïmporteerd in respectievelijk Scandinavië en Spanje (Souty-Grosset et al., 2006).



Figuur 6

Een vrouwelijk blauw exemplaar van de Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*), dit vrouwtje is van wildkleur overgaan op blauwkleuring na langdurige huisvesting onder gecontroleerde omstandigheden. Kenmerkend voor deze soort is de witte vlek op de schaar. Foto: Fabrice Ottburg.

Het is duidelijk dat de verspreiding van de kreeftenpest gelijke tred houdt met de verspreiding van exotische kreeften voor aquacultuur. Hiernaast zijn ook nog enkele andere verspreidingsmogelijkheden voor de schimmel onderzocht, zoals verspreiding door vissen, vogels en vistuig (Oidtmann et al., 2002a,b). De levensduur van de schimmel in deze media was vergelijkbaar met die van de sporen in water of schimmel in biota zelf, namelijk uren tot enkele dagen. Echter er is ook melding gemaakt van het feit dat de sporen tot wel twee weken kunnen overleven in vochtige modder (Rennerfelt, 1936). Dit alles geeft in ieder geval aan dat de schimmel zich enige tijd buiten een kreeft of zelfs het water kan ophouden en zo nieuwe infectiehaarden kan starten.

De wijde verspreiding in Europa en de haast mythische reputatie als kreeftendoder van de kreeftenpest hebben veel herintroductie-initiatieven in een vroegtijdig stadium gestopt. Er zijn echter verschillende succesvolle initiatieven die aantonen dat dit onterecht is. Deze hebben aangetoond dat succesvolle introductie van inheemse rivierkreeften in gebieden die voorheen getroffen waren door de kreeftenpest inderdaad mogelijk is (Taugbøl et al., 1993; Diéguez-Unibeondo et al., 1997; Spink en Frayling, 2000).



Figuur 7

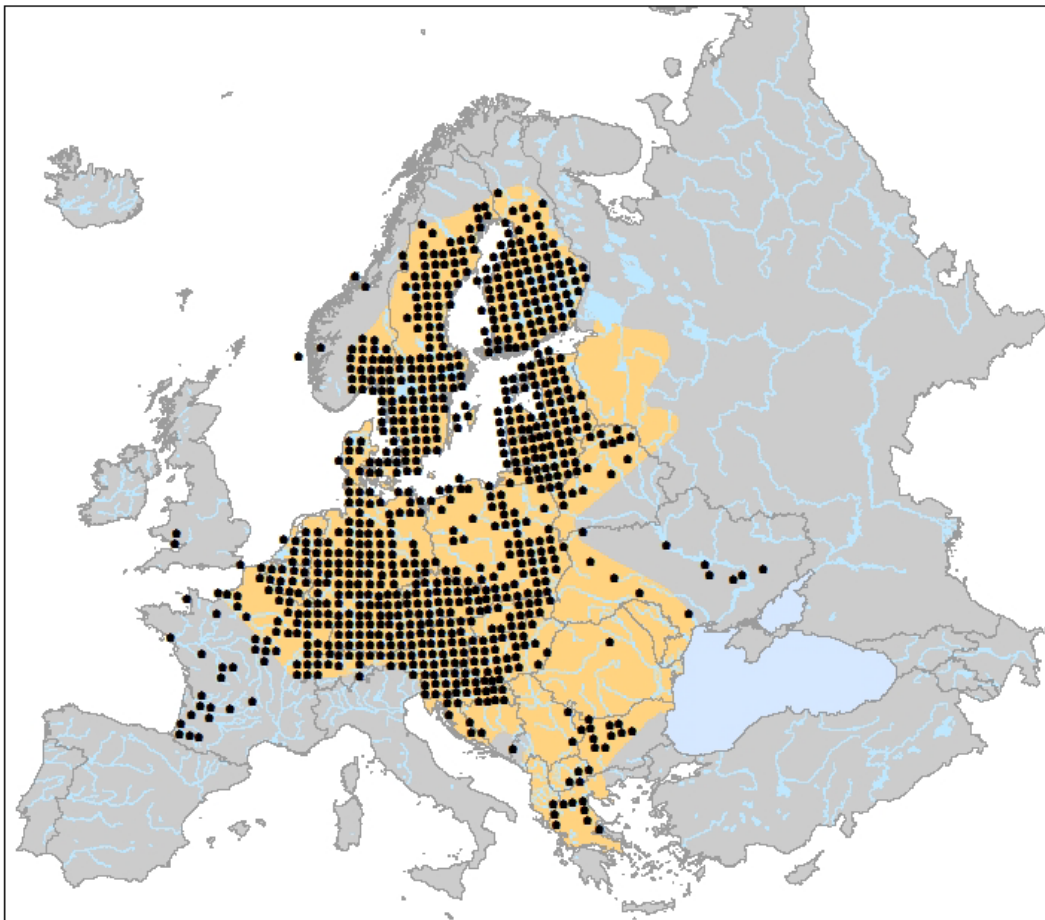
Een vijftal exoten die of voorkomen in het wild in Nederland of die te verkrijgen zijn via de handel. V.l.n.r. Australische roodklauwkreeft (*Cherax quadricarinatus*), gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutes*), in het midden een bruine en blauwe variant van de marmerkreeft (*Procambarus fallax*) en onder een rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en een geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*). Foto's: Fabrice Ottburg.

4 Verspreiding

4.1 Europa

De kern van de verspreiding van de Europese rivierkreeft ligt in het centrale deel van Europa. Het oorspronkelijke gebied waarin de soort voorkomt verloopt globaal vanuit het noorden via midden Zweden en Finland naar in het westen in Noord-Frankrijk, via de Alpen richting het oosten naar Kroatië toe. Vandaaruit loopt de verspreidingsgrens in het oosten via Bulgarije naar Rusland om weer aan te sluiten bij Finland (figuur 8).

Souty-Grosset (2006) meldt echter dat voor de meeste landen geldt dat de waarnemingen sinds 1990 niet meer zijn herbevestigd. Vooral Oost-Europese landen waarvan bekend is dat de soort wijd verspreid voorkomt, zoals in Rusland, waren niet in staat gebleken om waarnemingen te herbevestigen na 1990. Uitzondering hierop vormen Griekenland en Bulgarije. De soort wordt ook buiten zijn oorspronkelijk verspreidingsareaal aangetroffen (Figuur 8), onder andere in Engeland, Midden- en Zuid-Frankrijk en Zweden.

