



ALTEERRA

WAGENINGEN UR

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*)

I. Roessink
S. Hudina
F.G.W.A. Ottburg



Alterra-rapport 1923, ISSN 1566-7197



REVO



Onderzoek in het
Veenweidegebied naar
Exotische
Rivierkreeften



HOOGHEEMRAADSCHAP
DE STICHTSE
RIJNLANDEN

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*)

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*)

I. Roessink

S. Hudina

F.G.W.A. Ottburg

Alterra-rapport 1923

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

Roessink, I., S. Hudina & 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.

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het 'Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden', i.s.m. Waternet, gemeente Woerden en STOWA.. In deze literatuurstudie wordt specifiek ingegaan op de verschillende eigenschappen van twee soorten die voor mogelijke problemen zorgen in het beheergebied van de waterschappen in het westelijk veenweidegebied, te weten de rode- (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*). Het is van belang om de gevonden resultaten steeds weer in hun oorspronkelijke context te bezien. Zo is het overgrote deel van de hier gepresenteerde studies naar *P. clarkii* uitgevoerd in Zuid-Europa (Portugal, Spanje, Italië) en de daar geobserveerde mechanismen en kenmerken kunnen zeker van toepassing zijn op populaties in Nederland. Echter, ze kunnen ook zeker afwijken omdat hier nu eenmaal andere klimatologische of hydrologische omstandigheden heersen. De resultaten uit Zuidelijke streken geven derhalve mogelijkheden weer die van toepassing kunnen zijn op noordelijke populaties, geen absolute zekerheden.

Trefwoorden: bestrijding, Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft, Graafgedrag, HDSR, invasieve soorten, Kamerik, Kamerikse wetting, kreeftenpest, *Orconectes virilis*, *Procambarus clarkii*, Rode Amerikaanse rivierkreeft

Foto voorzijde: detailopname van *Orconectes virilis* (Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft). Foto: Fabrice Ottburg.

ISSN 1566-7197

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

© 2009 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

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

Inhoud

1	Inleiding	11
1.1	Invasieve exoten	11
1.2	Exotische rivierkreeften	11
1.3	Exotische rivierkreeften in Nederland	13
2	De rode Amerikaanse rivierkreeft (<i>Procambarus clarkii</i>)	15
2.1	Verspreiding	15
2.2	Biologie	16
2.2.1	Algemene karakteristieken	16
2.2.2	Dichtheden en verspreiding	18
2.2.3	Habitatkenmerken en milieureisten	19
2.2.4	Graafgedrag	20
2.2.5	Reproductie en groeicyclus	21
2.2.6	Dieet	24
2.3	Impact	26
2.3.1	Aquatische vegetatie	26
2.3.2	Aquatische fauna	28
2.3.3	Overige effecten	30
3	De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (<i>Orconectes virilis</i>)	33
3.1	Verspreiding	33
3.2	Biologie	34
3.2.1	Algemene karakteristieken	34
3.2.2	Dichtheden en verspreiding	35
3.2.3	Habitatkenmerken en milieureisten	35
3.2.4	Graafgedrag	36
3.2.5	Reproductie en groeicyclus	36
3.2.6	Dieet	37
3.3	Impact	38
3.3.1	Aquatische vegetatie	38
3.3.2	Aquatische fauna	38
3.3.3	Overige effecten	40
4	Beheerstrategieën	41
4.1	Wetgeving	41
4.2	Bestrijdingstechnieken	41
4.2.1	Algemene randvoorwaarden	41
4.2.2	Mechanische bestrijding	42
4.2.3	Biologische bestrijding	42
4.2.4	Fysieke toepassingen	43

4.2.5	Chemische bestrijding	43
5	Conclusie	45

Woord vooraf

Exotische rivierkreeften staan de laatste tijd steeds meer in de publieke belangstelling. Werd de vondst van een exotische kreeft in de wateren van Stichtse Rijnlanden nog maar enkele jaren geleden beschouwd als een grappig incident, de laatste jaren wordt steeds meer overlast gemeld van deze dieren.

Eenmaal werd bij mij geïnformeerd of rivierkreeften gevaarlijk zijn voor huisdieren, een andere keer werd gemeld dat een kreeft enkele avonden achter elkaar aanklopte op de achterdeur. Binnenlaten bleek geen optie te zijn. Inmiddels steken ze de weg over en lijken ze hele watergangen leeg te eten. Dit was voor het waterschap reden om in 2005 onderzoek te laten doen naar deze rivierkreeften. Uit het onderzoek kwam naar voren dat de afname van waterplanten en de toename van de troebelheid onder andere door de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft kan worden veroorzaakt. Er bleek nog weinig kennis beschikbaar te zijn over dit onderwerp. Om meer duidelijkheid te krijgen over de invloed van de rivierkreeften op het aquatisch systeem heeft Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, samen met Waternet het initiatief genomen een vervolgonderzoek te starten. Een subsidie in het kader van het KRW innovatietraject maakte de uitvoering mogelijk. Het project wordt gefinancierd door het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Waternet, de gemeente Woerden en door Stichting Onderzoek Water (STOWA) en wordt begeleid door een begeleidingscommissie bestaande uit afgevaardigden van Sportvisserij Nederland, gemeente Woerden, STOWA, Waterschap Rivierenland en Stichting EIS-Nederland. De Provincie Utrecht is hierbij agendalid.

Dit literatuuronderzoek is een onderdeel van een breed opgezet onderzoek in het veenweidegebied naar de invloed van rivierkreeften op het ecosysteem. Het onderzoek omvat, naast dit literatuuronderzoek, enclosure- en compartimentenproeven en een veldonderzoek, uitgevoerd door Alterra-WUR en ATKB adviesbureau voor bodem, water en ecologie. In deze literatuurstudie is specifiek ingegaan op de verschillende eigenschappen van twee soorten die voor mogelijke problemen zorgen in het westelijk veenweidegebied, te weten de rode Amerikaanse rivierkreeft en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft.

Het overgrote deel van de hier gepresenteerde studies naar de Rode Amerikaanse rivierkreeft is uitgevoerd in Zuid-Europa (Portugal, Spanje, Italië). De daar geobserveerde mechanismen en kenmerken kunnen zeker van toepassing zijn op populaties in Nederland. Echter, ze kunnen ook afwijken omdat hier andere klimatologische of hydrologische omstandigheden heersen. Het is van belang om de gevonden resultaten steeds weer in hun oorspronkelijke context te bezien. De resultaten uit zuidelijke streken geven derhalve mogelijkheden weer die van toepassing kunnen zijn op noordelijke populaties maar geen absolute zekerheden.

Peter Heuts
Aquatisch ecooloog
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden

Samenvatting

Biologische invasies worden erkend als één van de meest significante componenten van door de mens veroorzaakte veranderingen in het milieu waarbij invasieve exoten, na veranderend landgebruik, als belangrijkste factor in verlies van biodiversiteit worden gezien. Hiernaast kunnen invasieve exoten ook economische schade toebrengen.

Enkele van deze invasieve exoten zijn uitheemse rivierkreeften die in Europa geïntroduceerd zijn vanwege hun commerciële waarde. Deze kreeften zijn een potentieel belangrijke schakel in een zoetwater ecosysteem vanwege hun grootte, relatieve lange levensduur van enkele jaren, omnivoren leefstijl en hun agressieve gedrag.

Op dit moment zijn er acht rivierkreeften in Nederland aanwezig, waarvan er zeven niet-inheems zijn. De inheemse Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) komt nog maar op één geïsoleerde locatie voor omdat deze soort zeer gevoelig is voor de zogenaamde kreeftenpest, een schimmelinfectie waartegen de invasieve soorten veel beter bestand zijn. Rivierkreeften kunnen in hoge dichtheden voorkomen en kunnen een drastische impact op zoetwater ecosystemen hebben.

Dit rapport is een literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijdingstechnieken van twee invasieve rivierkreeften, de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*). Deze studie is deel van een groter project geïnitieerd door Hoogheemraadschap 'De Stichtse Rijnlanden' en Waternet, beide waterbeheerders in het Westelijk veenweide gebied. Deze twee soorten zijn geselecteerd omdat deze in het Westelijk veenweide gebied mogelijk voor problemen zorgen.

De rode Amerikaanse rivierkreeft komt oorspronkelijk uit Noordoost-Mexico en het Middenzuiden van de USA. Deze soort is succesvol geïntroduceerd in een groot aantal andere landen waarbij de soort in Europa in 1974 in Spanje voor het eerst is uitgezet. De soort is aangepast aan extreme milieucondities zoals tijdelijke droogval, groeit snel, is omnivoor, is resistent tegen veel ziektes en heeft een hoge reproductie. Doordat de kreeft ook langere tijd uit het water kan overleven en zich over land voortbeweegt, kan hij zich erg goed verspreiden en veel wateren koloniseren. Eenmaal in een water aanwezig kan *P. clarkii* een negatieve impact op waterplanten hebben doordat de planten actief gegeten of vernield worden. Door bijvoorbeeld de graaactiviteit van de kreeften kan de waterkolom troebel worden waardoor groeiomstandigheden verslechteren. Door het verdwijnen van waterplanten, predatie en competitie heeft de kreeft ook een negatieve impact op aquatische macro-invertebraten, vissen en amfibieën. Herbivore watervogels worden negatief beïnvloed door de aanwezigheid van deze kreeft, terwijl vogels en zoogdieren die de kreeft op het menu hebben staan van zijn aanwezigheid profiteren.

De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) heeft een groot oorspronkelijk verspreidingsgebied in Canada en de USA. Deze soort wordt veel minder commercieel geëxploiteerd en is niet zo grootschalig geïntroduceerd in andere gebieden als *P. clarkii*. Naar deze soort is derhalve veel minder onderzoek gedaan waardoor er veel minder over bekend is. In Europa zijn alleen populaties in Nederland en Groot-Brittannië aangetroffen. Voor zover bekend is de impact van deze kreeft op aquatische levensgemeenschappen vergelijkbaar met de impact van *P. clarkii*.

Beheerstrategieën voor deze kreeften zijn op te delen in wetgeving, die ervoor moet zorgen dat deze dieren überhaupt niet geïntroduceerd worden, en bestrijdingstechnieken om eenmaal aanwezige populaties te beheren. In de laatste categorie bestaan verschillende mogelijkheden zoals: mechanische bestrijding d.m.v. vallen, biologische bestrijding met behulp van predatoren, fysieke toepassingen als droogleggen of plaatsing van barrières of chemische bestrijding met biociden of pesticiden.

Echter geen enkele techniek lijkt volledig succesvol te zijn wanneer in isolatie toegepast. Elke situatie vraagt om een op maat gesneden aanpak. Echter chemische bestrijding is niet echt een waarschijnlijke optie in de Nederlandse situatie. Hier lijkt een combinatie van mechanische bestrijding van de grote, reproducerende exemplaren en biologische bestrijding middels predatoren van de jonge dieren het meest potentieel te hebben.

1 Inleiding

1.1 Invasieve exoten

Biologische invasies worden erkend als één van de meest significante componenten van door de mens veroorzaakte veranderingen in het milieu (Sala et al., 2000) waarbij invasieve exoten, na veranderend landgebruik, als belangrijkste factor in verlies van biodiversiteit worden gezien (Lodge et al., 2000). Naast een bedreiging voor biodiversiteit brengen invasieve exoten ook economische schade toe die in Europa alleen al geschat wordt op 12 miljard euro per jaar (DAISIE, 2008).

Zoete wateren zijn extra kwetsbaar voor biologische invasies omdat hierin steeds meer wel of niet opzettelijke uitzettingen van organismen plaatsvinden (Lodge et al., 1998; Ricciardi, 2001). Deze kwetsbaarheid van zoete wateren voor biologische invasies kan er toe leiden dat er een totale dominantie ontstaat van invasieve exoten, zoals gebeurd is met de waterhyacint (*Eichhornia* sp.) of de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) in wateren in Zuid-Europa (Holdich & Pöckl, 2007) en de grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*), Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*) en wederom de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) in Noord-Europa (Paulissen & Verdonschot, 2007).

1.2 Exotische rivierkreeften

Rivierkreeften zijn voor hun hoge commerciële waarde geïntroduceerd in veel zoetwatersystemen. Bij deze intercontinentale of 'inter state' translocaties gaat het hierbij maar om een relatief klein aantal soorten (ongeveer 20) (Hobbs III et al., 1989). Aangezien hun verspreiding nog steeds doorgaat, heeft bijna elk Europees land tenminste één uitheemse rivierkreeft in haar fauna.

Rivierkreeften zijn een potentieel belangrijke schakel van een zoetwater voedselweb, zowel in termen van biomassa en ecosysteem functioneren. Dit vanwege hun grootte, relatieve lange levensduur van enkele jaren (Baker et al., 2008), omnivore leefstijl, rol als sleutelsoort in het ecosysteem en hun agressieve gedrag (Lodge et al., 1994; Usio et al., 2007; Stutzner et al., 2008).

Tevens kunnen rivierkreeften in hoge dichtheden voorkomen. De meeste soorten zijn zogenaamde 'sleutel consumenten' (Nyström et al., 1996) waarvan het dieet bestaat uit detritus, macrofyten, algen, benthische evertrebraten, vis en amfibieën (Correia, 2003; Alcorlo et al., 2004; Perez-Bote, 2005; Cruz et al., 2006). De kreeften zelf staan weer op het menu van verschillende andere soorten, waaronder de otter (Ruiz-Olmo et al., 2002), vis (Hein et al., 2006; Nyström et al., 2006) en vogels (Rodriguez et al., 2005; Poulin et al., 2007). Rivierkreeften laten een grote plasticiteit zien in hun dieet en schakelen makkelijk en snel van detritivoor/herbivoor naar aaseter/predator, afhankelijk van het voedselaanbod (Alcorlo et al., 2004).

Een groot aantal studies heeft aangetoond dat invasieve rivierkreeften door hun omnivore dieet de trofische structuur van zoetwatergemeenschappen op verschillende organisatieniveaus kunnen beïnvloeden, en zo als een sleutelsoort fungeren (Lodge et al., 1994; Usio & Townsend, 2002; Dorn & Wojdak, 2004). Verschillende gevolgen van de introductie van exotische rivierkreeften in zoetwater ecosystemen zijn gedocumenteerd, zoals het competitief verwijderen van inheemse rivierkreeften (Gherardi, 2006) en enkele vissoorten (Dorn & 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 & Resh, 1989; Cronin et al., 2002; Rodriguez et al., 2003; Rodriguez et al., 2005). In Europa werden de inheemse rivierkreeften niet alleen door competitie beïnvloed maar ook door de, door de invasieve kreeften verder verspreide, zogenaamde 'kreeftenpest' een fatale schimmel ziekte veroorzaakt door *Aphanomyces astaci* waartegen de meeste exotische kreeften resistent waren en de inheemse niet (Geiger et al., 2005).

Op de langere termijn kunnen invasieve rivierkreeften drastische veranderingen in een zoetwaterhabitat teweegbrengen. Deze veranderingen kunnen leiden tot de achteruitgang van de waterkwaliteit, toename van de troebelheid en het nutriëntgehalte van het water door hun graafactiviteiten (Angler et al., 2001). Dit kan daarna weer leiden tot de afname van aantallen van andere soorten (Rodriguez et al., 2005) en tot een omslag van een helder naar een troebele toestand van het ecosysteem (Rodriguez et al., 2003). Tevens kunnen invasieve rivierkreeften ook economische schade berokkenen, bijvoorbeeld door het aantasten van rijstplanten (Anastacio et al., 2005b) of het ondergraven van dammen en irrigatiesystemen in dichtbevolkte gebieden (Correia & Ferreira, 1995).

In vergelijking tot andere soorten wordt de verdere verspreiding van rivierkreeften geholpen door het feit dat de dieren voor relatieve lange periodes buiten het water kunnen verblijven en over land kunnen reizen (bijvoorbeeld *Procambarus clarkii*; Gherardi & Barbaresi, 2000). De meerderheid van eenmaal gevestigde populaties heeft de neiging om uit te groeien tot een plaag: van de acht sinds 1970 in Groot-Brittannië ingevoerde exotische rivierkreeften worden er nu vijf in het wild gevonden waarvan er vier zich ook daadwerkelijk gevestigd hebben. Van deze vier zijn er drie die nu officieel als plaag worden omschreven (Holdich & Pöckl, 2007). De lijst van soorten die problemen veroorzaken in het gebied waar ze geïntroduceerd zijn bestaat uit *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in Californië (USA), Europa en Japan, *Orconectes limosus* (Rafinesque) in Europa, *Orconectes rusticus* (Girard) in Noord-Amerika, *Procambarus clarkii* (Girard) in Afrika, Californië, Europa en Japan, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz) in enkele Europese landen en *Cherax destructor* (Clark) in Afrika en Australië.

1.3 Exotische rivierkreeften in Nederland

Op dit moment zijn er 8 rivierkreeften in Nederland aanwezig, waarvan er zeven niet-inheems zijn (Soes & Van Eckelen, 2006; zie Tabel 1).