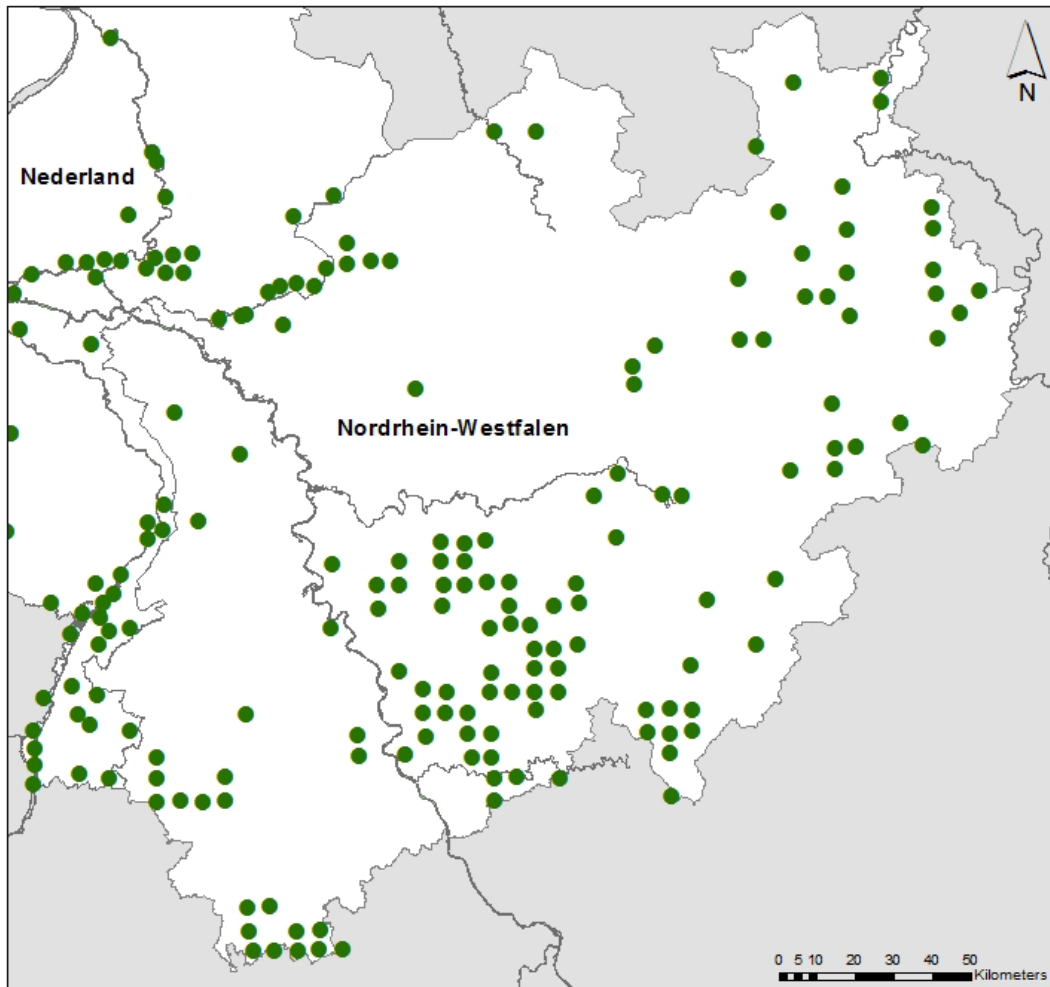


Figuur 8

*Verspreiding van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) in Europa. Oranjekeurige ondergrond geeft het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de soort aan (naar Souty-Grosset et al., 2006).*

4.2 Duitsland, Nordrhein-Westfalen

De dichtstbijzijnde populatie Europese rivierkreeften in ons naast gelegen buurland is te vinden in de Duitse deelstaat Nordrhein-Westfalen (<http://www.edelkrebsnrw.de/>) (Figuur 9). De waarnemingsstippen in Figuur 9 die zijn afgebeeld op Nederlands grondgebied zijn de waarnemingen zoals die gepresenteerd zijn in Figuur 10 (naar Verdonschot et al., 1996). Dit benadert de historische verspreidingsituatie van Nederland voor zover die bekend is en laat in combinatie met de actuele verspreiding in Nordrhein-Westfalen zien hoe het grensoverschrijdende verspreidingsbeeld kan worden geïnterpreteerd.



Figuur 9

Verspreiding van de Europese rivierkreeft in Nordrhein-Westfalen (naar <http://www.edelkrebsnrw.de/>, onder leiding van H. Grob).

4.3 België

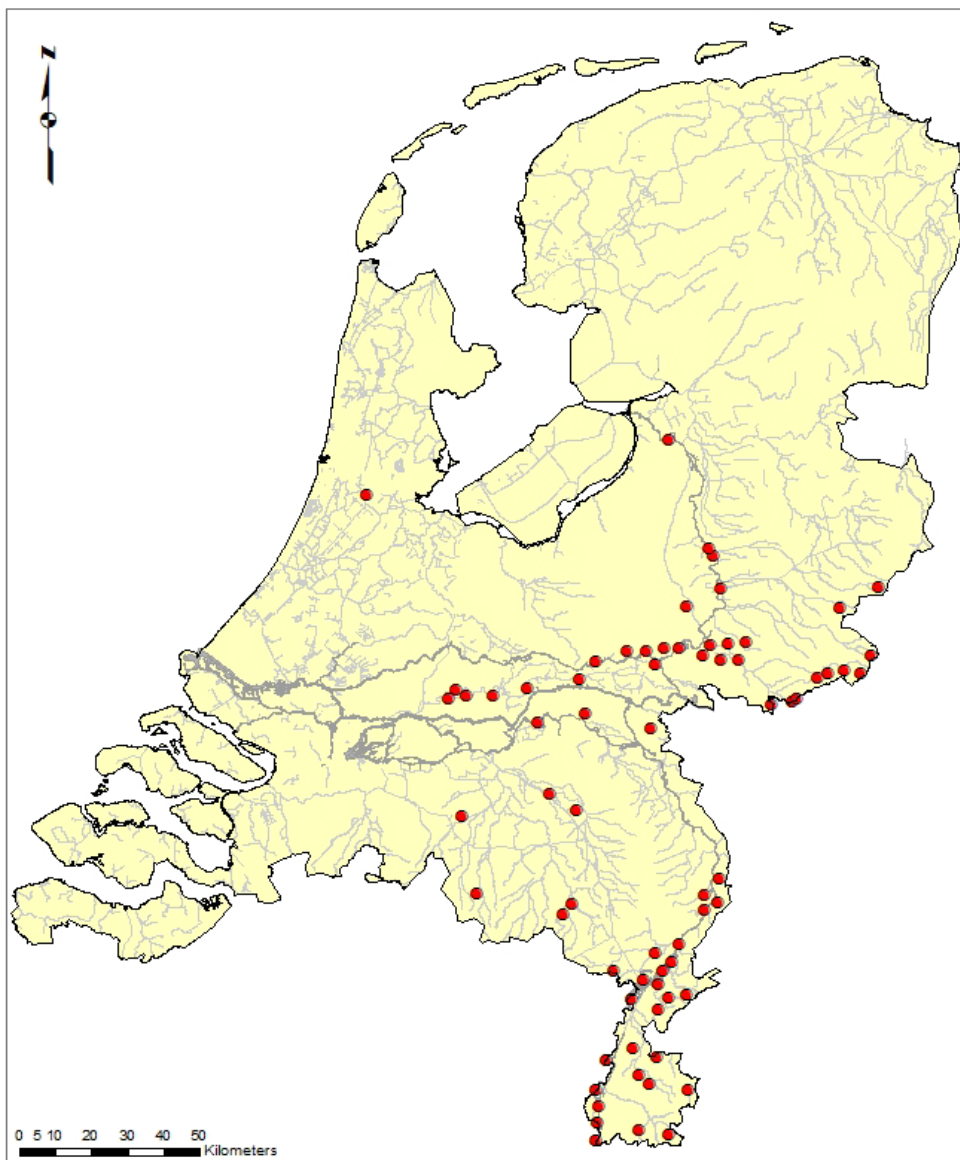
In België komt de soort nog versnipperd voor in de Ardennen waar ze relatief geïsoleerd leven en sterk bedreigd worden door de opmars van de andere uitheemse rivierkreeften.

In Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest komt de soort niet meer voor in het wild (<https://sites.google.com/site/rivierkreeften/soortenbeschrijvingen/astacus-astacus-1>).

4.4 Nederland

Ook in Nederland was de Europese rivierkreeft een algemeen voorkomende soort in beken, rivieren, maar ook in meren en poelen. Tot in begin 1900 kwam de soort nog in die hoeveelheden voor dat hij werd gevangen voor consumptiedoeleinden (Schot en Verdonschot, 1996). Vooral bij de notabelen was dit een geliefde spijs. Vanaf de middeleeuwen worden Europese rivierkreeften geconsumeerd en getransporteerd (Spitzky, 1979). De vroegst gevonden melding van een Europese rivierkreeft in Nederland stamt uit 1160 in de Maas bij Nijmegen (Geelen, 1978).

Schot en Verdonschot (1996) hebben alle gevonden meldingen in de literatuur in kaart gebracht waaruit een verspreidingsbeeld naar voren komt. Dit beeld laat zien in welke stroomgebieden de Europese rivierkreeft algemeen zijn geweest (Figuur 11 en Tabel 2).



Figuur 10

Waarnemingen van Europese rivierkreeften in Nederland tot circa 1960 (naar Verdonschot et al., 1996).



Figuur 11

Wateren waarvan meldingen van Europese rivierkreeften bekend zijn. In de onderstaande tabel geeft het jaartal de laatste vermelding aan (naar Schot en Verdonschot, 1996).

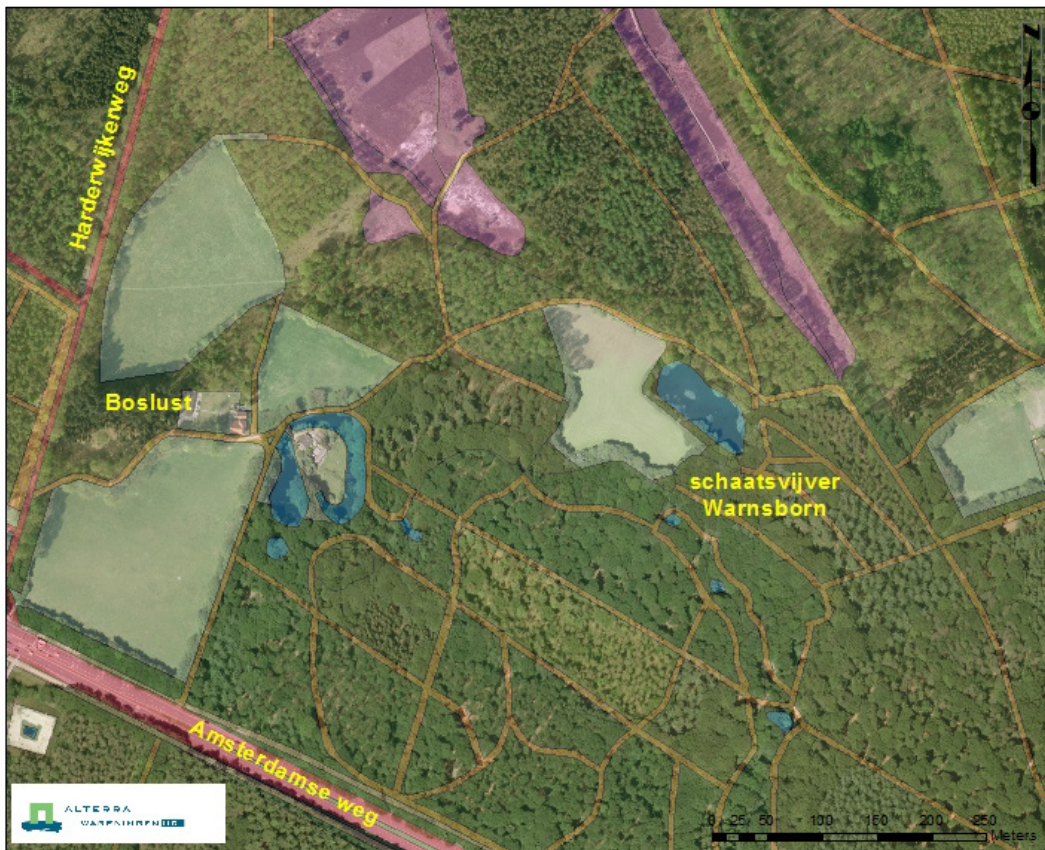
Tabel 2

Wateren met laatste waarnemingen van Europese rivierkreeft in Nederland (naar Schot en Verdonschot, 1996). De tabel correspondeert met Figuur 11.

Nummer	Water	Jaartal
1	Dinkel en zijbeken	1924
2	Buursebeek	1935
3	Ramsbeek	1984
4	Ratumsebeek	1949
5	Berkel	1952
6	Kleine beek	1963
7	Boven Slinge	1971
8	Aa Strang	1945
9	Oude IJssel	1976
10	IJssel	1948
11	Roozendaalsebeek	1996
12	Klarenbeek	1903
13	Vijver Sonsbeek	1904
14	Vijver Warnsborn	1996 / 2011
15	Vijver Oosterbeek	1965
16	Rijn	1874
17	Linge	1974
18	Baggerput Asperen	1958
19	Kolk Driel	1974
20	Vijver Groesbeek	1900
21	Aa	1916
22	Groote Aa	1959
23	Strijper Aa	1973
24	Geysterense beek	1920
25	Molenbeek	1942
26	Tankoel	1950
27	Boelderkoel	1951
28	Tungelroyse beek	1910
29	Aabeek	1973
30	Haelensche beek	1950
31	Thornerbeek	1950
32	Anstelbeek	1901
33	Roer	1951
34	Vlootbeek	1963
35	Rode beek	1901
36	Beek Heerlerheide	1917
37	Geleenbeek	1920
38	Zieversbeek	1903
39	Beek Cotessen	1974
40	Gulp	1949
41	Geul	1940
42	Voer	1940
43	Jeker	1965
44	Maas	1986

In de literatuur wordt tot omstreeks 1900 over de aantallen vaak gesproken in termen als 'algemeen' of 'talrijk'. Uit de periode tot circa 1947 zijn er beduidend minder vangstmeldingen van Europese rivierkreeften in Nederland. Her en der wordt er melding gemaakt van het verdwijnen van de soort door kreeftenpest, watervervuiling en normalisatie (Schot en Verdonshot, 1996). Na 1947 neemt het aantal meldingen, vooral uit de Achterhoek en het stroomgebied van de Maas, plotseling toe. Deze toename van het aantal meldingen wordt waarschijnlijk mede veroorzaakt door het verzoek om melding van vangsten. Maar er lijkt ook een opleving van de populaties van Europese rivierkreeften plaats te vinden. Met uitzondering van het gebied rondom Arnhem zijn er geen meldingen van Europese rivierkreeften meer na 1984 (Schot en Verdonshot, 1996).

Anno 2011 komt de Europese rivierkreeft in Nederland alleen nog maar voor in één 'natuurlijk' water, namelijk in de schaatsvijver op landgoed Warnsborn nabij Arnhem (Figuur 12).



Figuur 12

Schaatsvijver Warnsborn op landgoed Warnsborn (in eigendom van Geldersch landschap). Hier leeft de laatste populatie Europese rivierkreeften in Nederland.



Figuur 13

Overzicht schaatsvijver Warnsborn op landgoed Warnsborn. De opname is gemaakt op 9 januari 2012 en genomen vanaf de zuidoosthoek. Foto: Fabrice Ottburg.

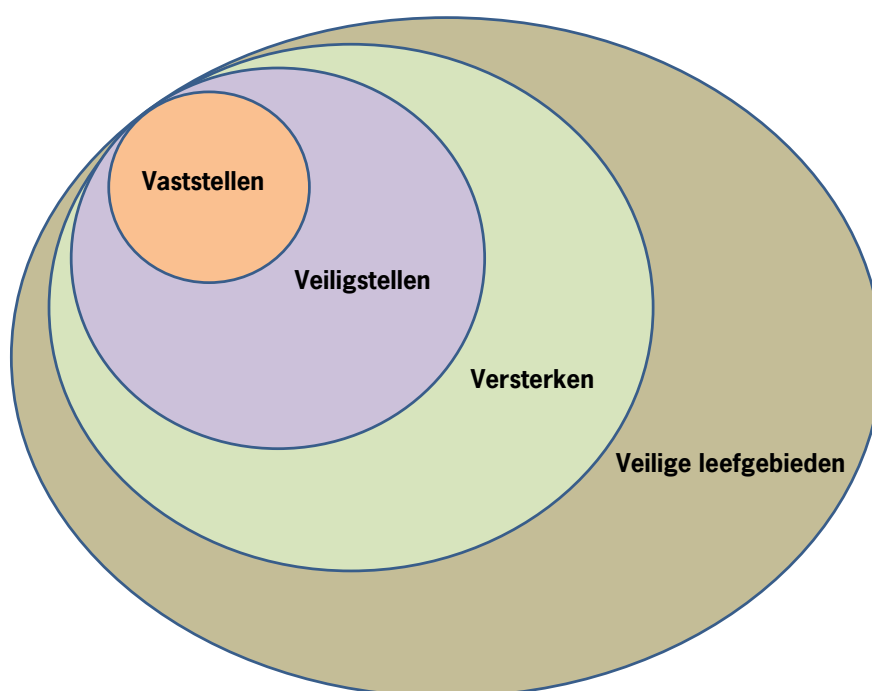


Figuur 14

Overzicht schaatsvijver Warnsborn op landgoed Warnsborn. De opname is gemaakt op 9 januari 2012 en genomen vanaf de noordoostzijde. Foto: Fabrice Ottburg.

5 Visie voor het behoud van de Europese rivierkreeft in Nederland

Om de Europese rivierkreeft op korte, middellange en lange termijn veilig te stellen wordt de schaal van vier V's gevolgd; Vaststellen, Veiligstellen, Versterken en Veilige leefgebieden (Figuur 15).

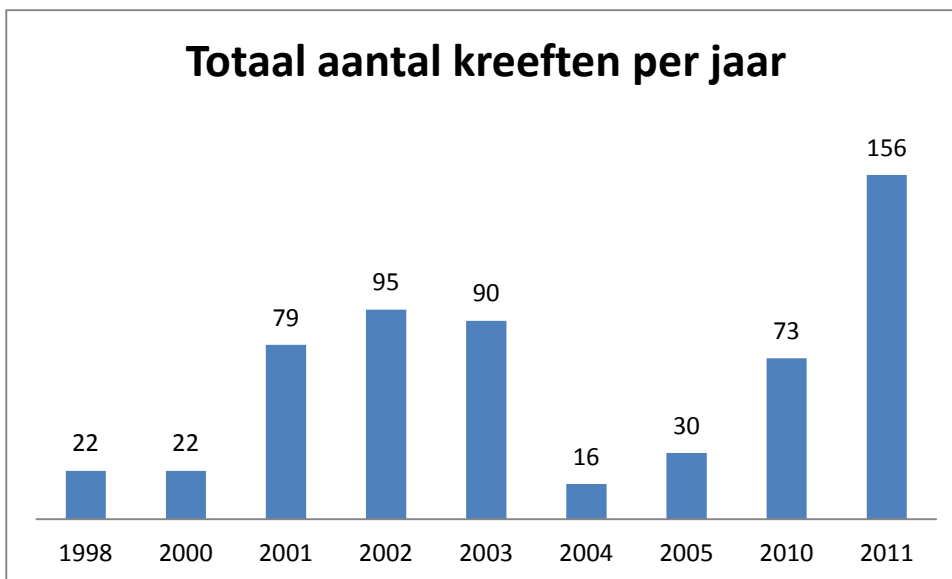


Figuur 15

Schematische weergave van de vier V's; Vaststellen, Veiligstellen, Versterken en Veilige leefgebieden om te komen tot duurzame populaties van Europese rivierkreeften in Nederland.

5.1 Vaststellen

Om vast te stellen hoe groot de resterende populatie van Europese rivierkreeften op landgoed Warnsborn was, is contact gezocht met de beheerende organisatie 'Geldersch Landschap & Geldersche Kasteelen'. Na overleg met de betrokken beheerder, boswachter en beleidsmedewerker is besloten om naast de inventarisatie van de bestaande dataset vijf extra inventarisatie ronden te lopen om de actuele toestand zo goed mogelijk in te kunnen schatten. Gedurende de laatste twee monitoringsdagen is er twee keer op een avond geschenen (beide voor 23.00 uur) om na te gaan of het tijdstip van monitoren uitmaakt. Tijdens de vijf gelopen ronden werd als hoogste aantal 156 kreeften geteld, waarbij opgemerkt wordt dat het geïnventariseerde traject 197 meter lang is en waarvan 169 meter daadwerkelijk kon worden beschenen. Dit in verband met bosschages aan de rand van de oever. Dit gold voor bijna de helft van de totaal aanwezige oeverzone (360 meter).



Figuur 16

Maximum totaal aantal Europese rivierkreeften waargenomen op landgoed Warnsborn over de periode 1998-2011 (Bron data 1998-2010: Geldersch Landschap en Geldersche Kasteelen; Niewold 2010).

De totale populatie-omvang wordt als volgt geschat: er is 169 van de 360 meter oever geïnventariseerd door zichtwaarneming met een zaklamp, hiermee kon vanaf de oever een zone van 5 meter de plas in worden geschenen en dit brengt het totaal geïnventariseerde oppervlak op 845 vierkante meter. De totale oppervlakte van de plas bedraagt 3500 vierkante meter en de diepte is maximaal 70 centimeter. Bij de aanname dat de kreeften zich min of meer gelijk verspreid over de bodem ophouden, betekent dit dat bij de gevonden kreeftendichtheid van 0,19 Europese rivierkreeft per vierkante meter de populatie uit ongeveer 647 individuen bestaat. Als uitgegaan wordt van alleen subadulte en volwassen dieren, dan bedraagt de populatiegrootte 440 kreeften, terwijl uitgaande van alleen volwassen dieren de populatiegrootte 236 individuen is. Het is duidelijk dat de aannamen in deze berekening enige onzekerheden bevatten waardoor dit getal als ordegrrootte gezien moet worden en niet als absolute waarde.