Tabel 1: In Nederland voorkomende rivierkreeften.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Inheems
Europese rivierkreeft	<i>Astacus astacus</i>	Ja
Turkse rivierkreeft	<i>Astacus leptodactylus</i>	Nee
Californische rivierkreeft	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Nee
Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft	<i>Orconectes limosus</i>	Nee
Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	<i>Orconectes virilis</i>	Nee
Rode Amerikaanse rivierkreeft	<i>Procambarus clarkii</i>	Nee
Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	<i>Procambarus acutus/ zonangulus</i>	Nee
Marmerkreeft	<i>Procambarus sp.</i>	Nee

De enige inheemse soort (*Astacus astacus*) kwam tot in de jaren '70 van vorige eeuw voor in Oost-Nederland en werd gevonden in traag stromende beken en rivieren (Adema, 1989; Koese, 2008). Alhoewel de soort al te lijden had van een verslechterde waterkwaliteit, werd ze definitief op de rand van uitsterven gebracht door de introductie van exotische rivierkreeften. Met de komst van deze nieuwe soorten werd ook de kreeftenpest verder en sneller verspreid (veroorzaker: *Aphanomyces astaci*) waarvoor de nieuwe soorten resistent waren en de inheemse kreeft niet. De enige nu nog overlevende populatie van *Astacus astacus* bevindt zich in een door kwel gevoede, geïsoleerde vijver waar tot op heden geen contact met de schimmel mogelijk is (zie Figuur 1).

Omdat de nieuw geïntroduceerde kreeften zich konden handhaven in een vergelijkbare of zelf heel andere leefomgeving dan de inheemse rivierkreeften is de verspreiding van rivierkreeften in Nederland, die in grote mate afhankelijk is van hun locatie van introductie, sterk veranderd de afgelopen decennia.

De meest over Nederland verspreide soorten zijn de gevlekte (*O. limosus*), rode (*P. clarkii*) en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*O. virilis*) (Figuur 1). In de oorspronkelijke leefgebieden van *Astacus astacus* is de niche van deze soort opgevuld door een andere kreeft. Maar in voorheen niet door kreeften bewoonde gebieden (zoals het veenweidegebied) heeft de aquatische levensgemeenschap nu te maken met een nieuwe, voorheen niet aanwezige, predator/concurrent. Dit betekent dat hier van oudsher bestaande ecologische evenwichten ontworpen kunnen raken en er een nieuwe balans ingesteld moet worden. Deze nieuwe situatie kan sterk afwijken van de oorspronkelijke.

In het westelijk veenweidegebied komen de soorten *O. limosus*, *O. virilis* en *P. clarkii* voor. Alhoewel *O. limosus* al vanaf 1972 in Nederland voorkomt (Geelen, 1975) zijn er geen problemen omtrent deze soort gemeld. Daarom wordt de impact van deze soort als geringer beschouwd dan de impact die de twee laatste soorten hebben. Daarom zullen *O. virilis* en *P. clarkii* in nader detail behandeld worden. Waarbij uit deze literatuurstudie duidelijk werd dat voor *P. clarkii* veel meer informatie beschikbaar is dan voor *O. virilis*.

Astacus astacus



□ <2000 (63 hokken)
● >=2000 (1 hok)

Astacus leptodactylus



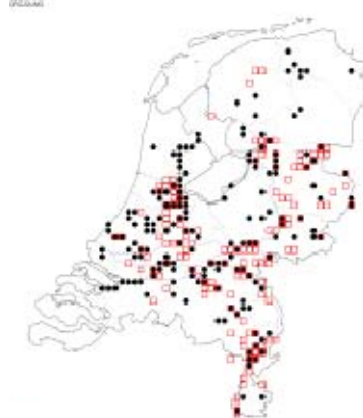
□ <2000 (21 hokken)
● >=2000 (4 hokken)

Pacifastacus leniusculus



□ <2000 (0 hokken)
● >=2000 (4 hokken)

Orconectes limosus



□ <2000 (146 hokken)
● >=2000 (167 hokken)

Orconectes virilis



□ <2000 (0 hokken)
● >=2000 (15 hokken)

Procambarus clarkii



□ <2000 (5 hokken)
● >=2000 (63 hokken)

Procambarus acutus/zonangulus



□ <2000 (0 hokken)
● >=2000 (4 hokken)

Procambarus sp.



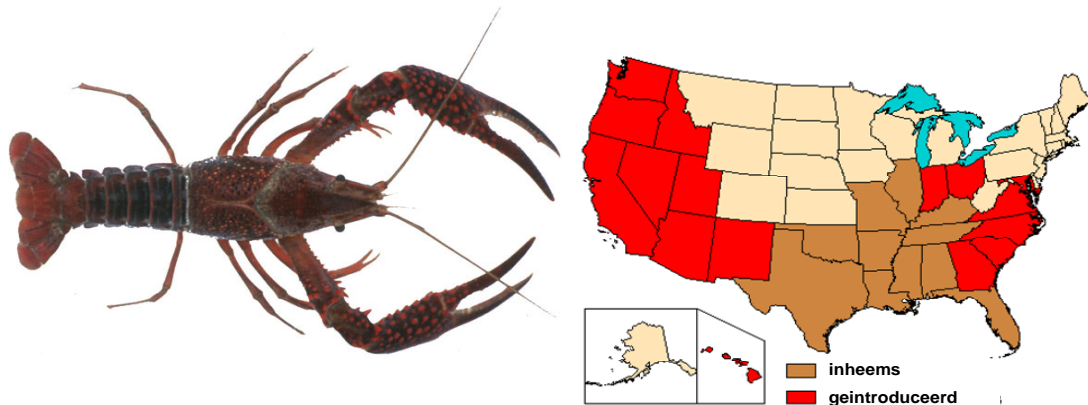
□ <2000 (0 hokken)
● >=2000 (1 hok)

Figuur 1: Verspreidingstabel van de in Nederland voorkomende rivierkreeften. Bron: EIS Nederland.

2 De rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)

2.1 Verspreiding

P. clarkii (Figuur 2) is inheems in Noordoost-Mexico en het Middenzuiden van de USA (Hobbs III et al., 1989; Gherardi & Acquistapace, 2007). Deze soort wordt hoog gewaardeerd als voedsel en als aas in de visvangst, wat heeft geleid tot bewuste introducties van *P. clarkii* in verschillende landen (Lodge et al., 2000; Geiger et al., 2005). *P. clarkii* werd succesvol geïntroduceerd voor aquacultuur doeleinden in tenminste 15 staten in de USA en andere landen, waaronder Hawaï, het westen van Mexico, Costa Rica, Dominicaanse Republiek, Belize, Brazilië, Ecuador, Venezuela, Japan, China, Taiwan, de Filippijnen, Uganda, Kenia, Zambia, Zuid-Afrika, en Europa (Huner, 2002). Meer dan 90 procent van de totale rivierkreeft productie in Europa (Ackefors, 1999) en 85 procent van 's werelds jaarlijkse rivierkreeftconsumptie bestaat uit *P. clarkii*. Naast aquacultuur, werd *P. clarkii* ook verspreid vanuit de aquariumhandel. Tevens is deze soort ook uitgezet als biologische controle maatregel voor slakken populaties die onderdeel uitmaken van de levenscyclus van *Schistosoma* (de veroorzaker van bilharzia), wat onder andere geleid heeft tot de introductie van *P. clarkii* in Kenia (Foster & Harper, 2006).



Figuur 2: De rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en zijn verspreiding in de USA Bron: United States Geological Survey, 2009.

De eerste introductie van *P. clarkii* in Europa vond plaats in 1974 in de Guadalquivir rivier (Spanje) (Jiménez et al., 2003; Geiger et al., 2005). De achterliggende gedachte hierbij was dat het introduceren van een uitheemse soort economische voordelen zonder ecologische problemen zou opleveren omdat de kreeft een onbezette niche in het ecosysteem zou gaan bezetten (Geiger et al., 2005). Echter, binnen drie decennia raakte *P. clarkii* wijdverspreid en vanuit Zuidwest-Spanje, expandeerde de *P. clarkii* populaties naar de rest van het land, inclusief de Balearen en de Canarische Eilanden (Geiger et al., 2005) en andere delen van Europa zoals Portugal (Adao & Marques, 1993), Azoren (Correia & Costa, 1994), Groot Brittannië (Holdich, 1999), Frankrijk (Arrignon et al., 1999), Italië (Gherardi et al., 1999a), Nederland (Hobbs III et al.,

1989) en Zwitserland (Huner, 2002) (zie Figuur 3). Deze verspreiding werd vooral veroorzaakt door menselijk handelen en werd gedreven door het toenemende economische en recreatieve belang van de soort.

In Europa lijkt de verspreiding van *P. clarkii* gelimiteerd te worden door fysieke en klimatologische barrières. Het koelere klimaat in Nederland en Duitsland lijkt de noordelijke grens van zijn areaal aan te geven (Figuur 3). De eerste waarneming van *P. clarkii* in Nederland dateert uit 1985 (Adema, 1989) en sinds die tijd lijkt de soort niet noordelijker opgerukt te zijn in Europa (DAISIE, 2008).



Figuur 3: Verspreiding van *Procambarus clarkii* in Europa. Bron: DAISIE, 2008.

2.2 Biologie

2.2.1 Algemene karakteristieken

Procambarus clarkii is een warmwater rivierkreeft die in zijn oorspronkelijke leefomgeving het meest voorkomt in tijdelijk overstroomde wetlands (Huner, 2002). Echter deze soort komt ook voor in beken, rivieren, traag stromende wateren, voorraadbassins, meren, irrigatiekanalen en rijstvelden. Het gaat hier om een grote, productieve, agressieve soort die erg goed is aangepast aan het leven in extreme omstandigheden zoals tijdelijk opdrogende wateren die het overleeft door tunnels, soms uitgerust met schoorstenen van modder, te graven (Zie Figuur 4). Enkele van de karakteristieke eigenschappen die deze soort zo geschikt maken voor commerciële exploitatie zijn: snelle groei, hoge reproductie, omnivoor, bestand tegen extreme milieucondities en resistent tegen veel ziektes. Deze karakteristieken (snelle groei,

hoge reproductie, en kort paaiseizoen) geven aan dat deze soort een typische *r*-strategie is (Huner, 2002; zie ook kadertekst).



Figuur 4: tunnelingang en tunnel uitgerust met schoorsteen van *P. clarkii* (Bron: www.aquanic.org, 2009)

Tijdens zijn levenscyclus ondergaat *P. clarkii* een cyclus tussen afwisselende sexueel actieve en inactieve periodes. Hierdoor worden er verschillende typen onderscheiden van *P. clarkii* onderscheiden, namelijk Type I: Sexueel actieve mannetjes en Type II: sexueel inactieve mannetjes waarbij het verschil tussen de vormen in de vorm en grootte van de Chelae (zie Figuur 5) zit. Mannetjes verschalen voordat ze van de ene vorm naar de andere overgaan. Voor vrouwtjes is het niet duidelijk of ze naar een duidelijke sexueel inactieve type veranderen na het vrijlaten van de jongen en hier zijn dan ook geen aparte typen voor benoemd (Huner, 2002).

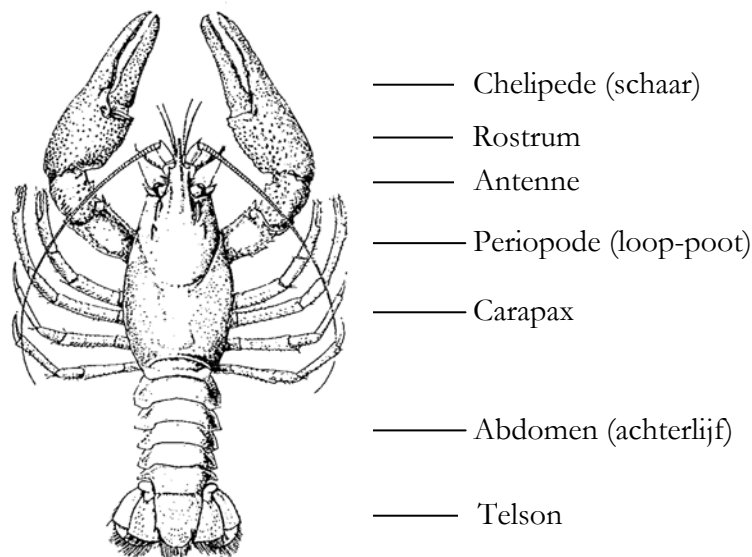
***r*- en *K*-strategen**

Deze termen hebben betrekking op de levensstrategieën van verschillende organismen. In een instabiele, veranderlijke of anderszins onvoorspelbare habitat is het voordelig voor een soort om zich snel voort te planten. Een snelle populatiegroei stelt de betreffende soort, die *r*-strategie wordt genoemd, in staat om snel een nieuw (of nieuw gevormd) habitat te koloniseren en de daar beschikbare hulpbronnen te exploiteren. Populaties van *r*-strategen worden gekenmerkt door een nagenoeg exponentiële groei welke bereikt wordt door al vroeg in de levenscyclus te investeren in grote aantallen van relatief kleine nakomelingen. Zogenaamde *K*-strategen zijn soorten die overleven in stabiele, meer voorspelbare habitats, waar vaak sterke concurrentie optreedt om de beperkt aanwezige natuurlijke hulpbronnen. De voortplanting verloopt anders bij *K*-strategen omdat hier niet wordt geïnvesteerd in een groot aantal kleine maar in een kleiner aantal grote nakomelingen, die vervolgens beter toegerust zijn voor de concurrentiestrijd om de beschikbare hulpbronnen.

Bron: Paulissen & Verdonchot, 2007

De maximale levensduur bedraagt vier jaar (Huner, 2002), waarbij volwassen exemplaren tot een lengte van 5,5 tot 12 cm kunnen groeien. Hierbij wordt de lengte gemeten van de punt van het rostrum tot het einde van het telson; zie Figuur 5). De gemiddelde grootte van adulten bedraagt 8,5 tot 9 cm (Barbaresi & Gherardi, 2000),

terwijl een gemiddeld gewicht rond 30 g wordt gerapporteerd (Frutiger et al., 1999). Tevens wordt de grootte van de dieren sterk beïnvloed door zowel de kwaliteit van hun leefomgeving als de aanwezige dichtheid van soortgenoten (Frutiger et al., 1999). Dichtheidafhankelijke effecten, die onafhankelijk zijn van voedselbeschikbaarheid, zoals competitie voor beschutting of ruimte om te graven hebben een negatieve invloed op de groei en daarmee de lichaamsgrootte van de dieren (Alcorlo et al., 2008).



Figuur 5: Basale anatomie van een kreeft.

P. clarkii is voornamelijk 's nachts actief (Gherardi & Barbaresi, 2000) en in zuidelijke streken is *P. clarkii* vooral actief gedurende de winter- en voorjaarsmaanden terwijl tijdens de warme zomermaanden minder activiteit waargenomen wordt (Anastacio & Marques, 1998). In noordelijkere streken is dit patroon omgekeerd, hier is het dier inactief gedurende de koude wintermaanden (Gherardi & Barbaresi, 2000). Deze verschillen in activiteit zijn (water)temperatuur en waterpeil gestuurd. In Zuid-Europa vallen veel wateren 's zomers droog terwijl in Noord-Europa wateren permanent aanwezig zijn, maar de temperatuur zover daalt dat de kreeften niet meer actief zijn.

2.2.2 Dichtheden en verspreiding

De dichtheid waarin *P. clarkii* voorkomt is sterk afhankelijk van de heersende milieucondities. Gerapporteerde dichtheden lopen uiteen van 1 individu/m² in het Chozas meer, Spanje¹ (Rodriguez et al., 2003), 2,9 individuen/m² in sommige wateren in centraal Nederland (Vletter, 2008), 4,2 – 4,6 individuen/m² in centraal Meseta (Spanje), 8,2 individuen/m² in een kanaal in Bologna (Quaglio et al., 2000),

¹ Betreft waarschijnlijk een onderschatting, daar er regelmatig gestroopt werd ten tijden van de bemonsteringen

tot meer dan 500 individuen/m² (juvenielen en adulten) in drijvende velden van waterhyacinten in Lake Naivasha, Kenia (Harper et al., 2002).

Naast de verspreiding door de mens kan *P. clarkii* zelf ook voor verspreiding zorgen (Gherardi et al., 2000a, b; Barbaresi et al., 2004). *P. clarkii* kent twee verschillende periodes in zijn activiteitenpatroon, namelijk 1) een zwervende fase, niet gebonden aan een bepaald deel van de dag die gekarakteriseerd wordt door korte pieken van snelle voortbeweging en 2) een langere stationaire fase, waarbij de kreeften overdag schuilen in holen en 's nachts naar buiten komen om te foerageren. Dat de kreeften tijdens de zwervende fase grote afstanden kunnen afleggen, wordt geïllustreerd door het feit dat enkele paarlustige mannetjes in vier dagen tijd 17 km aflegden (Barbaresi & Gherardi, 2000). Echter, dit is uitzonderlijk en de gemiddelde afgelegde afstand in wateren in Italië en Portugal was 44 m. Terwijl de verspreidingsnelheid uiteenliep van 1 tot 11 m per dag (Gherardi et al., 2000a; Gherardi et al., 2002). In een ander experiment werd een jaar lang door middel van de merk-en-terugvangst methode de bewegingsnelheid van *P. clarkii* in een irrigatiesloot in Centraal-Italië gevolgd. Hieruit bleek deze op 0,6 tot 1,5 m/dag te liggen (Gherardi et al., 2000b). In rijst velden in het zuiden van Spanje was deze snelheid weer vele malen groter, namelijk 4 km/dag (Gherardi & Barbaresi, 2000).

Bewegingsnelheid lijkt significant ($p < 0,01$) gerelateerd te zijn aan de lichaamsgrootte van de kreeften en niet aan hun sexe, tijd van de dag of abiotische parameters van de leefomgeving (zoals temperatuur). De enige uitzondering hierop is waterpeil omdat bij het dreigende droogvallen van wateren de kreeften massaal in beweging komen. Als gevolg hiervan werd er een grote variatie in bewegingsnelheid tussen individuen aangetroffen (Gherardi et al., 2002).