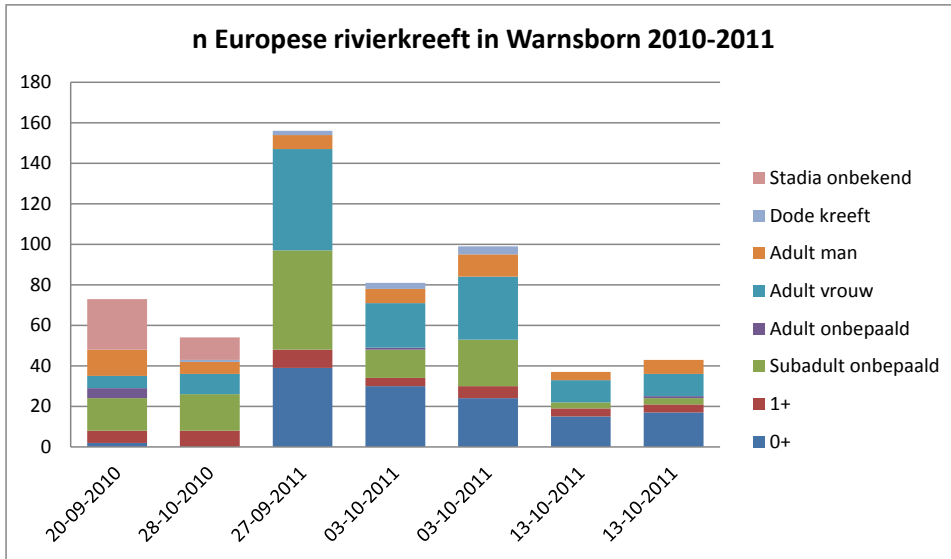
Figuur 16 geeft aan dat de telling van 2011 het hoogste aantal kreeften heeft opgeleverd uit de monitoringsreeks. De historische dataset bestaat echter uit momentopnamen van één inventarisatie ronde die elke keer rond dezelfde tijd van het jaar is gehouden (tijdens de paartijd als de dieren het meest actief zijn). Deze dataset suggereert een schommelende trend in kreeftendichtheid. Echter deze momentopnamen geven maar een beperkt beeld zoals blijkt uit Figuur 17. Uit deze figuur is af te lezen dat op 3 en 13 oktober 2011

tussen de rondes van een avond weinig verschil zit, dit geeft aan dat vroeg of later op de avond schijnen weinig uitmaakt. Echter tussen de gevonden aantallen op deze avonden en de eerdere ronde op 27 september 2011 zien we wel veel verschil. Dit geeft aan dat een jaarlijkse eenmalige monitoring waarschijnlijk geen volledig beeld geeft van de daadwerkelijke populatiedichtheid.

Tabel 3

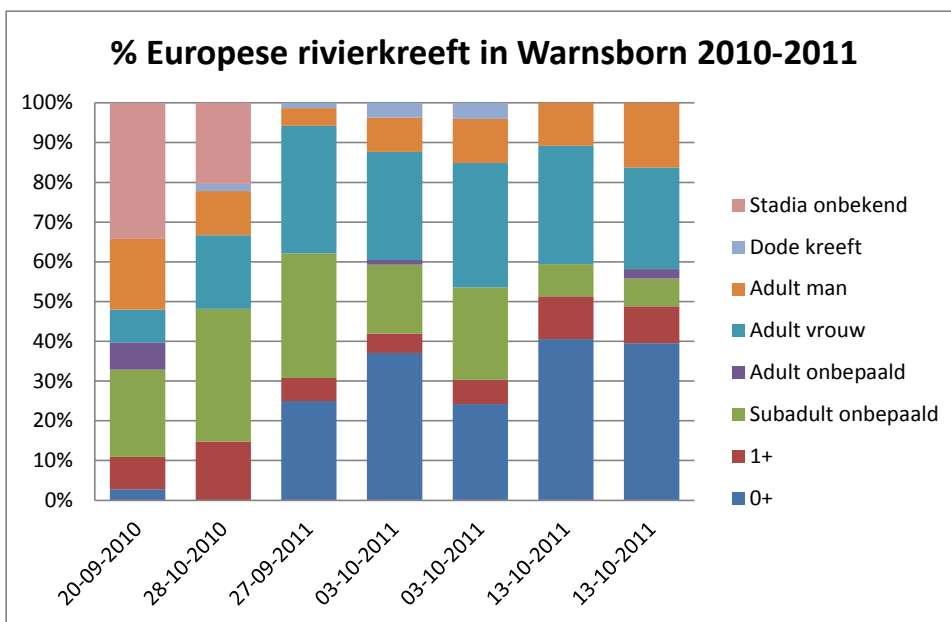
Aantallen en levensstadia van de Europese rivierkreeft tijdens de schijnrondens in 2010 en 2011 in de schaatsvijver op landgoed Warnsborn. De data van 2010 is afkomstig uit Niewold (2010).

Datum	0+	1+	Subadult onbepaald	Adult onbepaald	Adult vrouw	Adult man	Dode kreeft	Stadia onbekend	Totaal per ronde
20-09-2010	2	6	16	5	6	13		25	73
28-10-2010		8	18		10	6	1	11	54
27-09-2011	39	9	49		50	7	2		156
03-10-2011	30	4	14	1	22	7	3		81
03-10-2011	24	6	23		31	11	4		99
13-10-2011	15	4	3		11	4			37
13-10-2011	17	4	3	1	11	7			43



Figuur 17

Aantal waargenomen Europese rivierkreeften verdeeld over verschillende levensstadia op landgoed Warnsborn over twee inventarisatierondes in 2010 en vijf inventarisatierondes in 2011.



Figuur 18

Percentage waargenomen Europese rivierkreeften verdeeld over verschillende levensstadia op landgoed Warnsborn over twee inventarisatierondes in 2010 en vijf inventarisatierondes in 2011.

Uit praktijkinformatie uit Duitsland wordt aangegeven dat om een gezonde Europese rivierkreeftpopulatie op te bouwen tenminste 200 tot 300 volwassen dieren in de verhouding van één mannetje op vier vrouwtjes nodig zijn (Warnow Wildlife, www.krebsgarten.de). Op basis van deze gegevens lijkt de populatie in Warnsborn zich in een goede positie te bevinden. Hier wordt de populatiegrootte geschat op ruim 600 dieren, waarvan meer dan 200 individuen volwassen dieren zijn (reproducerende eenheden (RE)). Een tweede aanwijzing dat de populatie

op Warnsborn zich in een redelijk gezonde toestand bevindt, is de waargenomen opbouw van de populatie. Figuur 17 en Figuur 18 laten zien dat ongeveer de helft van de populatie bestaat uit volwassen mannelijke en vrouwelijke exemplaren en de andere helft uit enkele subadulte dieren en verder veel jongen van dat specifieke jaar. Dit komt overeen met de beschrijving in hoofdstuk 2, waarin gesteld wordt dat in een stabiele populatie de aanwezigheid van adulte dieren door onderling kannibalisme de aanwas van jonge dieren reguleren en afremmen.

5.2 Veiligstellen

Voor zover bekend is er in Nederland nog maar één populatie, namelijk die op Warnsborn. Hoewel dit op het eerste gezicht een gezonde populatie is, is deze zeer calamiteitsgevoelig. Deze calamiteitsgevoeligheid kan onder andere bestaan uit het introduceren van 'kreeftenpest' door illegale uitzet van exotische rivierkreeften of infecteren van de populatie door goedbedoelde 'natuurlijke liefhebbers' die met geïnfecteerde schepnetten en laarzen de vijver betreden, het uitzetten van vis of droogvallen van de schaatsvijver. Bij het veiligstellen gaat het niet om hogere aantallen te realiseren op Warnsborn, maar wordt bedoeld dat de Europese rivierkreeften op meer dan één locatie in Nederland voorkomt. Om de risico's voor de Nederlandse populatie Europese rivierkreeften te spreiden moet worden gestreefd naar het veiligstellen van een deel van deze populatie onder gecontroleerde omstandigheden. Om de bronpopulatie niet te veel te verstoren wordt voorgesteld om een klein aantal ei-dragende vrouwtjes uit de Warnsborn-populatie weg te vangen en hiermee een gecontroleerd kweekprogramma op te zetten. Een geschikte locatie voor een gecontroleerde kweek kan de experimentele testlocatie 'De Sinderhoeve' van Alterra zijn. Deze insteek zorgt er ook voor dat het genetische materiaal in Nederland veilig is gesteld.



Figuur 19

Voorbeeld van geïsoleerde en gecontroleerde experimenten c.q. kweeksystemen op experimentele testlocatie 'De Sinderhoeve'.

Foto's: Fabrice Ottburg.

5.3 Versterken

Onder versterken wordt verstaan het opschalen van de huidige geïsoleerde locatie in Warnsborn naar tien geïsoleerde locaties in het historische verspreidingsgebied van de Europese rivierkreeft in Nederland waarin de soort duurzaam voorkomt.

Om dit doel te bereiken wordt de volgende handelwijze voorgesteld. Vanuit Warnsborn worden in eerste instantie vier ei-dragende kreeften veiliggesteld. Deze dieren vormen de basis voor de gecontroleerde kweek, zie 5.2 'Veilig stellen'. Als er vanuit de gecontroleerde kweek voldoende kreeften beschikbaar zijn, kunnen de eerste locaties worden bevolkt met Europese rivierkreeften. Om elk risico te vermijden mogen er vanuit de kweek geen kreeften terug worden geplaatst in de schaatsvijver op landgoed Warnsborn.

Vanuit de kweek worden uiteindelijk tien locaties bevolkt. Om zo snel mogelijk tot zelfstandige reproducerende populaties te komen zou men logischerwijs starten met het uitzetten van volwassen kreeften vanuit Warnsborn. Hieraan kleven echter twee grote bezwaren, namelijk de bronpopulatie op Warnsborn is te klein om steeds dieren uit te halen en er zijn indicaties dat uitgezette volwassen dieren 'aan de wandel' kunnen gaan. Daarom wordt gekozen voor uitzetten van juveniele kreeften. Een bijkomend voordeel hiervan is dat de populatieopbouw op een natuurlijke manier tot stand komt en na vijf jaar resulteert in een populatieopbouw van juveniele, subadulte en adulte kreeften. Een andere reden om voor juveniele kreeften te kiezen is omdat opgroeiende kreeften steeds territorialer worden. Dit betekent dat bij het uitzetten van volwassen kreeften in een later stadium, bijvoorbeeld tweede of derde jaar, door rangorde- c.q. territorium-gevechten meer kreeften zullen uitvallen.

De praktijk in Duitsland raadt aan om nieuwe wateren met 100 subadulte kreeften te koloniseren (Warnow Wildlife, www.krebsgarten.de). Op Warnsborn zelf is de Europese rivierkreeft begin jaren '80 van de vorige eeuw geïntroduceerd door de toenmalige beheerder. Er is destijds een 'emmertje kreeft' overgezet vanuit de kasteelvijvers van landgoed Rozendaal (Niewold, 2002). Om te komen tot een vergelijkbare populatiegrootte zoals die in de huidige situatie op Warnsborn aanwezig is, wordt voorgesteld om in totaal 250 juveniele Europese rivierkreeften uit te zetten over een periode van vier jaar (Tabel 4).

Uit de praktijk zijn diverse succesvolle herintroductie programma's bekend waarin een duurzame populatie Europese rivierkreeften is opgebouwd. Zo geven Paaver en Hurt (2009) aan dat in Estland in 50% van de gevallen de herintroductie geslaagd is.

Tabel 4

Overzicht van uitzetten van Europese rivierkreeften per locatie om te komen tot een duurzame populatie.

Locatie 1	Aantal uitgezette kreeften
Jaar 1, uitzet jaar	100 juveniele kreeften
Jaar 2	50 juveniele kreeften
Jaar 3	50 juveniele kreeften
Jaar 4, verwachte eerste reproductie	50 juveniele kreeften
Totaal uitgezet	250 kreeften

Om de doelstelling, het tot stand komen van tien geïsoleerde nieuwe locaties, te realiseren moet onderzocht worden of de potentiële nieuwe locaties geschikt zijn. Deze moeten vrij zijn van exotische rivierkreeften en kreeftenpest. Overige aandachtspunten zijn (Niewold, 2003):

- Watertoevoer en -afvoer (kans op verdroging).
- Onderhoud en beheer.
- Toegankelijkheid en betreding van oevers.
- Aanwezige kunstwerken (barrières).
- Geen aanwezigheid van predatore vis (hieronder vallen ook soorten als rietvoorn en blankvoorn).
- Water- en oeverplanten.
- Helderheid water, waterdiepte en stroomsnelheid.
- Watertemperatuur.
- Aanwezige beschoeiingen.
- Mogelijkheden voor schuilplaatsen zoals: steile oevers, bewortelde oevers en harde substraten.
- Bodengesteldheid (blad- en sliblaag)

Opvallend detail is dat de populatie Europese rivierkreeften in Warnsborn de schaatsvijver deelt met een grote populatie driedoornige stekelbaarzen (*Gasterosteus aculeatus*).

5.4 Veilige leefgebieden

In zijn oorspronkelijke leefgebied kwam de Europese rivierkreeft zowel in geïsoleerde wateren als in beek- en riviersystemen voor. Om na het realiseren van tien geïsoleerde locaties door te gaan in een veilige leefgebiedsbepaling, kan de soort in meer geïsoleerde locaties geïntroduceerd worden, maar is het vanuit een ecologisch perspectief zeer wenselijk dat de Europese rivierkreeft ook terugkeert in een natuurlijk beekstelsel. Deze laatste stap kan in eerste instantie in één of twee verschillende beeksystemen c.q. stroomgebieden worden opgezet.

Eén van de grote gevaren is de intrek van exotische rivierkreeften in een dergelijk beekstelsel. Als er beken zijn die vandaag de dag geschikt zijn voor Europese rivierkreeften (zie paragraaf 5.3), dan kunnen deze sinds kort worden uitgerust met een zogenaamde, in Duitsland ontwikkelde, 'vispasseerbare kreeftversperring' om dit gevaar tegen te gaan (Vaeßen, 2010; Hermann, 2011).

Genetisch onderzoek

Populaties van soorten staan steeds meer onder druk als gevolg van te kleine populatieomvang en isolatie. Te kleine populaties lopen een verhoogd risico om uit te sterven door genetische erosie en toevallige gebeurtenissen. Genetische erosie kan leiden tot inteelt-depressie dat zich vaak manifesteert in een afgenomen voortplantingssucces, groei en/of overleving. Daarmee komt de populatie nog meer onder druk te staan totdat het zo klein wordt dat het eenvoudig door omstandigheden uitsterft.

Uit recent Duits onderzoek komt naar voren dat er tussen populaties van verschillende stroomgebieden genetische verschillen kunnen bestaan (Schrimpf, 2011). Echter er is geen DNA uit Nederland, België en Nordrhein-Westfalen (Duitsland) meegenomen waardoor geen zicht is op de mogelijk unieke positie van 'onze' Europese rivierkreeft in Europa.