Naast verspreiding door het water kan *P. clarkii* zich ook goed over land verplaatsen en zo fysieke barrières in het water omzeilen en/of geïsoleerde wateren bereiken (Kerby et al., 2005; Cruz & Rebelo, 2007).

2.2.3 Habitatkenmerken en milieueisen

P. clarkii bezet een breed scala aan watertypen, zoals permanente meren, rivieren en beken, maar ook tijdelijk droogvallende wateren en natte weidegronden. Dit is mogelijk omdat *P. clarkii* wel tot vier maanden van droogte kan overleven wanneer het dier ingegraven zit (Ackefors, 1999). De kreeft gedijt goed in warme, ondiepe wetland systemen die vooral voorkomen in Zuid en Centraal Europa (Gherardi & Barbaresi, 2000; Alcorlo et al., 2008). Desalniettemin, komt de soort ook voor in koudere, noordelijke gebieden (Gherardi et al., 1999a; Soes & Van Eckelen, 2006). Alhoewel de hoogste dichtheden vaak gevonden worden in (irrigatie) kanalen en rijstvelden (Oliveira & Fabiao, 1998; Alcorlo et al., 2008) worden de meest optimale voortplantingsomstandigheden vaak gevonden in rivierarmen. De aanwezigheid van permanent water, goede milieucondities, en veelal lagere kreeftdichtheden resulteert in grotere vrouwtjes die meer en grotere eieren maken en zo een hoger reproductie succes hebben (Alcorlo et al., 2008).

P. clarkii wordt gevonden op allerlei substraten. Terwijl enerzijds beweerd wordt dat de soort siltachtig substraat nodig heeft om holen te graven (wat alleen zou kunnen als de silt/grof substraat ratio hoger dan 0,1 of 0,2 ligt (Correia & Ferreira, 1995)) wordt elders deze relatie niet gevonden en lijkt het er meer op dat het graven van tunnels en holen belangrijk is om droge periodes te overleven (Correia & Ferreira, 1995). Opvallend is wel dat *P. clarkii* zich niet vestigt in bovenlopen van beken en rivieren waar de stroomsnelheid hoog is en het substraat zeer grof (Cruz & Rebelo, 2007).

De optimale temperatuur voor *P. clarkii* ligt rond de 23,4 °C (Espina et al., 1993) en een toename van de temperatuur in het gebied van 5 tot 25 °C resulteert in een toename in beweging (Gherardi & Barbaresi, 2000). Temperatuur, samen met dikte van de modderlaag, waren belangrijk voor het voorkomen van mannetjes in enkele situaties in Nederland (Vletter, 2008). Terwijl voor het voorkomen van vrouwtjes, kleine sloten en waterkleuring (schaduwwerking) belangrijk waren (Vletter, 2008).

Andere habitat karakteristieken schijnen weinig tot geen impact te hebben op het succesvol koloniseren van wateren door *P. clarkii* (Cruz & Rebelo, 2007). Deze soort tolereert lage zuurstofconcentraties van minder dan 3 mg/L (Barbaresi & Gherardi, 2000), kan pH waardes lager dan 5,5 en hoger dan 8,5 verdragen, hardheidwaardes lager dan 5 mg/L (betreft de som van calcium en magnesium ionen) en kan een saliniteit rond 10 mg/L weerstaan (Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Huner, 2002).

2.2.4 Graafgedrag

Procambarus clarkii is een tertiaire graver, wat wil zeggen dat hij voornamelijk graaft gedurende de reproductieve periode en om uitdroging te voorkomen (Hobbs III et al., 1989). In de reproductieve periode hangt het succes af van het feit of het vrouwtje de eieren vochtig kan houden (Correia & Ferreira, 1995). De meeste tunnels zijn simpel van structuur en zelden meer dan 1,5 m diep (Huner, 2002), maar ook tunnels van 4,2 m worden gevonden (Correia & Ferreira, 1995). Bij hoge populatiedichtheden worden ook door meerdere kreeften bezette tunnels waargenomen (Huner, 2002). Deze bezetting kan variëren van 1,6 tot 50 kreeften per tunnelcomplex (Gherardi et al., 2002). Het aantal tunnels kan sterk bepaald worden door substraattipe. In een studie in het gebied rond Florence, Italië werden eenmaal gegraven en verlaten tunnels niet opnieuw bewoond en stortte vaak in. Andere kreeften groeven nieuwe tunnels en daarmee werd de graafintensiteit in dit gebied verhoogd (Barbaresi et al., 2004).

De gemiddelde tunneldichtheid kan 0,013 tunnel/m² tot 6,28 tunnel/m² bereiken, waarbij de laatste dichtheid in een rijstveld geobserveerd werd (Correia & Ferreira, 1995). Het graven van tunnels was het meest intensief in de periode van mei tot oktober. *P. clarkii* kan zowel tijdelijke en permanente tunnels graven. De kreeften graven vooral tijdelijke tunnels als het water plotseling verdwijnt. Permanente tunnels bevinden zich meestal op de waterlijn en bestaan gedurende meerdere jaren. De bezetting van de permanente tunnels wisselt echter met de seizoenen. In Portugal

bleek dat onvolwassen en juveniele dieren vooral in de late herfst, winter en vroege voorjaar de tunnels bewoonde, terwijl in het late voorjaar, zomer en vroege herfst de volwassen kreeften aanwezig waren (Correia & Ferreira, 1995).

Het graafgedrag van de kreeften kan oevers ernstig bedreigen en met name de dijkes in rijstvelden worden vaak ondergraven, waardoor water wegstroomt. Dit indirecte effect van de aanwezigheid van *P. clarkii* berokkent grote schade aan enkele (locale) Zuid-Europese economieën (Barbaresi & Gherardi, 2000).

2.2.5 Reproductie en groeicyclus

De levenscyclus van *P. clarkii* is afhankelijk van milieucondities als de duur van de aanwezigheid van water, voedselbeschikbaarheid en populatiedichtheid. *P. clarkii* bereikt zijn volwassen stadium bij een leeftijd van drie tot vijf maanden (Barbaresi & Gherardi, 2000). Echter in sommige populaties is ook waargenomen dat zowel mannetjes als vrouwtjes pas na een jaar na geboorte seksueel volwassen zijn (Guerra & Nino, 1995).

In Spanje lijkt de reproductieve fase van *P. clarkii* niet langer te zijn dan 2 jaar (Guerra & Nino, 1995) waarbij reproductie meerdere keren per jaar kan plaatsvinden met minimaal twee generaties per jaar (in herfst en voorjaar) als de omgevingsomstandigheden gunstig zijn (Huner, 2002; Geiger et al., 2005). Twee voortplantingspieken worden vaak waargenomen in studies naar *P. clarkii* in Spanje en Portugal, met uitzondering van een studie in Donaña Nationaal park (zuidwest Spanje) waar maar één piek werd gevonden (Ilhéu & Bernardo, 1996).

Data van de jaarlijkse cyclus van *P. clarkii* zijn beschikbaar van populaties in Spanje (Guerra & Nino, 1995; Alcorlo et al., 2008), Italië (Barbaresi & Gherardi, 2000) en Portugal (Ilhéu & Bernardo, 1996) waarbij de jaarlijkse cyclus sterk afhankelijk is van de hydrologische toestand van de wateren waarin de dieren leven.

In permanente wateren in het zuiden van Spanje worden het gehele jaar door vrouwtjes met eieren en seksueel actieve mannetjes (Type I) gevonden, met een piek in de zomer (Alcorlo et al., 2008). Het uitkomen van de eieren gebeurt vooral van april tot oktober maar kan in principe elke maand plaatsvinden. De piek ligt echter in de zomer (tussen juli en augustus) (Guerra & Nino, 1995).

In tijdelijk droogvallende wateren in Zuid-Spanje verschijnen de volwassen mannetjes en vrouwtjes in september/oktober als de waterenlichamen zich weer vullen. Het betreft hier dieren die het droge seizoen als volwassen dieren in tunnels hebben doorgebracht. Nieuwe aanwas van jonge dieren wordt in deze wateren voornamelijk gevonden in de herfst of vroege winter (Alcorlo et al., 2008).

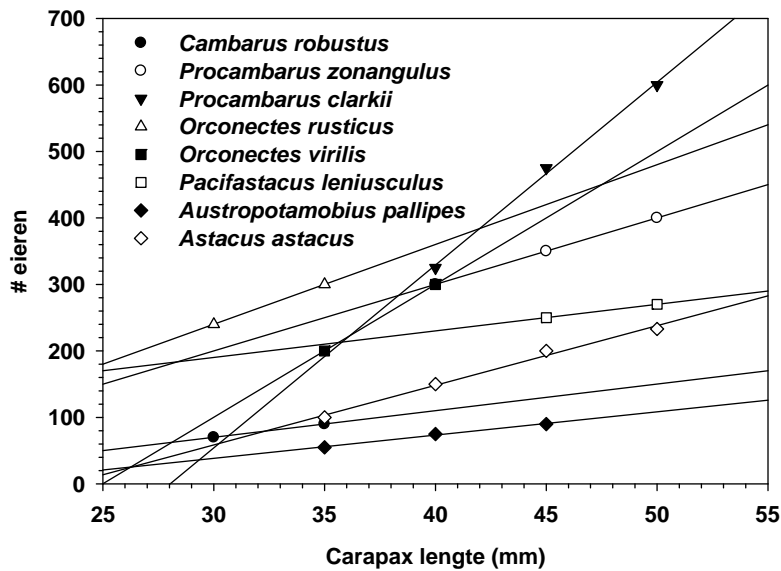
In tegenstelling tot exemplaren in Zuid-Spanje heeft *P. clarkii* in Portugal wel een jaarlijkse cyclus, die vier fases kent (Ilhéu & Bernardo, 1996):

1. Aanwas van jonge exemplaren, die na de herfstregens als juveniele kreeften de bescherming van hun moeder verlaten (oktober – januari)
2. Groei, vooral vanaf maart, en seksueel volwassen worden (tot juni/juli)
3. Paren en tunnel graven als het waterniveau daalt (juni/augustus)
4. Leggen en uitkomen van de eieren in de tunnels (augustus/oktober)

De paring vindt plaats in open water waarbij het vrouwtje het sperma opslaat in een beschermende lichaamsholte. De mannetje verschalen na de paringen in één of twee keer naar de seksueel inactieve vorm (Type II). Anders dan voor sommige andere kreeften is het voor *P. clarkii* niet vereist dat het mannetje groter is dan het vrouwtje om tot een succesvolle paring te komen. De eigenlijke bevruchting van de eieren vindt pas weken tot maanden na de eigenlijke paring plaats (Guerra & Nino, 1995). In Zuid-Europa resulteert dit in een reproductiepiek in de herfst-winter periode omdat vrouwtjes die op verschillende tijdstippen paren, wachten tot de omstandigheden gunstig zijn om hun eieren te bevruchten. Hierdoor wordt de ontwikkeling van de eieren en het uiteindelijk uitkomen van de jongen gesynchroniseerd. Na de paring trekt het vrouwtje zich terug in een schuilplaats (wat vaak, maar niet noodzakelijkerwijs, een tunnel is) en zal deze pas definitief verlaten als haar jongen enkele verschalingen ondergaan hebben. Gedurende deze periode is de activiteit van de vrouwtjes sterk verlaagd (Gherardi, 2002; Huner, 2002).

Als de milieuomstandigheden constant en gunstig zijn, kan *P. clarkii*, in tegenstelling tot de inheemse *Astacus* en *Austropotamobius* soorten, het hele jaar door reproduceren. Dit vergroot hun kolonisatiepotentieel enorm (Gutierrez-Yurrita et al., 1996).

P. clarkii is één van de meest productieve rivierkreeften waarbij meer dan 600 eitjes per vrouwtje kunnen voorkomen (Geiger et al., 2005; Figuur 6). De hoge investeringen in reproductie van zowel mannetjes (spermatofoor-productie) en vrouwtjes (ei-productie) zorgen voor een enorme toename van het reproductie succes (Gherardi, 2002). De potentiële voortplantingscapaciteit van rivierkreeften is vaak lineair gerelateerd aan lichaamsgrootte (Reynolds, 2002; Alcorlo et al., 2008) waardoor grotere dieren meer eieren en dus meer nakomelingen zullen produceren (Figuur 6). Een relatie tussen aantal eieren en gewicht per ei, grootte van het ei (waarbij een zwaarder of groter ei een sterker juveniel zou voortbrengen) is echter niet vastgesteld (Alcorlo et al., 2008).



Figuur 6: Relatie tussen lichaamsgrootte (als lengte van carapax) en aantal eieren per vrouw voor enkele soorten rivierkreeften. Bron: Reynolds, 2002.

Na het uitkomen van de eieren worden de jongen, die erg gevoelig zijn voor predatie, nog enige tijd beschermd door hun moeder. De jongen blijven tot wel acht weken in de tunnel bij hun moeder en ondergaan in deze periode twee vervellingen in een relatief korte periode van twee tot drie weken tijd (Ackefors, 1999).



Figuur 7: Vrouwje *P. clarkii* met eieren aan de pleopoden. Bij de vrouwtjes zijn de pleopoden meestal groter en dichter bezet met haren dan bij mannetjes in verband met het dragen van de eieren en jongen. Foto: Fabrice Ottburg.

De groei van *P. clarkii* is grotendeels afhankelijk van milieuomstandigheden en de uiteindelijke grootte van een volwassen exemplaar hangt af van hydrologische omstandigheden, voedselbeschikbaarheid en populatiedichtheid (Geiger et al., 2005). In een vergelijking tussen populaties van *P. clarkii* in een natuurlijk wetland en een rijstveld in Zuid-Spanje was de grootte bij het bereiken van het volwassen stadium geringer in het rijstveld waar hogere temperaturen, lange droogte periodes en een hoge populatiedichtheid heerste (Alcorlo et al., 2008).

Juveniele exemplaren vertonen een isometrische groei, wat wil zeggen dat alles aan het dier in gelijke verhouding toeneemt. Bij adulten is de groei allometrisch, wat betekent dat de groei van het dier is niet voor alle onderdelen gelijk meer is en onderlinge verhoudingen gaan veranderen (Correia, 1993; Gutierrez-Yurrita et al., 1996; Gherardi et al., 1999b). Allometrische groei wordt voornamelijk veroorzaakt door groei van de chelae (Gherardi et al., 1999b).

Kreeften groeien door middel van verschalen en voor *P. clarkii* zijn de verschalingscycli voor mannen en vrouwen gelijk. In populaties in Zuid-Europa wordt groei (verschaling) waargenomen van februari tot mei, met daarna een afname van de groei in de zomer (Guerra & Nino, 1995; Ilhéu & Bernardo, 1996). Groei is afhankelijk van temperatuur en in een populatie van *P. clarkii* in Portugal werd waargenomen dat de groei stagneerde bij temperaturen onder 10 °C (Correia & Ferreira, 1995). Echter *P. clarkii* kan hiervan afwijken en verschalen bij temperaturen < 10 °C als de reproductieve cyclus hierom vraagt (Guerra & Nino, 1995).

Alhoewel verschalingfrequenties gelijk zijn tussen de seksen verschilt de groeisnelheid wel tussen mannen en vrouwen. In Spaanse populaties laten de mannetjes twee periodes van snelle groei zien aan het einde van de winter en na het paarseizoen (eind september) terwijl de vrouwtjes meer continu groeien met een kleine maar significante toename in september (Guerra & Nino, 1995).

In de meeste studies werd een sex ratio van 1:1 gevonden (Correia, 1995; Guerra & Nino, 1995; Alcorlo et al., 2008). Echter in populaties op sommige plekken in Portugal, Centraal en Zuid Spanje bleek de sex ratio sterk gedomineerd te worden door vrouwtjes (Anastácio & Marques, 1995; Guerra & Nino, 1995). Als verklaring voor deze afwijkende sex ratio wordt gegeven dat hier een hogere mortaliteit onder juveniele exemplaren plaatsvindt. De populatie wordt hier op peil gehouden doordat er een groter aantal reproducerende vrouwen dan mannen aanwezig is waardoor de grote mortaliteit onder de juvenielen door een hogere reproductie gecompenseerd wordt (Anastácio & Marques, 1995).

2.2.6 Dieet

Procambarus clarkii foerageert niet zwemmend in de waterkolom maar, net zoals alle kreeften, voornamelijk lopend op de bodem van zijn habitat. In Lake Naivasha (Kenia) waargenomen dat *P. clarkii* zich in (drijvende) vegetatie ophoudt en daar ook foerageert (Foster & Harper, 2006).

Voedselvoorkeur en uit welk trofisch niveau (bijvoorbeeld: algen, primaire consumenten zoals macrofauna of secundaire consumenten als vis) het voedsel verkregen wordt, wordt onderzocht door middel van verschillende technieken. Hiervoor worden voedselvoorkeur experimenten, analyses van het spijsverteringskanaal en stabiele isotopen onderzoek gebruikt. Uit dergelijke studies blijkt dat *P. clarkii* een omnivoor is die zeer veel verschillende typen voedsel tot zich neemt, zoals detritus, invertebraten en planten. Geen van deze studies laat een duidelijk verschil in dieet tussen mannetjes en vrouwtjes zien (Feminella & Resh, 1989; Ilhéu & Bernardo, 1993; Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Correia, 2002, 2003; Alcorlo et al., 2004). Wel lijken juveniele *P. clarkii* meer dierlijk voedsel te eten, terwijl adulten zich meer als herbivoor gedragen (Ilhéu & Bernardo, 1993; Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Correia, 2003).

Voedselvoorkeur is ook afhankelijk van de beschikbaarheid van verschillende typen voedsel. In voorkeursexperimenten verkoos *P. clarkii* dierlijk voedsel boven detritus of planten. Echter, de hoge energetische kosten van actieve predatie verklaren waarschijnlijk waarom in het veld *P. clarkii* zich voornamelijk als detritivoor of herbivoor gedraagt (Ilhéu & Bernardo, 1993), waarbij detritus wordt verkozen boven plantaardig materiaal (Ilhéu & Bernardo, 1995; Correia, 2002). Als het voedselaanbod gelimiteerd raakt, zullen de kreeften hun mogelijke voorkeuren laten varen en opportunistisch al het plantaardig en/of dierlijk voedsel consumeren (Gutierrez-Yurrita et al., 1998).

In veldstudies werd consequent plantaardig materiaal, detritus en sediment in het spijsverteringskanaal aangetroffen (Correia, 2003; Alcorlo et al., 2004; Perez-Bote, 2005; Rudnick & Resh, 2005), terwijl de aanwezigheid van invertebraten in het spijsverteringskanaal overeenkwam met hun beschikbaarheid in het seizoen (Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Alcorlo et al., 2004; Rudnick & Resh, 2005). Wellicht dat het aandeel detritus en plantmateriaal in het dieet van *P. clarkii* overschat wordt omdat dit materiaal langzamer verteerd dan dierlijk materiaal (en dus makkelijker teruggevonden wordt).

In Zuid-Europa is waargenomen dat in de lente het dieet van *P. clarkii* verschuift van plantaardig materiaal naar meer dierlijk materiaal (Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Alcorlo et al., 2004). Deze verschuiving valt samen met het vervellen, start van het paarseizoen en toenemende activiteit van de kreeften als gevolg van een langere periode van daglicht, hogere temperaturen (Gherardi, 2002) en de toenemende beschikbaarheid van prooidieren. In populaties *P. clarkii* in een rijstveld in Portugal werd deze verschuiving niet waargenomen wat het gevolg kan zijn van een eenzijdiger voedselaanbod in dergelijke habitats (Correia, 2002).

Dierlijk voedsel bestaat uit een breed scala aan macro-invertebraten waarin slakken en met name insecten het grootste deel van uitmaken. Insecten die veel gegeten worden zijn voornamelijk libellenlarven (Odonata), haften (Ephemeroptera) en in mindere mate vedermuggen (Chironomiden) (Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Alcorlo et al., 2004). Sommige studies tonen aan dat slakken minder gegeten worden als andere prooien aanwezig zijn. Alhoewel *P. clarkii* efficiënt op slakken (Gastropoda)

kan prederen zou dit kunnen betekenen dat dit een secundaire voedselkeuze is (Gutierrez-Yurrita et al., 1998). Overige bronnen van dierlijk voedsel zijn delen van andere kreeften (Perez-Bote, 2005), visbroed en volledige vis (Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Perez-Bote, 2005) en eieren en larven van amfibieën (Cruz & Rebelo, 2005).

De breedte van het dieet en het gemak waarmee *P. clarkii* in verschillende trofische niveaus kan foerageren maken het mogelijk voor deze soort om zich heel makkelijk te vestigen in nieuwe gebieden als de overige milieucondities dit toelaten (Correia, 2002).

2.3 Impact

2.3.1 Aquatische vegetatie

In het algemeen geldt dat de impact van rivierkreeften op aquatische vegetatie (macrofyten) afhangt van drie factoren (Geiger et al., 2005):

1. het type macrofyten (verschillen tussen soorten planten, initiële biomassa, groeivorm, eetbaarheid)
2. de soort rivierkreeft (verschillen tussen soorten, sexe, individuele grootte van de kreeften, activiteit)
3. de beschikbaarheid van alternatieve voedselbronnen

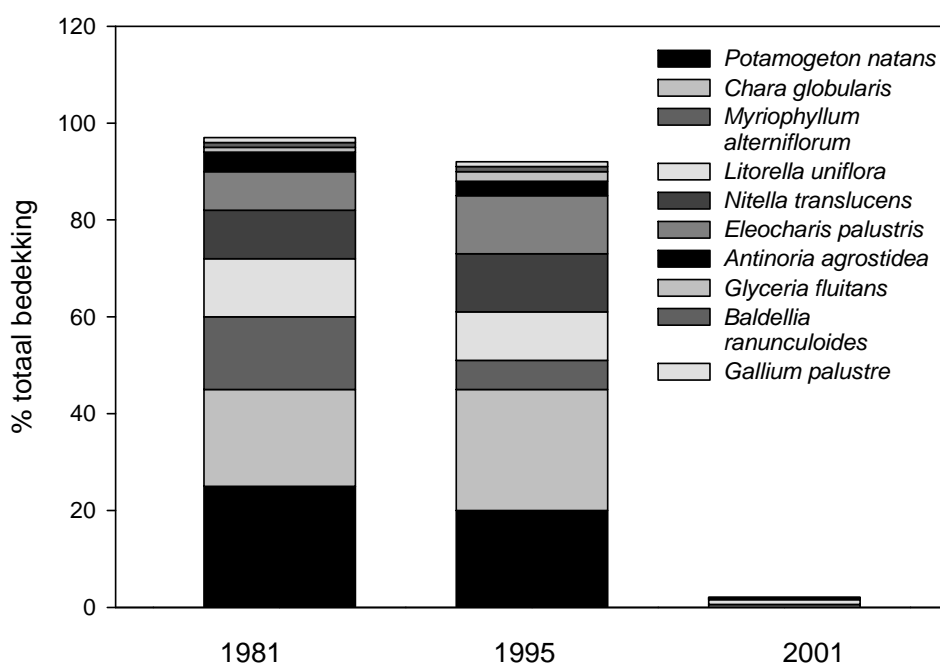
In het overgrote deel van de studies wordt een negatieve invloed van *P. clarkii* op aquatische vegetatie waargenomen (Feminella & Resh, 1989; Gutierrez-Yurrita et al., 1998; Anastácio et al., 2000; Harper et al., 2002; Rodriguez et al., 2003; Alcorlo et al., 2004; Geiger et al., 2005; Rodriguez et al., 2005; Rudnick & Resh, 2005; Matsuzaki et al., 2009).

Deze negatieve impact kan het resultaat zijn van het actief foerageren op de planten, ander gedrag of bioturbatie. *P. clarkii* verwijderd op deze manier waterplanten uit grote gebieden en verandert zo ecosysteemkarakteristieken als habitat heterogeniteit (Feminella & Resh, 1989) en de samenstelling van de macro-invertebraten-gemeenschap, omdat de aan macrofyten gebonden soorten verdwijnen (Nyström et al., 1996; Perry et al., 1997). Een groot percentage van het verlies van planten veroorzaakt door *P. clarkii*, en ook andere soorten rivierkreeften, wordt veroorzaakt door niet-consumptief knipgedrag (Ilhéu & bernardo, 1995; Rodriguez et al., 2003). Het foerageren op organisch bodemmateriaal door *P. clarkii* beïnvloedt de waterplanten negatief, doordat door de zo veroorzaakte bioturbatie sedimentdeeltjes weer in de waterkolom komen en extra nutriënten vrijmaken in het water. Hierdoor kan algengroei toenemen. Dit alles resulteert in minder licht, en dus slechtere omstandigheden voor de groei van waterplanten (Angler et al., 2001).

Een dergelijke achteruitgang van waterplanten als het gevolg van rivierkreeft-activiteit wordt door verschillende auteurs in het veld waargenomen. Zo lieten in een zoetwatermoeras in Californië jaarlijkse inspectierondes een achteruitgang van veel soorten waterplanten zien, terwijl de dichtheid van *P. clarkii* verdubbelde in de

onderzoekperiode (Feminella & Resh, 1989). In een klein meer in Spanje (Lake Chozas) verdwenen zeven soorten macrofyten na de introductie van *P. clarkii* in 1997 (zie Figuur 8; Rodriguez et al., 2005). In Doñana National Park (Zuidwesten van Spanje) werd een algehele achteruitgang van waterplanten waargenomen, speciaal in de gebied waar *P. clarkii* erg veel voor kwam (Gutierrez-Yurrita et al., 1998), al vermelden de auteurs hierbij wel dat het waarschijnlijk gaat om een combinatie van graas door kreeften en herbivore zoogdieren die ook in het moeras foerageren. Andere auteurs brengen *P. clarkii* in verband met het lokale uitsterven van drie soorten macrofyten (*Myriophyllum alterniflorum*, *Utricularia australis* en *Ceratophyllum demersum*) in aquatische systemen in ditzelfde Doñana National Park (Alcorlo et al., 2004).

Een speculatieve studie naar de mogelijke impact van exotische rivierkreeften op de Nederlandse Kader Richtlijn Water gaf eveneens aan dat de aanwezigheid van kreeften de grootste impact lijkt te hebben op de deelmaatlat macrofyten (Van der Meulen et al., 2009). Er dient hierbij wel opgemerkt te worden dat deze studie niet van data uit de regio gebruik kon maken en dus een extrapolatie heeft uitgevoerd met Zuid-Europese resultaten die niet noodzakelijkerwijs representatief hoeven te zijn voor de Noord-Europese regio.



Figuur 8: Dynamiek in bedekkinggraad van macrofyten in Lake Chozas (Spanje) voor en na introductie van *P. clarkii* in 1997. Bron: Rodriguez et al., 2005.

Uit- en insluitingexperimenten in het veld (o.a. gebruik makend van enclosures en exclosures) zijn gebruikt om het effect van graasdruk en foerageergedrag van kreeften op macrofyten te onderzoeken. Bijna alle enclosure experimenten laten een afname van macrofyt biomassa zien ten opzichte van de start van het experiment (60% reductie in plant biomassa in Lake Cabanas; Rodriguez et al., 2003, een sterke relatie tussen kreeftdichtheid en de afname van fonteinkruid; Feminella & Resh,

1989, 100% afname van rijstplanten; Anastácio et al., 2000). Echter in één experimentele enclosure studie met *P. clarkii* werd geen significante afname van macrofyten waargenomen. Hier werd een 50% afname in organisch materiaal en algen waargenomen (Rudnick & Resh, 2005).

Wanneer kreeften werden uitgesloten was het herstellend vermogen van waterplanten in het zo geïsoleerde gebied groot (70% herstel werd waargenomen; Rodriguez et al., 2003).

De impact van kreeften op submerse (ondergedoken) waterplanten is groter dan op emergente (uit het water komende) waterplanten wat veroorzaakt wordt door verschillen in structuur en chemische samenstelling tussen deze groepen (Lodge & Lorman, 1987; Chambers et al., 1990; Lodge et al., 1994; Cronin et al., 2002). Waterplanten die bij voorkeur gegeten worden zijn: Kranswieren (Characeae; Rodriguez et al., 2003), fonteinkruiden (*Potamogeton* spp; Rodriguez et al., 2003; Gherardi & Acquistapace, 2007) en watergentiaan (*Nymphoides peltata*; Gherardi & Acquistapace, 2007). In een studie werd blaasjeskruid (*Utricularia australis*) gemeden door *P. clarkii*, zelfs wanneer andere voedselbronnen uitgeput waren (Gherardi & Acquistapace, 2007), terwijl in een andere studie lokale extinctie voor deze soort beschreven werd (Alcorlo et al., 2004).

Het verdwijnen van waterplanten kan zeer negatieve gevolgen hebben voor andere aquatische soorten die van deze structuren afhankelijk zijn. Met name invertebraten (verlies van habitat en schuilmogelijkheid), vissen (verlies van schuilmogelijkheid en paaiplaatsen) en vogels (zie sectie 2.3.2).

2.3.2 Aquatische fauna

Procambarus clarkii kan een directe impact hebben op aquatische fauna door predatie of competitie, maar ook een indirecte impact door het doen afnemen van waterplanten of een afnemende waterkwaliteit veroorzaakt door bioturbatie. Het foerageergedrag van *P. clarkii* op weekdieren, insecten, amfibieën, vis en macrofyten kan grote veranderingen in het voedselweb tot gevolg hebben en zelf tot het uitsterven van bepaalde soorten leiden (Barbaresi & Gherardi, 2000). Sommige dieren profiteren ook van de aanwezigheid van *P. clarkii* omdat de kreeft op hun menu staat, zoals het geval is bij otters (Ruiz-Olmo et al., 2002), (roof)vis (Frutiger et al., 1999) en vogels (Rodriguez et al., 2005; Poulin et al., 2007).

In het Chozas meer in het Noordwesten van Spanje heeft de introductie van *P. clarkii* geleid tot een enorm verlies in macro-invertebraten (71% van de soorten), amfibieën (83% van de soorten) en vogels (75% van de soorten, zowel overwinterend en broedend), wat direct gerelateerd was aan het verlies van waterplanten (Rodriguez et al., 2005).

2.3.2.1 Invertebraten

De impact van *P. clarkii* op macro-evertebraten is sterk soortspecifiek en veelal negatief doordat *P. clarkii* direct op de macro-evertebraten predeert of de waterplanten die ze nodig hebben doet verdwijnen. Bemonsteringen in het Chozas meer lieten zien dat de invertebratensoortenrijkdom maar 26% bedroeg van de 'normale' populaties van meren die niet door exotische rivierkreeften waren geïnfilteerd. Hierbij waren alle wantsen (Heteroptera), kokerjuffers (Trichoptera), slakken (Gastropoda) en mijten (Acari) verdwenen (Rodriguez et al., 2005). De totale macro-evertebraten biomassa in Lake Chozas bedroeg maar 2% van de macro-evertebraten biomassa van vergelijkbare meren zonder *P. clarkii*, waarbij 70% van deze biomassa van libellenlarven (Odonata) afkomstig was (Rodriguez et al., 2005). In enclosure-experimenten werden tevens een afname van haften (Ephemeroptera) en slakken (Gastropoda) waargenomen, maar niet van wormen (Oligochaeta) (Rudnick & Resh, 2005; Matsuzaki et al., 2009).

2.3.2.2 Vissen

Rivierkreeften kunnen de visfauna negatief beïnvloeden door directe predatie op vissen en visseneieren (Correia, 2002, 2003) en door competitie voor schuilplaatsen. Ook kunnen rivierkreeften vissen indirect beïnvloeden door het doen afnemen van waterplanten en zo schuilmogelijkheden en paaiplaatsen, maar ook via concurrentie voor voedsel. Ook deze invloed is weer vissoort afhankelijk want er werd geen negatieve invloed van *P. clarkii* waargenomen op broed en juveniele exemplaren van karper, graskarper, zilverkarper en tilapia in kweekvijvers in China (Xinya, 1995).

Indien *P. clarkii* op het menu staat van grotere (roof)vissen kan de aanwezigheid van deze soort ook een positief effect hebben op vis. In de Guadalquivir rivier (Spanje) is dit bijvoorbeeld het geval voor zowel paling, snoek als baars (Geiger et al., 2005). Ook in Lake Naivasha, Kenia staat *P. clarkii* hoog op het menu van de zwarte baars (*Micropterus salmoides*) als deze groter zijn dan 260 mm (Harper et al., 2002).

2.3.2.3 Amfibieën

Door predatie op juveniele exemplaren of eieren heeft *P. clarkii* een negatieve impact op amfibieënpopulaties, wat ertoe geleid heeft dat verschillende lokale populaties van amfibieën uitgestorven zijn. Zo zijn in Lake Chozas door directe predatie op dikkopjes alle amfibieën verdwenen (Barbaresi & Gherardi, 2000) en zijn er nog maar enkele kleine populaties van de ribbensalamander (*Pleurodeles waltl*) over (Rodriguez et al., 2005). In Zuidwest Portugal is de aanwezigheid van *P. clarkii* een negatieve indicator voor het reproductiesucces van salamanders en kikvorsachtigen. Dit zorgt voor een verdere isolatie van populaties van amfibieën waardoor het lokale uitsterven versneld wordt en de amfibieëngemeenschappen op het Iberische schiereiland permanent veranderd worden (Cruz et al., 2006). Zo zijn in rivieren en beken in Californië (USA) complete amfibieënpopulaties vervangen door populaties van invasieve rivierkreeften (Kerby et al., 2005).

De kwetsbaarheid van amfibieën(larven) voor de aanwezigheid van *P. clarkii* wordt door verschillende factoren veroorzaakt. Parende salamanders verbreken de paring als een kreeft nadert waardoor het aantal succesvolle paringen afneemt (Kerby et al., 2005). Ook kunnen kreeften het gelatineuze eikapsel openbreken om zo op de embryo's te prederen. Verder is overleving van juveniele amfibieën erg laag in aanwezigheid van *P. clarkii* (met uitzondering van dikkopjes van gewone padden (*Bufo bufo*) omdat *P. clarkii* niet gevoelig blijkt te zijn voor het tetrodotoxine dat salamanders bezitten en omdat juveniele salamanders de chemische signalen die *P. clarkii* uitzend niet als die van een predator herkennen en dus niet vluchten (Gamradt & Kats, 1996; Barbaresi & Gherardi, 2000; Cruz & Rebelo, 2005).

2.3.2.4 Vogels

Negatieve effecten van *P. clarkii* op vogels worden indirect veroorzaakt doordat de kreeften de voor herbivore vogels belangrijke waterplanten negatief beïnvloedden. In Lake Chozas verdween 32% van de eerder aanwezige vogelsoorten terwijl 50% in lagere aantallen aanwezig bleef. Echter sommige soorten die *P. clarkii* op het menu hadden staan namen ook in aantal toe, zoals de blauwe reiger (*Ardea cinerea*), koereiger (*bubulcus ibis*), ooievaar (*Ciconia ciconia*) en overwinterende aalscholvers (*Phalacrocorax carbo*) (Rodriguez et al., 2005).

In de Camargue regio in Frankrijk is *P. clarkii* één van de belangrijkste prooidieren van de roerdomp (*Botaurus stellaris*) en in tegenstelling tot andere populaties van deze vogels in Frankrijk, neemt deze populatie juist in aantal toe (Poulin et al., 2007).

2.3.2.5 Zoogdieren

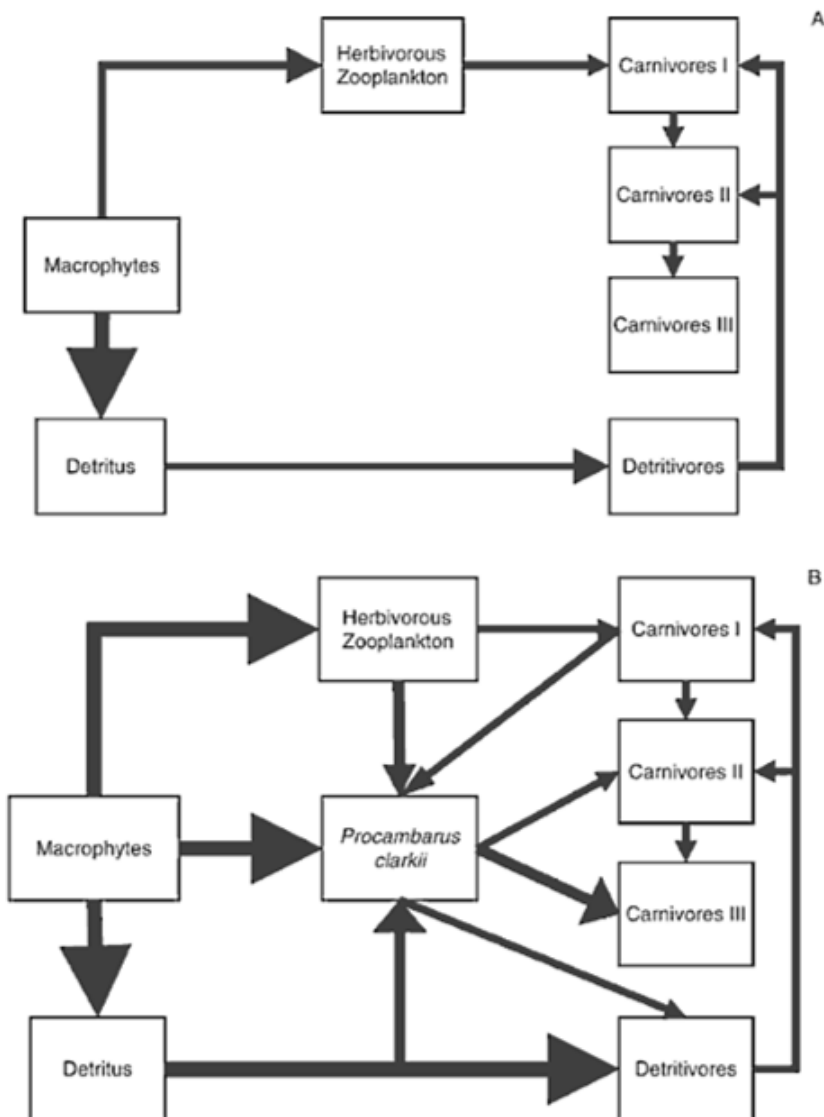
Effecten van *P. clarkii* op zoogdieren zijn overwegend neutraal of positief als het dier de kreeft op het menu heeft staan (Ruiz-Olmo et al., 2002; Geiger et al., 2005).

2.3.3 Overige effecten

2.3.3.1 Algemeen

Invasies van *P. clarkii* hebben zowel een impact op de structuur (o.a. fysieke morfologie, niche-bezetting) als de biologie van bestaande levensgemeenschappen en het functioneren van zoete wateren. Wat betreft de structuur beschadigt *P. clarkii* door zijn graafgedrag agrarische gebieden (Correia & Ferreira, 1995; Huner, 2002). Als indirect effect verhogen ze de troebelheid van het water waardoor minder licht kan doordringen en plantengroei bemoeilijkt wordt (Barbaresi & Gherardi, 2000) en reduceren ze andere grazers van perifyton zoals slakken, waardoor nog bestaande planten overgroeid kunnen raken (Alcorlo et al., 2004).

In sommige gebieden, zoals het Guadalquivir bassin, heeft *P. clarkii* een nieuwe trofische route toegevoegd omdat het voorheen niet gebruikte detritus nu wel benut wordt, waardoor er nu 'energie' uit deze voorraad via *P. clarkii* naar primaire en secundaire predatoren gaat (zie Figuur 9; Geiger et al., 2005).



Figuur 9: Energiestromen in een moerasstelsel voor (A) en na (B) de introductie van *P. clarkii* (Bron: Gberardi, 2007, aangepast naar Geiger et al., 2005).

2.3.3.2 Effecten op waterkwaliteit

De waterkwaliteit wordt door *P. clarkii* op twee manieren beïnvloed. Enerzijds door de resuspensie van sediment en anderzijds door het vrijmaken van nutriënten uit het sediment richting de waterkolom door middel bioturbatie (als gevolg van lopen, graven en foerageren; Angler et al., 2001; Rodriguez et al., 2003). De zo vrijgekomen nutriënten kunnen dan weer tot een massale algenbloei leiden (Angler et al., 2001).

In Lake Chozas zorgde het verdwijnen van waterplanten ervoor dat het meer omsloeg van een heldere naar een troebele toestand. Graas en bioturbatie door *P. clarkii* zorgde voor een afname van de plantenbedekking waardoor de wind een sterkere golfslag kon bewerkstelligen. Dit zorgde weer voor nog meer resuspensie

van het sediment waardoor er een vicieuze cirkel ontstond waarbij planten definitief verdwenen en het meer van toestand veranderde (Rodriguez et al., 2005). Ook in Japan is aangetoond dat *P. clarkii* nutriënten uit de bodem vrijmaakt en dat de mate waarin dit gebeurt in gelijke verhouding staat met de aanwezige kreeftenbiomassa (Matsuzaki et al., 2009).

2.3.3.3 Economische effecten

De aanwezigheid van *P. clarkii* kan ook negatieve economische effecten tot gevolg hebben doordat de dieren gewassen vernielen (direct) of door hun graafwerkzaamheden (indirect) gewassen beschadigen.

Procambarus clarkii graast met name op pas ontkiemde rijstplanten of nieuw gevormde bladeren. De zaden worden veel minder aangetast (Anastacio et al., 2005a).

Er worden verschillende meldingen gemaakt van schade aan dijken, irrigatiekanalen en stuwen door het graafgedrag van *P. clarkii* (Correia & Ferreira, 1995; Huner, 2002). Met name in Zuid Europa heeft het leeglopen van rijstvelden tot gevolg wat in lokaal tot aanzienlijke economische schade kan leiden (Barbaresi & Gherardi, 2000).

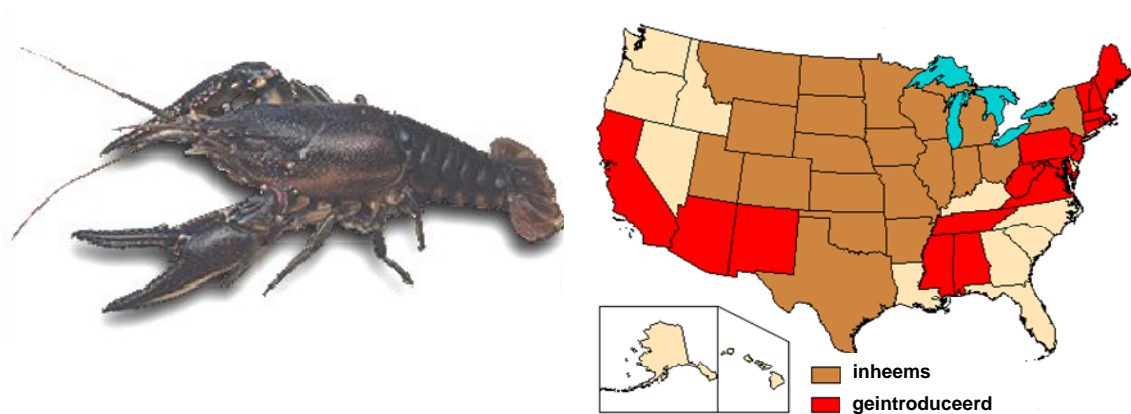


Volwassen *Procambarus clarkii* (Rode Amerikaans rivierkreeft). Foto: Fabrice Ottburg.

3 De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*)

3.1 Verspreiding

De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) heeft van oorsprong een groot verspreidingsgebied in Noord-Amerika, waar hij voorkomt van Alberta tot Quebec in Canada en van Montana en Utah tot Arkansas, Noordelijk tot de 'Great Lakes' en oostelijk tot New York (Figuur 10). Waarbij de waarnemingen in Alberta (Canada) de meest noordelijkste voor alle Noord-Amerikaanse kreeften zijn (Hamr, 2002).



Figuur 10: De geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) en zijn verspreiding in de USA. Bron: United States Geological Survey, 2009.

O. virilis is succesvol in veel US staten en ook in Mexico geïntroduceerd (Figuur 10) terwijl introducties in Zweden (rond 1960) en Frankrijk (al in 1897) niet succesvol waren (Arrignon et al., 1999; Skurdal et al., 1999; Souty-Grosset et al., 2006). De enige succesvolle introductie tot nu toe leek die in Nederland geweest te zijn, waar de dieren waarschijnlijk afkomstig waren uit de aquariumhandel (Ahern et al., 2008). Onlangs is de soort echter ook aangetroffen in het stroomgebied van de rivier Lee, wat Groot-Brittannië nu wellicht het tweede land in Europa maakt met een zich reproducerende populatie van *O. virilis* (Ahern et al., 2008). Onderzoek naar de mogelijke verwantschap tussen deze twee Europese populaties heeft aangetoond dat de Nederlandse en Britse populatie niet uit dezelfde Amerikaanse bronpopulatie lijken te komen en dus onafhankelijk van elkaar Europa bereikt hebben (Filipová et al., 2009).



Figuur 11: Een bekende locatie in Nederland waar *O. virilis* voorkomt is Kamerik e.o. De foto's geven drie bekende locaties weer. Links: de sloten bij de 'Boer Bert' in Kamerik. Midden: de Kamerikse wetering ter hoogte van Oud Kamerik. Rechts: de Middenwetering op het land van familie Habben-Jansen.

Alhoewel *O. virilis* een veel voorkomende soort is in zijn natuurlijke verspreidingsgebied, wordt hij lokaal bedreigd door introducties van andere kreeften, zoals *Orconectes rusticus*. Op sommige locaties heeft *O. rusticus* al de plaats ingenomen van *O. virilis* of zelfs van *O. propinquus*, een eerdere invasieve soort (Hill & Lodge, 1999). Ook worden sommige populaties van *O. virilis* in de St. Lawrence rivier (Canada) weggeconcentreerd door *O. limosus* (Hamr, 2002). Of dit inderdaad door interacties tussen beide soorten komt is niet helemaal duidelijk, omdat milieufactoren als lage pH en hoge aluminiumconcentraties in het water wellicht ook een rol spelen (Hamr, 2002). In andere regio's in Canada (bijvoorbeeld New Brunswick) wordt *O. virilis* gezien als invasief en wordt gevreesd dat hij de locale soort *Cambarus bartonii* zal verdringen (McAlpine et al., 2007).

3.2 Biologie

3.2.1 Algemene karakteristieken

Van *O. virilis* worden alleen wilde populaties commercieel geoogst en deze soort wordt niet zo intensief commercieel geëxploiteerd als bijvoorbeeld *P. clarkii* (Hamr, 2002).

O. virilis komt voor in rivieren, beken, meren en vijvers zolang er maar permanent water aanwezig is. Het water moet diep genoeg zijn om de dieren vorstvrij te laten overwinteren en/of te beschermen tegen lage zuurstofgehalten bij stijgende watertemperaturen in de zomer. *O. virilis* zoekt vaak beschutting onder rotsen, hout of dichte vegetatie waar de kreeft schuilt voor roofdieren gedurende de dag. *O. virilis* groeit tot 55-60 mm carapaxlengte in zijn oorspronkelijk gebied, maar grotere exemplaren (tot 79 mm) worden gevonden in Groot-Brittannië (Ahern et al., 2008). De levensduur van *O. virilis* bedraagt 3 – 4 jaar (Hamr, 2002; Dorn & Wojdak, 2004).

Net als bij *P. clarkii* kennen ook *O. virilis* mannetjes twee verschillende vormen, namelijk Type I: Seksueel actieve mannetjes, Type II: seksueel inactieve mannetjes. De seksueel actieve mannetjes hebben hierbij de grootste scharen (Hamr, 2002).

3.2.2 Dichtheden en verspreiding

In het oorspronkelijke verspreidingsgebied worden populatie dichtheden van <0,01 tot 8,75 individuen/m² gevonden (Hamr, 2002). In Nederland is de Wilnis Bovenlanden een biomassa van 20,8 kg/ha gevangen, wat met een gemiddeld gewicht van 54 g per kreeft neerkomt op ongeveer 0.04 individuen/m² (Van Emmerink & De Laak, 2008).

Bij vrouwtjes is waargenomen dat de migratiesnelheid van *O. virilis* afhankelijk is van de grootte van het individu: grotere kreeften bewegen zich sneller voort (Gherardi, 2002). Migratie patronen zijn seizoen en sexe afhankelijk. Zo zijn tijdens het reproductie seizoen vooral vrouwtjes met eieren in de bovenloop van beken gevonden, waarna ze zich na het loslaten van de jongen weer stroomafwaarts bewegen (Gherardi, 2002).

In wateren in de USA is aangetoond dat de vrouwtjes en mannetjes een verschillend migratiepatroon hebben. In het voorjaar en vroege zomer werden in de ondiepste gedeeltes van het onderzochte meer (0-1,5 m) frequenter vrouwtjes met eieren en jongen gevonden terwijl de mannetjes iets dieper voorkwamen (tot 3 m). Migratie van vrouwtjes naar dieper water (<6 m) startte tussen juni en augustus. Juvenile exemplaren bleven tot midden juli in de ondiepe delen en migreerde daarna geleidelijk naar dieper water. Migratie van mannetjes vond pas aan het eind van de herfst plaats (Momot & Gowing, 1972). Waarom deze patronen verschillen is niet geheel duidelijk, maar de migratie van de vrouwtjes vindt plaats na het verschalen van de mannetjes naar de seksueel actieve vorm. Een mogelijke hypothese voor dit migratiegedrag is dat de agressievere mannetjes na de paring de vrouwtjes naar diepere wateren verdrijven. Een andere hypothese is dat de voortplantingsorganen pas bij een temperatuur <10 °C en in het donker volledig functioneel worden zodat de vrouwtjes na de paring en het ontvangen van het spermatofoor naar dieper water migreren om de eieren te vormen (Momot & Gowing, 1972).

Tevens veroorzaken dalingen in de waterspiegel van 5 – 26 cm toenemende activiteit, terwijl stijgingen van 6 – 29 cm het tegenovergestelde effect hadden (Gherardi, 2002)

In Groot-Brittannië wordt de verspreidingsnelheid op meer dan 2 km/jaar geschat (Ahern et al., 2008). Ook is migratie over land voor deze soort waargenomen (Dorn & Wojdak, 2004).

3.2.3 Habitatkenmerken en milieueisen

Orconectes virilis wordt gevonden in rivieren, beken, meren en vijvers. In haar oorspronkelijke verspreidingsgebied komt de soort het meest voor op steenachtige substraten in stromend water, maar kan ook gevonden worden in traag stromend of stilstaand water op modder, silt en zand, in met plantenbegroeide meren met zachte bodems en in diep water (Hamr, 2002). Laboratorium studies hebben een voorkeur voor zacht substraat aangetoond (Hamr, 2002).

Orconectes virilis is in staat om de strenge winteromstandigheden in het noordelijke deel van zijn verspreidingsgebied te overleven door 's winters naar dieper (vorstvrij) water te migreren en niet door een speciale fysiologische aanpassing (Hamr, 2002). Dit betekent dat er altijd een dieper water binnen bereik van de dieren moet zijn willen ze kunnen overleven. Aangezien onvolwassen exemplaren niet altijd migreren vallen in deze leeftijdsgroep 's winters veel slachtoffers (Hamr, 2002).

O. virilis komt voor in wateren met een pH > 5,8. Deze waardes zijn nodig voor een goede hechting van de eieren aan de moeder (Hamr, 2002). Verzuring van het water (daling van de pH) zorgt voor een lager reproductie succes. Door stagnatie van de reproductie kunnen populaties van *O. virilis* al veel eerder verdwijnen lang voordat verzuring daadwerkelijk mortaliteit veroorzaakt (Hamr, 2002). Ook zorgt verzuring voor een minder flexibele carapax waardoor de kreeften makkelijker ten prooi vallen aan predatoren en slachtoffer worden van mechanische stress (bijvoorbeeld heen en weer geslingerd worden door golfslag waardoor eerder verwondingen ontstaan; Hamr, 2002).

De soort komt meestal voor in water met een hoge zuurstofverzadiging (7,5-10 mg/L) en staat erom bekend niet voor te komen in wateren die periodiek droogvallen en/of lage zuurstofconcentraties hebben. *O. virilis* tolereert echter wel hogere concentraties van zware metalen, zoals koper, cadmium en nikkel maar blijkt een goede indicator te zijn voor kwikverontreiniging omdat de soort hier erg gevoelig voor lijkt te zijn (Hamr, 2002; David et al., 1997).

3.2.4 Graafgedrag

In zijn natuurlijke verspreidingsgebied schuilt *O. virilis* in holtes onder stenen. Maar incidenteel bouwt de kreeft een uitgebreid tunnelnetwerk in rivieroeveren (Hamr, 2002). Echter, de bouw van schoorstenen, zoals bekend van *P. clarkii*, is uiterst zeldzaam.

3.2.5 Reproductie en groeicyclus

In het oorspronkelijke verspreidingsgebied is *O. virilis* het meest actief van mei tot september (Hamr, 2002). Reproductie vindt eens per jaar plaats (Dorn & Wojdak, 2004) waarbij de paring van juli tot september plaatsvindt, de eieren gelegd worden van eind mei tot midden juni en de eieren uitkomen in juli. Overigens kan in meer zuidelijke populaties het eieren leggen al in maart starten (Hamr, 2002).

Jonge dieren verschalen vijf keer in hun eerste zomer en 3 – 4 keer in hun tweede. *O. virilis* wordt volwassen bij een carapax lengte van 14-28 mm. Volwassen mannetjes verschalen twee keer per jaar: van type I (seksueel actief) naar type II (seksueel niet actief) in midden juni en weer naar type I begin augustus. Volwassen vrouwtjes verschalen maar eens per jaar in juli nadat ze de jongen hebben losgelaten. De

maximaal gevonden grootte in noordelijke populaties is 55 mm (carapaxlengte), terwijl in zuidelijker populaties deze 60 mm bedraagt (Hamr, 2002).

In het oorspronkelijke verspreidingsgebied van *O. virilis* varieert het aantal eieren per vrouwtje van 20 tot 320. In zuidelijkere populaties kan dit echter oplopen tot 490 eieren/vrouwtje (Hamr, 2002). Verzuring van het water kan de reproductie zeer nadelig beïnvloeden en kan leiden tot het volledig mislukken van de voortplanting (Hamr, 2002).

3.2.6 Dieet

Orconectes virilis is, net als andere kreeften, omnivoor. *O. virilis* vertoont ook niet-consumptief knipgedrag waarbij geen onderscheid gemaakt wordt tussen de verschillende soorten planten (Chambers et al., 1990). Echter, wanneer de kreeft daadwerkelijk graast, lijkt er wel een specifieke voorkeur voor bepaalde plantensoorten te zijn. Deze voorkeuren lijken niet samen te hangen met de interne chemie van de planten, maar meer te berusten op het gemak waarmee de kreeft de plant kan hanteren en de mate waarin de plant beschikbaar is. In enkele experimenten naar de voedselvoorkeur van *O. virilis* werden juist plantensoorten selectief begraasd die weinig nutriënten bevatte maar wel makkelijk te hanteren en te verkrijgen waren, in dit geval kranswier (*Chara* sp.) en puntkroos (*Lemna trisulca*). Nutriëntrijkere soorten met stevigere structuren hadden niet de voorkeur. Om toch aan de benodigde hoeveelheid voedingsstoffen te komen werd het lagere nutriëntgehalte van de geprefereerde planten gecompenseerd door hier grotere hoeveelheden van te consumeren (Chambers et al., 1991).

Ook is aangetoond dat er verschillen zijn tussen het dieet van vrouwtjes en mannetjes (Chambers et al., 1990). Waarbij de impact op macrofyten en macro-invertebraten onder andere afhankelijk bleek te zijn van het geslacht van de kreeft en de beschikbaarheid van voedselitems (Chambers et al., 1990; Hanson et al., 1990). Volgens deze studies zouden ei-dragende vrouwtjes meer dierlijk materiaal tot zich nemen dan de mannen.

In hoeverre er daadwerkelijk een echt verschil is tussen het dieet van de verschillende geslachten is onduidelijk. De vrouwtjes lieten namelijk aan het einde van het experiment de jongen vrij, wat impliceert dat ze ook op het punt stonden om te gaan verschalen (zie sectie 3.2.5). Als voor de aanmaak van het nieuwe pantser specifieke bouwstoffen noodzakelijk zijn, is het te verwachten dat het dieet hierop wordt aangepast. Daar de mannetjes in deze experimenten nog niet in deze fase van hun cyclus waren, kan het waargenomen verschil in dieet veroorzaakt worden door een verschil in timing van de verschaling en niet door het verschil in geslacht. Het dieet van man en vrouw is dat geval dus gelijk, alleen niet synchroon in de tijd.

3.3 Impact

3.3.1 Aquatische vegetatie

Omdat het effect van *O. virilis* op waterplanten varieert per plantensoort, geslacht (mogelijk tijd van het jaar, zie sectie 3.2.6) en activiteit van de kreeften en de beschikbaarheid van alternatieve voedselitems is de daadwerkelijke impact moeilijk in detail te voorspellen (Chambers et al., 1990; Chambers et al., 1991). Dat de kreeften een impact hebben op ondergedoken waterplanten is wel duidelijk waargenomen (Chambers et al., 1990; Chambers et al., 1991). In gescheiden experimenten met vrouwtjes en mannetjes van *O. virilis* bleek dat bij hoge dichtheden van mannetjes hun impact op waterplanten minder werd. Dit werd waarschijnlijk veroorzaakt doordat bij hogere dichtheden, in vergelijking tot lagere dichtheden, de mannetjes meer tijd kwijt waren aan onderlinge agressieve interacties.

3.3.2 Aquatische fauna

3.3.2.1 Invertebraten

Orconectes virilis heeft een indirect positief effect op zooplankton biomassa omdat de kreeften prederen op visieieren en zo de visstand (de predatoren van zooplankton) negatief beïnvloedden (Dorn & Wojdak, 2004). In deze studie werd door de toegenomen zooplankton biomassa en daardoor grotere graas van zooplankton op algen, geen effect gevonden op de algenbiomassa. Kreeftactiviteit deed de negatieve effecten van grotere zooplankton graas klaarblijkelijk teniet. Er ontstonden betere groeiomstandigheden voor de algen (door bioturbatie meer nutriënten voor de algen beschikbaar). Een andere mogelijkheid was dat de algenbiomassa in de waterkolom toenam door opwerveling van anders aan de bodem gebonden benthische algen (Dorn & Wojdak, 2004).

O. virilis heeft een negatief effect op macro-invertebraten, direct door predatie en indirect door het negatief beïnvloeden van waterplanten waar veel macro-invertebraten van afhankelijk zijn (Chambers et al., 1990; Hanson et al., 1990; Dorn & Wojdak, 2004).

In een experimentele opzet in Canada elimineerde *O. virilis* vrouwtjes door predatie de aanwezige populatie van herbivore slakken. Door het wegvallen van de graasdruk van deze slakken konden sommige waterplanten toenemen in biomassa (Chambers et al., 1990).

Laboratorium experimenten tonen aan dat *O. virilis* ook in staat is te prederen op driehoeksmossels (één van de 10 meest beruchte invasieve soorten in de US). De efficiëntie van de predatie hangt echter af van de grootte van kreeft, waarbij kleine exemplaren niet in staat zijn om grote mosselen te consumeren (Perry et al., 1997).

Relatief lage dichtheden van *O. virilis* kunnen al tot grote effecten op het voorkomen van macro-invertebraten leiden, waardoor *O. virilis* niet alleen een sterk sturende rol heeft voor deze groep maar ook voor de visstand die hiervan afhankelijk is (Hanson et al., 1990).

3.3.2.2 Vissen

Orcenectes virilis kan zowel indirect als direct een negatieve of positieve invloed op vis hebben. Direct negatieve effecten worden veroorzaakt als *O. virilis* predeert op vis en/of viseieren, zoals aangetoond is voor zonnebaars waarbij in de aanwezigheid van *O. virilis* de aanwas van jonge vis sterk achteruit liep (Dorn & Mittelbach, 2004; Dorn & Wojdak, 2004). Indirecte negatieve effecten op vissen van *O. virilis* worden veroorzaakt door het verdwijnen van waterplanten die vissen nodig hebben als paaien schuilmogelijkheid (Chambers et al., 1990) of door competitie voor beschikbare voedselbronnen (Carpenter, 2005). Analyse van de maaginhoud van in het wild gevangen vissen *Catostomus latipinnis*, *Gila intermedia* en de kreeft *O. virilis* toonde aan dat alle drie de soorten hetzelfde omnivore dieet hadden, waarbij de kreeft zeer succesvol tegen beide vissen concurreerde (Carpenter, 2005).

Directe positieve effecten op vis worden veroorzaakt als de kreeft op het menu van de vis staat.

3.3.2.3 Amfibieën

Het enige onderzoek wat is gevonden wat de impact van *O. virilis* op amfibieën beschrijft, toont aan dat *O. virilis* een negatief effect heeft op dikkopjes van de brulkikker (Dorn & Wojdak, 2004).

3.3.2.4 Vogels

Er zijn geen studies gevonden die de interactie van *O. virilis* met vogels beschrijven. Het is aannemelijk dat, ondanks het gebrek aan gedocumenteerde kennis, vergelijkbare relaties gelden als beschreven voor *P. clarkii* in sectie 2.3.2.4.

3.3.2.5 Zoogdieren

Er zijn geen studies gevonden die de interactie van *O. virilis* met zoogdieren beschrijven. Het is aannemelijk dat, ondanks het gebrek aan gedocumenteerde kennis, vergelijkbare relaties gelden als beschreven voor *P. clarkii* in paragraaf 2.3.2.5

3.3.3 Overige effecten

O. virilis is een mogelijke soort van zorg vanwege zijn graafgedrag in oevers en dijken waardoor waterkeringen ondergraven worden en het peilbeheer gefrustreerd wordt (Global Invasive Species Database, 2009). Echter grote schade duidelijk veroorzaakt door deze soort is tot op heden nog niet gerapporteerd.



Figuur 12: Volwassen exemplaar van O. virilis. De kenmerkende witgele knobbels zijn goed te zien op de scharen van de kreeft. Foto: Fabrice Ottburg.

4 Beheerstrategieën

4.1 Wetgeving

Om het meest effectief te zijn, moeten maatregelen voor het beheer van exotische soorten, gericht zijn op het verhinderen van de introductie van de betreffende soorten in een nieuwe omgeving. Het voorkomen van nieuwe invasies moet de prioriteit in het beheer zijn, omdat het uitroeien van invasieve soorten vrijwel altijd onmogelijk blijkt. Helaas is beheer en verdelgen vaak nodig omdat veel invasieve soorten zich al gevestigd hebben en inheemse populaties al negatief beïnvloeden.

Wetgeving ter voorkoming van de vestiging van invasieve rivierkreeften komt in tenminste zeven gevallen te laat, daar er zich in Nederland op dit moment al gevestigde populaties van deze invasieve rivierkreeften bevinden (Tabel 1). Om verdere invasies te voorkomen kan het echter een krachtig middel zijn, mits gekoppeld aan een afdoende handhaving. Hierbij zijn enkele punten van aandacht dat het huidige beleid op het gebied van exoten veelal gefocust is op terrestrische planten en insecten. Het huidige beleid gedomineerd wordt door landbouw- in plaats van ecologische aspecten. En dat het beleid alleen import in Nederland betreft, terwijl soorten ook op eigen kracht vanuit buurlanden kunnen binnen komen. Deze aandachtspunten maken duidelijk dat dit om een bredere aanpak vraagt.

4.2 Bestrijdingstechnieken

4.2.1 Algemene randvoorwaarden

Bij elke poging om populaties van plaagsoorten onder controle te krijgen moet vooraf worden afgewogen wat de impact van de maatregel op de rest van het ecosysteem zal zijn, omdat andere soorten wellicht ook geëlimineerd worden of dat er extra uitheemse soorten worden toegevoegd. De voor- en nadelen van niets doen, de populatie beheren of pogen de populatie uit te roeien moeten tegen elkaar afgewogen worden (Holdich et al., 1999). Om de situatie niet erger te maken moet een goed beheers- of bestrijdingsprogramma aan de volgende criteria voldoen (Holdich et al., 1999):

- De methode moet veilig zijn voor de omgeving en zo weinig mogelijk schade aan andere flora en fauna toebrengen,
- De methode moet een goede slagingskans hebben,
- De methode moet goedkoop zijn,
- De methode moet zo arbeidsextensief mogelijk zijn
- De methode mag geen gevaar opleveren voor mensen (bijvoorbeeld door grondwater te verontreinigen)
- De methode moet verdedigbaar zijn in de publieke opinie.

Naast de eerder genoemde wetgeving om vestiging van invasieve rivierkreeften populaties te voorkomen, kunnen overige beheersmaatregelen om bestaande invasieve rivierkreeftenpopulaties te bestrijden/beheren verdeeld worden in mechanische bestrijding (wegvangen), biologische bestrijding (ziektes en predatoren), fysiek veranderen van de leefomgeving, chemische bestrijding (pesticiden, feromonen) en een combinatie van deze technieken (zie Tabel 2).

4.2.2 Mechanische bestrijding

De gerapporteerde minimum grootte van kreeften die met vallen gevangen worden, ligt tussen de 40 en 80 mm (Abrahamsson, 1966; Edsman & Söderbäck, 1999; Holdich et al., 1999; Kozak & Policar, 2003) wat aangeeft dat mechanische bestrijding alleen effectief is voor een bepaald deel van de populatie. Veelal worden alleen de grotere individuen (mannetjes) gevangen waardoor er een scheve populatie opbouw ontstaat. Zo kunnen populaties van *O. virilis* zonder problemen 60% uitval op de dieren van 1 jaar en ouder weerstaan (Momot, 1993). Dit komt doordat de grotere dieren, met name de mannetjes door hun agressieve gedrag een zware druk op de net geboren jongen uitoefenen. Bij het wegvallen van die druk door vangst van de grote exemplaren groeien er dus meer jongen op en zal de populatie op zichzelf niet afnemen (Holdich et al., 1999).

Bij het gebruik van elektrisch vissen wordt aangeraden om niet een pulserende, accugestuurde methode te gebruiken zoals bij het vangen van vis, maar een niet-pulserende constante stroom methode (Westman & Pursiainen, 1978).

4.2.3 Biologische bestrijding

Biologische bestrijding kan plaatsvinden door het inzetten van predatoren, ziektes en microbiële insecticiden. Populaties (roof)vis (zoals zwarte baars (*Micropterus salmoides*) en aal (*Anguilla anguilla*)) kunnen grote hoeveelheden rivierkreeften consumeren (Lodge & Hill, 1994 Fürst, 1977; Rabeni, 1992). Omdat vis veelal op net verschaalde dieren predeert is schuilmogelijkheid van groot belang voor de kreeften, met name voor de jonge dieren die vaker vervellen (Lodge & Hill, 1994). Echter net als met wegvangen bestaat ook hier het gevaar dat predatie maar een deel van de populatie wegvangt waardoor de totale productie van de kreeftenpopulatie verder toeneemt (Rabeni, 1992).

Rivierkreeften zijn vatbaar voor verschillende ziektes, voornamelijk veroorzaakt door bacteriën, schimmels, protozoa en parasitaire wormen (Alderman & Polglase, 1988). De meeste ziekten zijn subleetaal, maar de kreeftenpest veroorzaakt door *Aphanomyces astaci*, resulteert gewoonlijk in 100% sterfte bij gevoelige soorten (Smith & Söderhäll, 1986). De kreeftenpest is inheems in Noord-Amerika en alle, tot nu toe geteste, Amerikaanse soorten lijken resistent te zijn (Svärdson et al., 1991). Andere ziektes komen voor maar in de literatuur zijn deze niet beschreven als bestrijdingsmogelijkheden.

4.2.4 Fysieke toepassingen

Het fysiek veranderen van het milieu door drooglegging of aanbrengen van barrières blijken alleen tijdelijke oplossingen te zijn. Het graaf- en/of verspreidingsgedrag van rivierkreeften stelt de dieren in staat om de droge periodes uit te zitten in vochtige holen of via andere wateren de geïsoleerde plekken alsnog te bereiken (Peay & Hiley, 2001; Kerby et al., 2005).

4.2.5 Chemische bestrijding

Het chemisch bestrijden van invasieve kreeften populaties kan met veel middelen gebeuren (biocides, pesticiden) maar heeft als groot nadeel dat er geen middel is dat specifiek alleen op kreeften werkt waardoor gebruik anders dan in geïsoleerde kweekvijvers of rijstvelden zonder rijke fauna tot grotere nadelige effecten kan leiden dan het originele probleem zelf (Holdich et al., 1999). Zo leidde het willekeurige gebruik van organofosfaten tegen *P. clarkii* in Spanje tot een groot verlies van andere fauna, met name vogels (Holdich et al., 1999). Onderzoek naar de effectiviteit van pyrethroiden, een andere groep insecticiden, toonde aan dat van 19 geteste stoffen maar één stof enigszins selectief voor kreeften was (Bills & Marking, 1988). Echter de fysieke eigenschappen van dergelijke stoffen, ze verdwijnen snel uit het water door afbraak of sorptie, is hun effectiviteit maar van korte duur en werken ze slecht in waterplantgedomineerde systemen.

Stoffen die zeer selectief zijn voor organismen zijn zogenaamde feromonen. Dit zijn signaalstoffen die gebruikt worden in de onderlinge communicatie tussen individuen. Idealiter zouden alle paarlustige mannetjes naar een val met vrouwelijke seksferomonen gelokt worden. De effectiviteit van dergelijke technieken is nog erg laag omdat het gebruik van feromonen niet bij alle kreeftensoorten wordt aangetoond (Bechler, 1995) en de techniek voornamelijk mannetjes tijdens het paarseizoen vangt. Eén overgebleven mannetje kan nog steeds met een heleboel vrouwtjes paren waardoor het effect van wegvangen maar tijdelijk is.

5 Conclusie

In deze literatuurstudie zijn 131 referenties over invasieve rivierkreeften verwerkt waarbij uit 24 artikelen mogelijke bestrijdingsmethodieken gedestilleerd konden worden. De Nederlandse situatie wordt gekenmerkt door het feit dat men voornamelijk te maken heeft met, relatief ondiepe, wateren die met elkaar in verbinding staan of vlak bij elkaar liggen. Eenmaal aanwezig in een watergang, plas of meer staat een invasieve rivierkreeft weinig meer in de weg om andere wateren te koloniseren. Maar in één geval kon een duidelijke match met deze Nederlandse situatie gevonden worden, namelijk in Arizona (US). In deze staat komen tegenwoordig twee invasieve kreeften voor (*O. virilis* en *P. clarkii*) die hier voor grote problemen zorgen. Ook in Arizona zijn veel van de wateren met elkaar verbonden en omdat de aquatische ecosystemen van Arizona voorheen ook geen rivierkreeften kenden, zijn de hierin voorkomende aquatische gemeenschappen niet aangepast aan deze nieuwe stressfactor. Als gevolg hiervan is de impact op aquatische planten, invertebraten en vertebraten dusdanig dat er bestrijdingsprogramma's opgezet zijn. Deze programma's focussen voornamelijk op het gebruik van vallen en handmatig wegvangen. Een voorlopige conclusie is dat deze programma's niet succesvol zijn (Hyatt, 2004).

Er lijkt geen enkele methode volledig effectief te zijn voor het oplossen van problemen met invasieve kreeften, waardoor combinaties van methoden de beste resultaten genereren (Bills & Marking, 1988, zie ook Tabel 2). Elk probleem moet derhalve op zichzelf bekeken worden en een op maat gesneden aanpak voor beheer of bestrijding dient geformuleerd te worden. Echter de specifieke situatie van Nederland, waar het probleem met invasieve kreeften zich voordoet in onderling verbonden en/of dicht bijeen liggende wateren met een rijk ecosysteem (en niet in geïsoleerde kweekvijvers of rijstvelden), maakt op voorhand het gebruik van chemische bestrijding niet aantrekkelijk.

Een combinatie van wegvangen en (vis)predatie lijkt op het eerste gezicht wel een veelbelovende combinatie te zijn (Mueller & Frütiger, 2001; Hein et al., 2006). Met vallen kunnen de grote reproductieve kreeften verwijderd worden, terwijl de predatoren zich meer op de kleine juveniele dieren richten. Wat hierbij echter wel opgemerkt dient te worden, is dat deze studies zijn uitgevoerd in een meer dat grotendeels dieper was dan 7,5m (Hein et al., 2006) en in een vijver van 1,5 ha groot (Mueller & Frütiger, 2001). Het voorkomen en de dichtheid van populaties (roof)vissen kan in deze systemen potentieel anders zijn dan in de ondiepere, veelal lijnvormige, wateren in Nederland waar de invasieve kreeften mogelijk voor problemen zorgen.

Tabel 2: Mogelijke bestrijdingsmethoden voor invasieve rivierkreeften

Techniek	Soort	Methode	Toegepast in	Succes (+/-)	Opmerkingen	Auteurs
Mechanisch	<i>P. leniusculus</i>	Vallen	Karpervijver	+	Vangen alleen adulten, juvenielen mijden vallen (of adulten in vallen). Indien predatie door (roof)vis daarna met de juvenielen afrekent mogelijk succesvol	Holdich et al., 1999
	<i>A. leptodactylus</i>	Fuiken	Meer	-	Kost veel mankracht, en bleek korte termijn oplossing	Rogers, 1998
	<i>P.s leniusculus</i>	Schepnet/ driftnet	beek	-	Zeer arbeidsintensief en geen 100% succes	Peay & Hiley, 2001
	<i>P. clarkii</i>	Vallen	Vijver	-	Vangst minder dan 20% van totale populatie, geen succes	Frutiger et al., 1999
	<i>P. leniusculus</i>	Vallen	0,16 ha vijver	-	Vangst alleen dieren > 80mm, geen succes	Kozak & Policar, 2003
	<i>P. leniusculus</i> en onbekend	Electrisch vissen	Ondiepe meren, beken	+/-	Effectieve methode, vangt alle groottes effectief in vegetatie, kan niet in diepere water gebruikt worden	Westman & Pursiainen, 1978; Eversole & Foltz, 1995
	<i>P. clarkii</i>	Vallen	Beken	-	Intensief vangen met vallen gaf na 5 weken resultaat maar geen volledige uitroeiing	Kerby et al., 2005

Vervolg van Tabel 2

Techniek	Soort	Methode	Toegepast in	Succes (+/-)	Opmerkingen	Auteurs
Biologisch	<i>P.s clarkii</i>	Paling	Meer	+/-	Meer paling resulteerde in minder kreeften, maar paling predeert ook efficiënt op amfibieën en andere dieren	Mueller & Frütiger, 2001
	<i>O. virilis</i> en <i>O. propinquus</i>	Zwarte en gele Baars	Veld en exp. vijvers	+	Predatore vis heeft een duidelijk impact op kreeftpopulatie	Rickett, 1974; Lodge & Hill, 1994
	<i>O. virilis</i>	Beekforel	Exp. systemen	-	Forel had geen effect op de kreeftenpopulatie	Gowing & Momot, 1979
	<i>P. leniuscukus</i>	Baars	Veld en exp. systemen	+	Betref juveniele kreeften en vispredatie had duidelijk effect op overleving	Blake & Hart, 1995
Fysiek	<i>P. leniuscukus</i>	droogzetten	visvijvers	-	Doordat de kreeften in tunnels overleefden waren aantallen binnen een jaar weer op het oude niveau. Gezonde dieren werden tot op 3 maanden na droog zetten nog in tunnels gevonden.	Peay & Hiley, 2001; Kozak & Policar, 2003
	<i>P. leniuscukus</i>	Afgraven & droogzetten	vijver	-	Na drooglegging werd de vijver afgegraven en mogelijke kreeften in tunnel werden verwijderd. Na vullen rekolonisatie uit andere wateren.	Peay & Hiley, 2001
	<i>P. leniuscukus</i>	Stuw	beek	-	Twee stuwen van 30 cm en 1m bleken geen barrière voor de kreeften, werking was alleen vertragend	Peay & Hiley, 2001

Vervolg van Tabel 2

Techniek	Soort	Methode	Toegepast in	Succes (+/-)	Opmerkingen	Auteurs
Fysiek	<i>P. leniusculus</i>	vangput	vijver	?	Vangput werkt, maar was nog niet lang genoeg geïnstalleerd om duidelijk resultaat te genereren	Peay & Hiley, 2001
Chemisch	<i>P. leniusculus</i>	Ammonia	Buiten tanks Conc. > 20 mg/L; pH 9.5-12	+	Niet in natuurlijke omgeving getest	Hiley & peay, 2004
	<i>P. leniusculus</i>	Chloor	Buiten tanks	+	Concentratie tenminste 30 mg/L, nooit in het veld toegepast	Hiley & peay, 2004
	<i>P. leniusculus</i>	Chemische deoxynatie	Buiten tanks	+	Niet gedode kreeften herstellen als zuurstofniveau weer goed is, nooit in veld getest	Hiley & peay, 2004
		Pyblast	Cultuur en vijvers	+	Nooit in het veld gebruikt, niet specifiek voor alleen kreeften, toxiciteit binnen 24h verdwenen	Hiley & peay, 2004
	<i>P. clarkii</i>	Cifultrin	Exp. opzet	+	Niet-specifiek voor kreeften, nooit in veld getest	Quaglio et al., 2000
	<i>P. clarkii</i>	Genapol OX-080	Lab	-	Oppervlak actieve stof – frustreert ademhaling; alleen effectief in heel hoge concentraties	Cabral et al., 1996
	<i>P. clarkii</i>	Genapol OX-080	Rijstveld	-	Geen effect op kreeften in het veld	Anastácio et al., 2000
	<i>P. clarkii</i>	Fenthion	Rijstveld	+	Toegediend op grote schaal via spuitvliegtuigen, alleen effectief bij weinig planten	Chang & Lange, 1967

Vervolg van Tabel 2

Techniek	Soort	Methode	Toegepast in	Succes (+/-)	Opmerkingen	Auteurs
Chemisch	<i>P. clarkii</i>	Fenthion	visvijvers	+	Effectief bij 100 ug/L of hoger, maar ook effect op alle andere evertebraten	Ray & Stevens, 1970
	<i>P. clarkii</i>	Methyl-parathion	rijstveld	+	Toegediend op grote schaal via spuitvliegtuigen	Chang & Lange, 1967
	<i>P. clarkii</i>	trichlorfon	Exp. opzet	-	Hoge doseringen nodig om effect te krijgen	Roqueplo et al., 1995
	<i>O. rusticus</i>	Baythroid	Exp. opzet	+	Meest effectieve pyrethroid uit groep van 19 stoffen, effectief bij 0.05 ug/L, enigszins selectief voor kreeften	Bills & Marking, 1988
	<i>O. rusticus</i>	Baythroid	veld	+	Volledige uitroeiing in veld bij 25 ug/L, dure methode	Bills & Marking, 1988
	<i>Procambarus sp.</i> & <i>Orconectes sp.</i>	Rotenone	Lab & vijvers	-	Kreeften zijn minder gevoelig dan andere crustacea en vissen	Hyatt, 2004
	<i>P. leniusculus</i>	Alarm feromoon	Veld	-	Geen verschil met 'normale' val	Stebbing et al., 2003
	<i>P. leniusculus</i>	Sex feromoon	Veld	-	Vangen mannetjes in paarseizoen, geen verschil met 'normale' val	Stebbing et al., 2003

Vervolg van Tabel 2

Techniek	Soort	Methode	Toegepast in	Succes (+/-)	Opmerkingen	Auteurs
Combinaties	<i>O. rusticus</i>	Vallen & predatore vis	Meer, grotendeels dieper dan 7,5m	+	Vallen vingen de grotere individuen terwijl de vissen meer op kleinere individuen predeerde. Vallen zijn het effectiefst bij hogere watertemp. wanneer vrouwen met eieren weggevangen worden.	Hein et al., 2006
	<i>P. clarkii</i>	Vallen & predatore vis	1,5 ha grote vijver	+	Snoek, aal en vallen waarbij de aal het meest effectief bleek in het reduceren van de aantallen kreeften	Mueller & Frütiger, 2001

Dankwoord

De initiatiefnemers Peter Heuts (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden) en Bart Specken (Waternet) bedanken wij voor het initiëren van dit vervolg onderzoek op het gebied van invasieve rivierkreeften.

De leden van de begeleidingscommissie bedanken wij voor hun opbouwende commentaar en constructieve meedenken tijdens het hele proces. De begeleidingscommissie bestaat uit Willie van Emmerik (Sportvisserij Nederland), Maarten Bekkers (gemeente Woerden), Bas van der Wal (STOWA), Ronald Gylstra (Waterschap Rivierenland), Bram Koese (Stichting EIS-Nederland), Bart Specken (Waternet) en Peter Heuts (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden).

Ook bedanken wij onze partners Johan van Giels en Astrid Boerkamp, beide van ecologisch adviesbureau ATKB (adviseurs voor bodem, water en ecologie), voor het becommentariëren van dit rapport.

Literatuur

- Abrahamsson, S. (1966). "Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné." *Oikos* **17**(1): 96-107.
- Ackefors, H. (1999). The positive effects of established crayfish. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? F. Gherardi en Holdich, D. Rotterdam, Balkema, A. A.: 49-61.
- Adao, H. en Marques, J. C. (1993). "Population biology of the Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in southern Portugal." *Crustaceana* **65**: 336-345.
- Adema, J. P. H. M. (1989). "De verspreiding van rivierkreeften in Nederland." Nieuwsbrief European Invertebrate Survey-Nederland **19**: 3-10.
- Ahern, D., England, J. en Ellis, A. (2008). "The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), identified in the UK." *Aquatic Invasions* **3**(1): 102-104.
- Alcorlo, P., Geiger, W. en Otero, M. (2004). "Feeding preferences and food selection of the Red Swamp Crayfish, *Procambarus clarkii*, in habitats differing in food item diversity." *Crustaceana* **77**(4): 435-453.
- Alcorlo, P., Geiger, W. en Otero, M. (2008). "Reproductive biology and life cycle of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in diverse aquatic habitats of South-Western Spain: Implications for population control." *Fundamental and Applied Limnology* **173**(3): 197-212.
- Alderman, D. J. en Polglase, J. L. (1988). Pathogens, parasites and commensals. Freshwater crayfish: Biology, management and exploitation. D. M. Holdich en Lowery, R. S. London, Chapman & Hall: 167-212.
- Anastacio, P. M., Correia, A. M., Menino, J. P. en da Silva, L. M. (2005a). "Are rice seedlings affected by changes in water quality caused by crayfish?" *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* **41**(1): 1-6.
- Anastácio, P. M., Frias, A. F. en Marques, J. C. (2000). "Impact of crayfish densities on wet seeded rice and the inefficiency of a non-ionic surfactant as an ecotechnological solution." *Ecological Engineering* **15**: 17-25.
- Anastacio, P. M. en Marques, J. C. (1998). "Crayfish (*Procambarus clarkii*) condition throughout the year in the lower Mondego River Valley, Portugal." *Crustaceana* **71**: 593-602.
- Anastácio, P. M. en Marques, J. C. (1995). "Population Biology and production of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river Valley, Portugal." *Journal of Crustacean Biology* **15**: 156-168.
- Anastacio, P. M., Parente, V. S. en Correia, A. M. (2005b). "Crayfish effects on seeds and seedlings: identification and quantification of damage." *Freshwater Biology* **50**(4): 697-704.
- Angler, D. G., Sánchez-Carrillo, S., García, G. en Alvarez-Cobelas, M. (2001). "The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland." *Hydrobiologia* **464**: 89-98.

- Arrignon, J. C. V., Gerard, P., Krier, A. en Laurant, P. J. (1999). The situation in Belgium, France and Luxembourg. *Crayfish in Europe as Alien Species (How to make the best of a bad situation?)* F. Gherardi en Holdich, D. Rotterdam, Balkema: 129-140.
- Baker, A. M., Stewart, P. M. en Simon, T. P. (2008). "Life history study of *Procambarus suttkusi* in southeastern Alabama." *Journal of Crustacean Biology* **28**(3): 451-460.
- Barbaresi, S. en Gherardi, F. (2000). "The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy." *Biological Invasions* **2**: 259-264.
- Barbaresi, S., Santini, G., Tricarico, E. en Gherardi, F. (2004). "Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard)." *Journal of Natural History* **38**(22): 2821-2832.
- Bechler, D. L. (1995). "A review and prospectus of sexual and interspecific pheromonal communication in crayfish." *Freshwater Crayfish* **8**: 657-667.
- Bills, T. D. en Marking, L. L. (1988). "The control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants." *The Progressive Fish-Culturist* **50**: 103-106.
- Blake, M. A. en Hart, P. J. B. (1995). "Habitat preferences and survival of juvenile signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* - the influence of water depth, substratum, predatory fish and gravid female fish." *Freshwater Crayfish* **9**: 318-332.
- Cabral, J. A., Anastacio, P. M., Carvalho, R. en Marques, J. C. (1996). "A non-harmful chemical method of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, population control and non target organisms' problematics in the lower Modego River valley, Portugal." *Freshwater Crayfish* **11**: 287-292.
- Carpenter, J. (2005). "Competition for food between an introduced crayfish and two fishes endemic to the Colorado River basin." *Environmental Biology of Fishes* **72**: 335-342.
- Chambers, P. A., Hanson, J. M., Burke, J. M. en Prepas, E. E. (1990). "The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes." *Freshwater Biology* **24**(1): 81-91.
- Chambers, P. A., Hanson, J. M. en Prepas, E. E. (1991). "The Effect of Aquatic Plant Chemistry and Morphology on Feeding Selectivity by the Crayfish, *Orconectes-Virilis*." *Freshwater Biology* **25**(2): 339-348.
- Chang, V. C. S. en Lange, W. H. (1967). "Laboratory and field evaluation of selected pesticides for control of the red crayfish in California rice fields." *J. Econ. Entom.* **60**: 473-477.
- Correia, A. M. (1993). "Length-weight relationships for two populations of red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae) from Portugal." *Freshwater Crayfish* **9**: 442-450.
- Correia, A. M. (1995). "Population dynamics of *Procambarus clarkii* in Portugal." *Freshwater Crayfish* **8**: 276-290.
- Correia, A. M. (2002). "Nice breath and trophic diversity: feeding behaviour of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) towards aquatic macroinvertebrates in a rice field (Portugal)." *Acta Oecologia* **23**(6): 421-429.

- Correia, A. M. (2003). "Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*." Ann. Zool. Fennici **40**: 517-528.
- Correia, A. M. en Costa, A. C. (1994). "Introduction of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda) in São Miguel, Azores, Portugal. ." Arquipélago **12**: 67-73.
- Correia, A. M. en Ferreira, O. (1995). "Burrowing behavior of the introduced Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal." Journal of Crustacean Biology **15**(2): 248-257.
- Cronin, G., Lodge, D. M., Hay, M. E., Miller, M., Hill, A. M., Horvath, T., Bolser, R. C., Lindquist, N. en Wahl, M. (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. en Rebelo, R. (2005). "Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*." Amphibia-Reptilia **26**: 293-303.
- Cruz, M. J. en Rebelo, R. (2007). "Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula." Hydrobiologia **575**: 191-201.
- Cruz, M. J., Rebelo, R. en Crespo, E. G. (2006). "Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats." Ecography **29**: 329-338.
- DAISIE <http://www.europe-aliens.org/>
- David, S. M., Sommers, K. M., Reid, R. A. en Ingram, R. I. (1997). Crayfish species assemblages in softwater lakes in seven tertiary watersheds in South-Central Ontario. Dorset, Ministry of Environment and Energy. p: 122
- Dorn, N. J. en Mittelbach, G. G. (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.
- Dorn, N. J. en Wojdak, J. M. (2004). "The role of omnivorous crayfish in littoral communities." Oecologia **140**: 150-159.
- Edsman, L. en Söderbäck, B. (1999). "Standardised sampling methodology for crayfish - The Swedish protocol." Freshwater Crayfish **12**: 705-713.
- Espina, S., Herrera, F. D. en Bückler, L. F. (1993). "Preferred and avoided temperatures in the crawfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae)." Journal of Thermal Biology **18**(1): 35-39.
- Eversole, A. G. en Foltz, J. W. (1995). "Habitat relationships of two crayfish species in a mountain stream." Freshwater Crayfish **9**: 300-310.
- Feminella, J. W. en Resh, V. H. (1989). "Submerged macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh." Holarctic Ecology **12**: 1-8.
- Filipová, L., Holdich, D., Lesobre, J., Grandjean, F. en Petrusek, A. (2009). "Cryptic diversity within the invasive virile crayfish *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) species complex: new lineages recorded in both native and introduced ranges." Biological Invasions.
- Foster, J. en Harper, D. (2006). "The Alien Louisianan Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* Girard in Lake Naivasha, Kenya 1999-2003."

- Frutiger, A., Borner, S., Busser, T., Eggen, R., Muller, R., Muller, S. en Wasmer, H. (1999). "How to control unwanted populations of *Procambarus clarkii* in Central Europe? ." Freshwater crayfish **12**: 715-725.
- Fürst, M. (1977). "Introduction of *Pacifastacus leniusculus* (Dana) into Sweden: methods, results and management." Freshwater Crayfish **3**: 229-247.
- Gamradt, S. C. en Kats, L. B. (1996). "Effect of introduced crayfish and mosquitofish on California newts." Conservation Biology **10**(4): 1155-1162.
- Geelen, J. F. M. (1975). "*Orconectes limosus* (Raf.) and *Astacus astacus* (Crustacea, Decapoda) in The Netherlands." Aquatic Ecology **9**(3): 109-113.
- Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanas, A. en Montes, C. (2005). "Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands." Biological Invasions **7**: 49-73.
- Gherardi, F. (2002). Behaviour. Biology of Freshwater Crayfish. D. Holdich. Oxford, Blackwell: 258-290.
- Gherardi, F. (2006). "Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*." Marine and Freshwater Behaviour and Physiology **39**(3): 175-191.
- Gherardi, F. (2007). Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats, Springer.
- Gherardi, F. en Acquistapace, P. (2007). "Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake." Freshwater Biology **52**: 1249-1259.
- Gherardi, F., Baldaccini, G. N., Ercolini, P., Barbaresi, S., De Luise, G., Mazzoni, D. en Mori, M. (1999a). The situation in Italy. Crayfish in Europe as Alien Species (How to make the best of a bad situation?). F. Gherardi en Holdich, D. Rotterdam, Balkema, A. A.: 107-128.
- Gherardi, F. en Barbaresi, S. (2000). "Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain)." Archiv für Hydrobiologie **150**(1): 153-168.
- Gherardi, F., Barbaresi, S. en Raddi, A. (1999b). "Agonistic behaviour in the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: the functions of the chelae." Freshwater Crayfish **12**: 233-243.
- Gherardi, F., Barbaresi, S. en Salvi, G. (2000a). "Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish." Aquatic Science **62**: 179-193.
- Gherardi, F., Barbaresi, S. en Salvi, G. (2000b). "Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish." Aquatic Sciences **62**(2): 179-193.
- Gherardi, F., Tricarico, E. en Ilhéu, M. (2002). "Movement patterns of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a temporary stream of southern Portugal." Ethology Ecology & Evolution **14**: 183-197.
- Global Invasive Species Database <http://www.issg.org>
- Gowing, H. en Momot, W. T. (1979). "Impact of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) predation on the crayfish *Orconectes virilis* in three Michigan lakes." J. Fish. Res. Bd Can **36**: 1191-1196.
- Guerra, J. L. en Nino, A. E. (1995). "Ecology of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard) in the Central Meseta of Spain." Freshwater Crayfish **8**: 179-200.

- Gutierrez-Yurrita, P. J., Ilhéu, M., Montes, C. en Bernardo, J. M. (1996). "Morphometrics of the red swamp crayfish from a temporary marsh (Donana National Park, Sw Spain) and temporary stream (Paridela Stream, S. Portugal)." Freshwater Crayfish **11**: 384-393.
- Gutierrez-Yurrita, P. J., Sancho, G., Bravo, M. A., Baltanas, A. en Montes, C. (1998). "Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Donana National Park temporary fresh-water marsh (Spain)." Journal of Crustacean Biology **18**(1): 120-127.
- Hamr, P. (2002). *Orconectes*. Biology of freshwater crayfish. D. Holdich. Oxford, Blackwell: 585-608.
- Hanson, J. M., Chambers, P. A. en Prepas, E. E. (1990). "Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates." Freshwater Biology **24**: 69-80.
- Harper, D. M., Smart, A. C., Coley, S., Schmitz, S., de Beauregard, A. C. G., North, R., Adams, C., Obade, P. en Kamau, M. (2002). "Distribution and abundance of the Louisiana red swamp crayfish *Procambarus clarkii* Girard at Lake Naivasha, Kenya between 1987 and 1999." Hydrobiologia **488**(1-3): 143-151.
- Hein, C. L., Roth, B., M., Ives, A. R. en Van der Zanden, M. J. (2006). "Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. ." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **63**: 383-393.
- Hiley, P. D. en peay, S. (2004). "Signal Crayfish Eradication - Preliminary Biocides Trial." Freshwater Crayfish **15**: 1-10.
- Hill, A. M. en Lodge, D. M. (1999). "Replacement of resident crayfishes by an exotic crayfish: The roles of competition and predation." Ecological Application **9**(2): 678-690.
- Hobbs III, H. H., Jass, J. P. en Huner, J. V. (1989). "A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae)." Crustaceana **56**(3): 299-316.
- Holdich, D. (1999). The negative effects of established crayfish populations. Crayfish in Europe as Alien Species (How to make the best of a bad situation?) F. Gherardi en Holdich, D. Rotterdam, Balkema, A. A.: 31-48.
- Holdich, D. en Pöckl, M. (2007). Invasive crustaceans in European inland waters. Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. F. Gherardi: 29-75.
- Holdich, D. M., Gydemo, R. en Rogers, W. D. (1999). A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? F. Gherardi en Holdich, D. M. Rotterdam, Balkema, A. A.: 245-270.
- Huner, J. V. (2002). *Procambarus*. Biology of Freshwater Crayfish. D. Holdich. Oxford, Blackwell: 541-584.
- Hyatt, M. W. (2004). Investigation of crayfish control technology. Phoenix, Arizona Game and Fish Department. p: 89
- Ilhéu, M. en Bernardo, J. M. (1993). "Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. ." Freshwater Crayfish **9**: 359-364.

- Ilhéu, M. en Bernardo, J. M. (1995). "Trophic ecology of red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) - preferences and digestibility of plant foods. ." Freshwater Crayfish **10**: 132-139.
- Ilhéu, M. en Bernardo, J. M. (1996). "Life-history and population biology of the Red Swamp Crayfish, *Procambarus clarkii*, in a Mediterranean reservoir." Freshwater Crayfish **11**: 54-59.
- Jiménez, A., Cano, E. en Ocete, M. E. (2003). "Mortality and survival of *Procambarus clarkii* Girard, 1852 upon exposure to different insecticide products." Environmental Contamination and Toxicology **70**: 131-137.
- Kerby, J. L., Riley, S. P. D., Kats, L. B. en Wilson, P. (2005). "Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams." Biological Conservation **126**: 402-409.
- Koese, B. (2008). Rivierkreeften - proeftabel. Leiden, Naturalis. p: 17
- Kozak, P. en Policar, T. (2003). Practical elimination of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from a pond. Management & Conservation of crayfish, Bristol, Environmental Agency.
- Lodge, D. M. en Hill, A. M. (1994). "Factors governing species composition, population size, and productivity of cool-water crayfishes." Nordic J. Freshwat. Res. **69**: 111-136.
- Lodge, D. M., Kershner, M. W., Aloï, J. E. en Covich, A. P. (1994). "Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web." Ecology **75**(5): 1265-1281.
- Lodge, D. M. en Lorman, J. G. (1987). "Reductions in submersed macrophyte biomass and species richness the crayfish *Orconectes rusticus*." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **44**: 591-597.
- Lodge, D. M., Stein, R. A., Brown, K. M., Covich, A. P., Bronmark, C., Garvey, J. E. en Klosiewski, S. P. (1998). "Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling." Australian Journal of Ecology **23**(1): 53-67.
- Lodge, D. M., Taylor, C. A., Holdich, D. M. en Skurdal, J. (2000). "Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: Lessons from Europe." Fisheries **25**(8): 7-20.
- Matsuzaki, S. S., Usio, N., Takamura, N. en Washitani, I. (2009). "Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis." Oecologia **158**: 673-686.
- McAlpine, D. F., McAlpine, A. H. E. en Madden, A. (2007). "Occurrence of the potentially invasive crayfish, *Orconectes virilis* (Decapoda, cambaridae) in eastern New Brunswick, Canada." Crustaceana **80**(4): 509-511.
- Momot, W. T. (1993). "The role of exploitation in altering processes regulating crayfish populations." Freshwater Crayfish **9**: 101-117.
- Momot, W. T. en Gowing, H. (1972). "Differential seasonal migration of the crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen) in Marl Lakes." Ecology **53**(3): 479-483.
- Mueller, K. W. en Frütiger, A. (2001). Effects of intensive trapping and fish predation on an (unwanted) population of *Procambarus clarkii*. Annual meeting of the North American Benthological Society. LaCrosse, WI.
- Nyström, P., Brönmark, C. en Granéli, W. (1996). "Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish?" Freshwater Biology **36**(3): 631-646.

- Nystrom, P., Stenroth, P., Holmqvist, N., Berglund, O., Larsson, P. en Graneli, W. (2006). "Crayfish in lakes and streams: individual and population responses to predation, productivity and substratum availability." Freshwater Biology **51**(11): 2096-2113.
- Oliveira, J. en Fabiao, A. (1998). "Growth responses of juvenile red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* Girard, to several diets under controlled conditions." Aquaculture Research **29**: 123-129.
- Paulissen, M. P. C. P. en Verdonshot, P. F. M. (2007). Levenstrategieën van exoten in Nederlandse binnenwateren. Een verkennende studie. Wageningen, Alterra. p: 117
- Peay, S. en Hiley, P. D. (2001). Eradication of alien crayfish. Phase II. Bristol, Environment Agency. p: 118
- Perez-Bote, J. L. (2005). "Feeding ecology of the exotic red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in the Guadiana River (SW Iberian Peninsula)." Crustaceana **77**(11): 1375-1387.
- Perry, W. L., Lodge, D. M. en Lamberti, G. A. (1997). "Impact of crayfish predation on exotic zebra mussels and native invertebrates in a lake-outlet stream." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **54**: 120-125.
- Poulin, B., Lefebvre, G. en Crivelli, A. J. (2007). "The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France." Journal of Zoology **273**: 98-105.
- Quaglio, F., Malvisi, J., Maxia, M., Morolli, C., della Rocca, G. en di Salvo, A. (2000). "Toxicity of the synthetic pyrethroid Ciflutrin to the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*)." Freshwater Crayfish **13**: 431-436.
- Rabeni, C. F. (1992). "Trophic linkage between stream centrarchids and their crayfish prey." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **49**: 1714-1721.
- Ray, J. en Stevens, V. (1970). "Using BAYTEX to control crayfish in ponds." Prog. Fish-Culturist **32**(1): 58-60.
- Reynolds, J. D. (2002). Growth and reproduction. Biology of freshwater crayfish. D. Holdich. oxford, Blackwell: 152-191.
- Ricciardi, A. (2001). "Facilitative interactions among aquatic invaders: is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes?" Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **58**(12): 2513-2525.
- Rickett, J. D. (1974). "Trophic relationships involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds." Prog. Fish-Culturist **36**: 207-211.
- 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., Bécares, E., Fernández-Aláez, M. en Fernández-Aláez, C. (2005). "Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish." Biological invasions **7**: 75-85.
- Rogers, W. D. (1998). "Eradication of alien crayfish populations. Phase I." Biological Conservation **45**: 279-285.
- Roqueplo, C., Laurent, P. J. en Neveu, A. (1995). "*Procambarus clarkii* Girard (écrevisse rouge des marais de Louisiana). Synthèse sur les problèmes poses

- par cette espèce et sur les essais pour contrôler ses populations. L 'Astaciculteur de France 45:2-17. ." L 'Astaciculteur de France **45**: 2-17.
- Rudnick, D. en Resh, V. H. (2005). "Stable isotopes, mesocosms and gut content analysis demonstrate trophic differences in two invasive decapod crustacea." Freshwater Biology **50**: 1323-1336.
- Ruiz-Olmo, J., Olmo-Vidal, J. M., Manas, S. en Batet, A. (2002). "The influence of resource seasonality on the breeding patterns of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Mediterranean habitats." Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie **80**: 2178-2189.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. en Wall, D. H. (2000). "Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100." Science **287**(5459): 1770-1774.
- Skurdal, J., Taugbøl, T., Burba, A., Edsman, L., Söderbäck, B., Styrislave, B., Tuusti, J. en Westman, K. (1999). Crayfish introductions in the Nordic and Baltic countries. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?. F. Gherardi en Holdich, D. Rotterdam, Balkema, A. A.: 193-219.
- Smith, V. J. en Söderhäll, K. (1986). "Crayfish pathology: an overview." freshwater Crayfish **6**: 199-211.
- Soes, D. M. en Van Eekelen, R. (2006). "Rivierkreeften, een oprukkend probleem?" De Levende Natuur **107**(2): 56-59.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D. M., Noël, P. Y., Reynolds, J. D. en Haffner, P. (2006). Atlas of Crayfish in Europe. Paris, Museum national d'Histoire naturelle.
- Statzner, B., Peltret, O. en Tomanova, S. (2008). "Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: effect of a biomass gradient on baseflow and flood-induced transport of gravel and sand in experimental streams." Freshwater Biology **48**: 147-163.
- Stebbing, P. D., Watson, G. J., Bentley, M. G., Fraser, D., Jennings, R., Rushton, S. P. en Sibley, P. J. (2003). "Reducing the threat: The potential use of pheromones to control invasive signal crayfish." Bull. Fr. Pêche Piscic. **370-371**: 219-224.
- Svärdson, G., Fürst, M. en Fjälling, A. (1991). "Population resilience of *Pacifastacus leniusculus* in Sweden." Finn. Fish. Res. **12**: 165-177.
- United States Geological Survey (2009). crustacean maps.
- Usio, N., Kawai, T. en Kitano, S. (2007). "Distribution and control status of the invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Japan." Japanese Journal of Limnology **68**: 471-482.
- Usio, N. en Townsend, C. R. (2002). "Functional significance of crayfish in stream food webs: roles of omnivory, substrate heterogeneity and sex." Oikos **98**: 512-522.
- Van der Meulen, M., Vos, J., Verweij, W. en Kraak, M. H. S. (2009). "Effecten van exotische rivierkreeften op de KRW-maatlatscores." H2O **14/15**: 41-43.
- Van Emmerink, W. A. M. en De Laak, G. A. J. (2008). Oriënterend onderzoek exotische rivierkreeften Wilnis Bovenlanden, Polder Groot-Wilnis-Vinkeveen. Bilthoven, Sportvisserij Nederland. p: 40

- Vletter, W. (2008). Habitat characteristics of the Red Swamp Crayfish, *Procambarus clarkii*, in central Holland and possible damage to aquatic macrophyte species. Leiden, The Netherlands, Leiden University. **MSc**: 14.
- Westman, K. O. en Pursiainen, M. (1978). "Electric fishing in sampling crayfish." Freshwater Crayfish **4**: 251-255.
- www.aquanic.org. (2009). "aquanic.org/species/shrimp/photos.php
<<http://aquanic.org/species/shrimp/photos.php>>." from
aquanic.org/species/shrimp/photos.php
<<http://aquanic.org/species/shrimp/photos.php>>.
- Xinya, S. (1995). "Effect of *P. clarkii* on the survival of the fry and fingerlings of fishes cultivated in China. ." Freshwater Crayfish **8**: 528-532.