Met andere woorden, op dit moment is niet bekend wat de genetische variatie c.q. bandbreedte van de Europese rivierkreeft in Nederland is. Wellicht is deze klein waardoor een inteeltdepressie tot de mogelijkheden behoort. Het is daarom raadzaam om genetisch onderzoek op de bestaande populatie in Warnsborn uit te voeren om na te gaan wat de genetische variatie is, wat de verwantschap met omliggende Duitse populaties is en of het wellicht mogelijk c.q. nodig is om verwant genetisch materiaal bij te plaatsen om de robuustheid van de Nederlandse populatie te vergroten dan wel te handhaven.

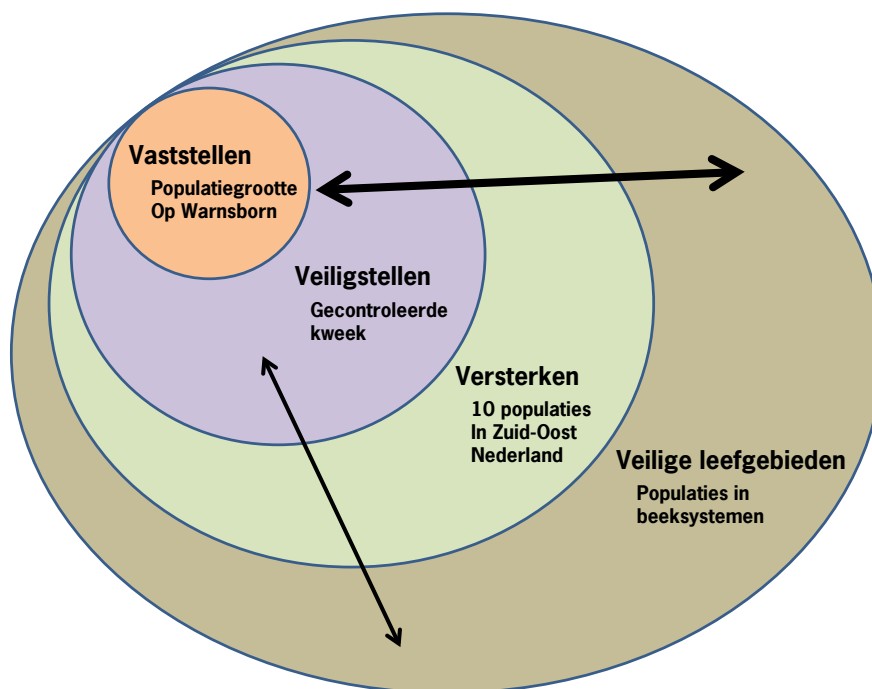
6 Potentiele betrokkenheid van derden

Binnen het huidige natuurbeleid wordt gestreefd naar leefgebiedsbenadering in plaats van een soortgerichte benadering. De gedachte hierachter is dat men met een leefgebiedsbenadering een grotere flora- en faunagroep bedient en daarmee een grotere impuls kan geven aan de biodiversiteit. Desondanks is het ministerie van EL&I er van doordrongen dat de Europese rivierkreeft ernstig bedreigd is in Nederland en dat voor een succesvolle leefgebiedsbenadering een tussenstap op soortsniveau noodzakelijk is. Om dit te bewerkstelligen is samenwerking met partijen als provincie, waterschappen, terreinbeherende organisaties en (particuliere)gebiedseigenaren nodig.

Voor het in beeld brengen van mogelijke samenwerkingsverbanden zijn verschillende relevante partijen benaderd. Dit was een willekeurige selectie van potentiële partners uit het historische verspreidingsgebied van de Europese rivierkreeft in Nederland. Deze selectie is zeker niet volledig, er zijn wellicht nog meer potentiële partners die in het vervolg van dit project in beeld komen. Aan deze partijen is gevraagd of men bereid is om te participeren in het tot stand komen van tien geïsoleerde locaties in Nederland waarin de Europese rivierkreeft duurzaam kan voorkomen.

Het resultaat van deze 'kleine' inventarisatie is dat van de benaderde partijen er twaalf hebben aangegeven actief te willen participeren in of een financiële bijdrage en/of een bijdrage in natura. Met een bijdrage in natura wordt bedoeld het beschikbaar stellen van een geïsoleerd water en deze geschikt te maken of te behouden voor de Europese rivierkreeft.

Het volledige plan zoals dit tot nu toe is beschreven, wordt schematisch weergegeven in Figuur 20 .



Figuur 20

Schematische weergave van de vier V's inclusief invulling op hoofdlijn per V.



Figuur 21
Vooraanzicht Europese rivierkreeft. Foto: Fabrice Ottburg.

Dankwoord

Deze studie is mogelijk gemaakt door een financiële bijdrage van het ministerie van Economische zaken, Landbouw & Innovatie. Speciale dank gaat uit naar onze contactpersoon Sander Smolders van Directie Natuur Landschap en Platteland. Zijn inbreng heeft het mogelijk gemaakt om de voorliggende studie te kunnen uitvoeren.

Ook zonder de samenwerking met Geldersch Landschap & Geldersche Kasteelen was het niet gelukt om deze studie te kunnen uitvoeren. In het bijzonder bedanken wij boswachter Ben Oosting, opzichter Brian van Beek en senior beleidsmedewerker Wim Geraedts voor de prettige samenwerking en het gastvrije onthaal. Mede dankzij hun inzet was het mogelijk om Europese rivierkreeften op Warnsborn te inventariseren. Zij hebben inventarisatiegegevens beschikbaar gesteld die vanaf 1998 zijn verzameld en Ben heeft ons vergezeld tijdens één van de inventarisatie-momenten.

Daarnaast willen wij onze oud-collega Freek Niewold bedanken. In het verleden heeft hij al diverse mogelijkheden voor kansen voor de Europese rivierkreeften in Nederland bekeken. Studies die hij ook in samenwerking met Geldersch Landschap & Geldersche Kasteelen heeft uitgevoerd. Als het ware heeft Freek daarmee het pad geëffend voor de huidige situatie. Afgelopen inventarisatie seizoen is Freek samen met Natasja Zieltjes mee geweest tijdens één van de drie inventarisatie-momenten en heeft zijn kennis met ons gedeeld.

Onze collega Arjan Griffioen bedanken wij voor het digitaliseren van de diverse kaartbeelden die zijn opgenomen in deze rapportage.

Literatuur

- Blanke, D., 1998. Flußkrebse in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. Herausgabe Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Niedersachsen.
- Cornalia, E., 1860. Sulla malattia dei gamberi. Atti della Societa Italiana di science Naturali, 2, 334-336.
- Cronin, G., D.M. Lodge, M.E Hay, M. Miller, A.M. Hill, T. Horvath, R.C. Bolser, N. Lindquist en M. Wahl, 2002. "Crayfish feeding preferences for freshwater macrophytes: the influence of plant structure and chemistry." *Journal of Crustacean Biology* 22(4): 708-718.
- Cruz, M.J., R. Rebelo en E.G. Crespo, 2006. "Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats." *Ecography* 29: 329-338.
- Diéguez-Unibeondo, J. A. Rueda-Diez, E. Castién en J.C. Bascones, 1997. A plan of restoration for the native freshwater crayfish species, *Austropotamobius pallipes*, in Navara. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 347: 625-637.
- Dipper, F., A. Powell, T. Beebee, P. Morris, H-J. Flügel, E. Möhn, F. Naglschmid en H. Honders, 1986. *Veldgids voor de natuurliefhebber; Vissen en andere waterdieren van West- en Midden-Europa*. The Reader's Digest NV, Amsterdam.
- Dorn, N.J. en G.G. Mittelbach, 2004. "Effects of a native crayfish (*Orconectes virilis*) on the reproductive success and nesting behavior of sunfish (*Lepomis spp.*)." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2135-2143.
- Feminella, J.W. en V.H. Resh, 1989. "Submerged macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh." *Holarctic Ecology* 12: 1-8.
- Geelen, J.F.M., 1975. *Oconectes limosus* (Raf.) and *Astacus astacus* (Crustacea, Decapoda) in the Netherlands. *Aquatic Ecology* 9: 109-113.
- Geelen, J.F.M., 1978. The distribution of the crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque) and *Astacus astacus* (L.) (Crustacea, Decapoda) in the Netherlands. *Zoologische Bijdragen*, 23: 4-9.
- Geiger, W., P. Alcorlo, A. Baltanas en C. Montes, 2005. "Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands." *Biological Invasions* 7: 49-73.
- Gherardi, F., 2006. "Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*." *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39(3): 175-191.
- Groß, H. en C. Burk, 2010. *Flusskrebse in Nordrhein-Westfalen; Biologie, Bestimmung, Gefährdung und Schutz*. Druckverlag Kettler. Edelkrebsprojekt NRW, Bad Münsterreifel-Schönau.
- Groß, H., 2011. <http://www.edelkrebsnrw.de/>
- Hanson, J.M., P.A. Chambers en E.E. Prepas, 1990. "Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates." *Freshwater Biology* 24: 69-80.
- Hermann, D., 2011. *Entwicklung einer fischdurchgängigen Krebsbarriere*. Bachelorarbeit an der Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Höxter, p. 81.
- Meyer, K.M., K. Gimpel en R. Brandl, 2007. Viability analysis of endangered crayfish populations. *Journal of Zoology* 273: 364-371.
- Momot, W.T., 1993. "The role of exploitation in altering processes regulating crayfish populations." *Freshwater Crayfish* 9: 101-117.
- Niewold, F.J.J., 2002. *Fatale sterfte onder de rivierkreeften in de Rozendaalse beek; Inventarisatie en herkolonisatie van de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) in 2001*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 449. 48 blz.; 2 fig.; 1 tab.; 7 ref.
- Niewold F.J.J., 2003. *Kansen voor de Europese rivierkreeft *Astacus astacus* in Nederland; Onderzoek naar geschikte locaties voor (her)kolonisatie in sprengbeeksystemen op de zuidelijke Veluwe*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 851. 44 blz.; 9 fig.; 3 tab.; 20 ref.

- Niewold, F.J.J., 2010. Inventarisatie Rivierkreeft *Astacus astacus* in 2010. Niewold Wildlife Infocentre, Doesburg. Rapport Europese Rivierkreeft 2010. 5 blz.; 1 tab.; 1 foto.
- Nyström, P., C. Brönmark en W. Granéli, 1996. "Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish?" *Freshwater Biology* 36(3): 631-646.
- Oidtmann, B., E. Heitz, R.W. Hoffmann en D. Rogers, 2002a. On the role of Fish and Birds in transmitting the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*. *Freshwater Crayfish* 13: 613.
- Oidtmann, B. E. Heitz, D. Rogers en R.W. Hoffmann, 2002b. Transmission of crayfish plague. *Diseases of Aquatic Organisms* 52: 159-167.
- Paaver, T. en M. Hurt, 2009. Status and management of noble crayfish *Astacus astacus* in Estonia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems Volume 394-395, issue 18 p. 9.*
- Poulin, B., G. Lefebvre en A.J. Crivelli, 2007. "The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France." *Journal of Zoology* 273: 98-105.
- Rennerfelt, E., 1936. Untersuchungen über die Entwicklung und Biologie des Krebspestpilzes *Aphanomyces astaci* Schikora. Report, Institute of Freshwater Research, Drottningholm, 10: 1-21.
- Rodriguez, C.F., Bécares, E. en Fernández-Aláez, M. (2003). "Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*)."
Hydrobiologia 506-509: 421-426.
- Rodriguez, C. F., E. Bécares, M. Fernández-Aláez en C. Fernández-Aláez, 2005. "Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish." *Biological Invasions* 7: 75-85.
- Roesink, I., S. Hudina en F.G.W.A. Ottburg, 2009. Literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijding van twee invasieve soorten: de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*). Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1923. 62 blz.; 54 fig.; 10 tab.; 132 ref.
- Roessink, I., J. van Giels, A. Boerkamp en F.G.W.A. Ottburg, 2010. Invloed van de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) op waterplanten en waterkwaliteit. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2052, 77 blz.; 16 fig.; 2 tab.; 27 ref.
- Schot, J.A. en P.F.M. Verdonschot, 1996. *Astacus astacus*; Een ecologisch profiel gebaseerd op informatie uit de literatuur. Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), IBN-rapport 235. 107 blz.; 14 fig.; 7 tab.; 580 ref.
- Skurdal, J. en T. Taugbøl, 2002. Crayfish of commercial importance. In: Holdich D.M., 2002. *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science, Oxford. 465-503.
- Soes, D. M. en Van Eekelen, R. (2006). "Rivierkreeften, een oprukkend probleem?" *De Levende Natuur* 107(2): 56-59.
- Soes, M. en B. Koese, 2010. Invasive freshwater crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. Stichting European Invertebrate Survey Nederland (EIS), Leiden en Bureau Waardenburg, Culemborg. Rapportnummer EIS 2010-01. 69 blz.
- Souty-Grosset, C., D.M. Holdich, P.Y. Noël, J.D. Reynolds en P. Haffner, 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*. Paris, Museum national d'Histoire naturelle. 187 pp.
- Spink, J. en M. Frayling, 2000. An assessment of post-plague reintroduced native white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in the Sherston Avon and Tetbury Avon, Wiltshire. *Freshwater forum* 14: 59-69.
- Spitzky, R., 1979. The prehistoric man as a possible crayfish translocator.: 221-226. Pierre-J. Laurent, *Freshwater crayfish IV. Papers from the fourth international symposium on Freshwater Crayfish*, Thonon-les-Bains, France, 1978.
- Schrimpf, A., H.K. Schulz, K. Theissing, L. Pârvulescu en R. Schulz, 2011. The first large-scale genetic analysis of the vulnerable noble crayfish *Astacus astacus* reveals low haplotype diversity in central European populations. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (401) 35 p 14.
- Taugbøl, T., J. Skurdal en E. Fjeld, 1988. Maturity and fecundity of *Astacus astacus* females in Norway. *Freshwater Crayfish* 10: 388-395.

- Taugbøl, T., J. Skurdal en T. Håstein, 1993. Crayfish plague and management strategies in Norway. *Biological Conservation* 63: 75-82.
- Vaeßen, S., 2010. Untersuchung zur Überwindbarkeit von fischpassierbaren Barrieren durch Signalkrebse. Rheinisch Westfälische Technische Hochschule (RWTH) Aachen. 102 blz.
- Verdonschot, P.F.M., J.A. Schot en M.W. van den Hoorn, 1996. *Astacus astacus*: leefomstandigheden in de Rozendaalse beek en de Beekhuizense beek. Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), IBN-rapport 232. 86 blz.



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl