

La dispersión de los cangrejos rojo y señal en Castilla-La Mancha: ¿son válidas las medidas de gestión de especies invasoras a nivel geográfico de comunidad autónoma?

Fernando Alonso Gutiérrez
Dr. Ingeniero de Montes
Servicio de Investigación
Agraria de Albadaladejito
Consejería de Agricultura y
Desarrollo Rural
Junta de Comunidades de
Castilla-La Mancha

Rocío Martínez Collado
Ingeniera Técnica Forestal
Organismo Autónomo de
Espacios Naturales de
Castilla-La Mancha en Cuenca
Consejería de Industria,
Energía y Medio Ambiente

Fotografías de la Junta de
Comunidades de
de Castilla-La Mancha

La dispersión de las especies exóticas invasoras está considerada como uno de los principales factores de amenaza a nivel global para la conservación de la biodiversidad. En el caso de los ecosistemas acuáticos, su repercusión es especialmente importante. En algunos grupos, como peces o cangrejos, superan el 50% de las especies presentes en la península Ibérica (GHERARDI, 2007; DARWALL et al., 2009). Los impactos causados no son solamente ecológicos, sino también sociales y económicos (GREN et al., 2009; PIMENTEL et al., 2005) Desde el punto de vista de la conservación, es urgente mejorar nuestro conocimiento de estos procesos para predecir, controlar y reducir los efectos de futuras invasiones (GARCÍA-BERTHOU, 2007).

Se suele descomponer el proceso de invasión biológica en cuatro etapas: transporte, establecimiento, dispersión e integración e impacto (KOLAR & LODGE, 2001). Las dos últimas fases (dispersión e impacto) son relativamente poco conocidas, y la compa-

ración entre los distintos rasgos biológicos de las especies y su variabilidad en distintas condiciones ambientales se muestra como una vía prometedora para su análisis (GARCÍA-BERTHOU, 2007). Con un número cada vez mayor de invasoras, los resultados de la interacción entre ellas fuera de su zona

de distribución original pueden aportar información valiosa en este sentido.

Los cangrejos de río, por tratarse de especies con un amplio espectro trófico y dominantes dentro de la comunidad de invertebrados, pueden constituir un modelo adecuado para estudiar estas interacciones. El cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) y el cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*), ambas especies de carácter invasor (en el sentido de COPP *et al.*, 2005), son hoy en día los cangrejos más frecuentes dentro de la península Ibérica, y las zonas en las que sus poblaciones contactan son cada vez más frecuentes. Las dos especies portan y transmiten la afanomicosis o peste del cangrejo, enfermedad que provoca mortandades masivas entre las especies nativas europeas (DIÉGUEZ-URIBEONDO & SODERHALL, 1993; DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997), pero pueden también desplazarlas competitivamente en los raros casos de coexistencia (BUBB *et al.*, 2006). Además, y con independencia de su impacto sobre los cangrejos nativos, su dispersión está causando una serie de impactos sobre los ecosistemas fluviales, en algunos casos aún no suficientemente evaluados, derivados de la introducción y propagación de nuevos patógenos, modificación de la composición y funcionamiento de los ecosistemas, competencia con especies de otros grupos, etc., que las convierten en una seria amenaza para la conservación de los ecosistemas acuáticos (CHARLEBOIS & LAMBERTI, 1996; GUAN & WILES, 1997; STENROTH & NYSTROM, 2003; LIGHT, 2005).

LAS ESPECIES INVASORAS DE CANGREJO Y SU DISPERSIÓN EN ESPAÑA

El cangrejo rojo de las marismas, conocido vulgarmente como “cangrejo rojo” o simplemente “cangrejo americano”, *Procambarus clarkii* (GIRARD, 1852), es una especie oportunista, de rápido crecimiento, propia de humedales del sur y sureste de Norteamérica. Desde su introducción en 1973 ha colonizado gran parte de los cursos de agua y aguazales del centro y sur peninsular, especialmente en la mitad occidental, aunque está presente en todas las provincias españolas, incluidas las islas Baleares y las Canarias. De forma local puede causar daños apreciables a la agricultura, y últimamente ha es-



Las dos especies objeto de este artículo, el cangrejo señal (izquierda) y el cangrejo rojo (derecha), en un ensayo de agresividad en acuario

tado asociado a problemas sanitarios en el hombre, siendo identificado en la provincia de Cuenca en 1997 como vector en la transmisión de la tularemia al hombre.

El cangrejo señal, *Pacifastacus leniusculus* (DANA, 1852), es una especie con mayor capacidad de adaptación que la anterior a los tramos fluviales altos de nuestras cuencas, de crecimiento y maduración sexual más rápidos que los de nuestro cangrejo, aunque más lentos que los del cangrejo rojo. En origen habita ríos y lagos de la vertiente pacífica de Norteamérica. En España se encuentra en plena dispersión y abunda en ciertas provincias del tercio norte, siendo menos frecuente en el centro y sur peninsular, aunque localmente puede tener poblaciones densas (ALONSO *et al.*, 2000).

Resulta muy llamativo que aunque el cangrejo rojo y el cangrejo señal fueron introducidos en España de forma casi simultánea -entre 1973 y 1974 (HABSURGO-LORENA, 1979)-, sus patrones de dispersión hayan sido tan diferentes y desfasados en el tiempo, si bien ambos comparten una marcada e importante componente de intervención humana.

La dispersión del cangrejo rojo fue muy favorecida desde el mismo principio por la participación activa de pescadores profesionales de cangrejos y anguilas, y de propietarios agrícolas que deseaban una nueva renta económica para sus tierras (HABSURGO-

LORENA, 1979). Tan sólo cinco años después de su introducción ilegal en España, en 1973, en una finca privada de Badajoz, y la ya legal realizada al año siguiente en las inmediaciones de Doñana, aparecieron poblaciones de cangrejo rojo en lugares tan distantes como la Albufera, el Delta del Ebro o las Tablas de Daimiel. De la finca donde se había introducido el cangrejo rojo, éste se había extendido a más de 13.000 ha en la marisma del Guadalquivir, en su mayor parte por la intervención humana. Tras esta primera y breve fase, muy asociada al cultivo del arroz (GAUDÉ, 1986), tiene lugar la aparición de la afanomicosis -diagnosticada por primera vez en 1978 (CUÉLLAR & COLL, 1983)-, y con ella, los episodios de mortandades masivas que van a diezmar las poblaciones de cangrejo autóctono entre esta fecha y mediados de la década de los 80 (CUÉLLAR & COLL, 1983; ALONSO *et al.*, 2000). Al ser para entonces el cangrejo rojo una especie fácil de adquirir en vivo (su pesca estuvo permitida inmediatamente y se comercializaba en vivo), fue introducido de forma generalizada, no por profesionales, sino por particulares que, en general, carecían de información sobre los problemas que podía generar su introducción y buscaban principalmente la sustitución del cangrejo recientemente desaparecido.

Sobre este patrón de introducciones a larga distancia se superpone otro de saltos entre y dentro de cuencas

de menor entidad, también originados por la actividad humana (ver Figura 2), complementados por la colonización por movimientos naturales. A ello se ha unido la abundancia de hábitats muy simplificados (ríos canalizados, regulados o contaminados), en los que las especies de carácter invasor pueden encontrar mayor facilidad para instalarse y prosperar, especialmente en los ambientes fluviales mediterráneos, en los que las condiciones naturales pueden ser bastante duras.

El patrón de dispersión del cangrejo señal ha sido muy diferente, y presenta al menos tres etapas diferenciadas. Fue introducido en España entre 1974 y 1975 en dos astacifactorías -situadas en los ríos Cifuentes (Guadalajara) y Ucero (Soria)-, con ejemplares procedentes de la astacifactoría sueca de Simmontorp (HABSBURGO-LORENA, 1979), aunque posteriormente se trajeron también cangrejos directamente de Norteamérica. La mayoría de las poblaciones establecidas hasta mediados de los años 90 provenían de un activo programa de introducciones abordado por las administraciones públicas, especialmente en Castilla y León, País Vasco y Navarra (CARRAL *et al.*, 1993), y también de poblaciones naturalizadas en las inmediaciones de las astacifactorías donde se mantenían, presumiblemente por escapes. Estas introducciones seguían las expectativas generadas en torno a esta especie en el norte de Europa, que lo tenían por una panacea frente a la afanomicosis (FJALLING & FURST, 1988), postura que aún hoy está extendida entre el colectivo de pescadores, que lo aprecian desde el punto de vista recreativo. Durante los últimos años han surgido serias dudas sobre esta especie entre gestores e investigadores de toda Europa, reflejando también el cambio de concepción en los fines de la gestión de los recursos naturales ocurrido durante los últimos cuarenta años (EDSMAN, 2002, 2005). En esta fase, las introducciones ilícitas realizadas por particulares eran escasas, al estar entonces prohibida su pesca recreativa y no venderse en los mercados, por lo que no era fácil conseguirlos en cantidad.

A partir de 1994 se comienza a autorizar la pesca legal de la especie en algunas zonas del norte de España, en concreto en las provincias de Álava y Navarra, siempre de forma controlada

en cotos (ver Tabla 1). Posteriormente se va ampliando a otras provincias del tercio norte. Esto marca un primer cambio sustancial en el proceso de dispersión de la especie. En efecto, permite la posesión de cangrejos legalmente capturados y, quizás más importante, dispara la expectativa futura de pesca del cangrejo señal en aquellas zonas donde o bien no existe o bien existe pero no se autoriza su pesca. Esta situación parece haber activado las introducciones ilegales por particulares, pues a partir de esta fecha, y en lugares a veces muy distantes de los autorizados, se comienzan a detectar nuevas poblaciones de cangrejo señal. Sin embargo, en algunas regiones (Castilla y León, País Vasco y Navarra), la Administración es todavía el principal agente en la dispersión del cangrejo señal.

En 2000 se produce un nuevo cambio en su gestión, éste también cualitativo. En Soria primero, y después en Burgos, se autoriza por primera vez la captura del cangrejo señal en amplios tramos libres. Esto permite un aumento sustancial de potenciales pescadores de la especie, así como un menor control de las capturas, y parece disparar

de nuevo las expectativas de pesca en otras áreas distantes. Así, en Navarra se ha detectado desde entonces un número sustancial de nuevas poblaciones de cangrejo señal, alejadas de las poblaciones ya conocidas, y presumiblemente introducidas ilegalmente por particulares (DIÉGUEZ-URIBEONDO, 2006). Esto es tanto más llamativo cuanto que se trata de una de las provincias donde más fácil -por su abundancia y distribución- podría considerarse conseguir cangrejos señal desde un principio. Podemos decir que a partir de 2002 la práctica totalidad de las nuevas introducciones de cangrejo señal en España están siendo realizadas por particulares. Las introducciones en Madrid, Granada, Teruel, Valencia, Galicia y Lérida son también muy recientes, y en todos los casos existe aún un número muy reducido de poblaciones.

Para finalizar este repaso a la evolución de la situación a nivel nacional, llamaremos la atención sobre las importantes diferencias existentes en las medidas de gestión adoptadas para la pesca de ambas especies invasoras en las diferentes Comunidades Autónomas (ver Tabla 1).

Medida	Cangrejo rojo	Cangrejo señal
¿Se autoriza su pesca?	En todas las CC.AA. que habita	En 5 de 13 CC.AA. que habita
Tipo de pesca permitida	Recreativa (Comercial)	Sólo recreativa
Tipo de tramos autorizados	Libres (rara vez cotos)	Cotos, acceso limitado (libre)
¿Se delimita una época hábil?	Sí (no)	Siempre
Artes autorizadas	Reteles (nasas)	Sólo reteles (< 10 pescador)
¿Se fijan tallas mínimas?	No	Sí (del orden de $L_{total} > 10$ cm)
¿Se establecen cupos de captura?	No o muy amplios	Sí (<36 cangrejos/día)
¿Se obliga a dar muerte a las capturas?	No (sí)	No (sí)
¿Se permite la comercialización?	Sí	No

Tabla 1. Resumen de las principales medidas de gestión aplicadas en España a las dos especies de cangrejos de carácter invasor más comunes. Se indica la medida más frecuente; entre paréntesis, en su caso, otras medidas. Ver texto para más detalles

**ALGUNOS ASPECTOS DE
LA DISPERSIÓN EN
CASTILLA-LA MANCHA**

Ambos cangrejos se encuentran en la región desde fechas similares: el cangrejo señal desde 1974, mientras que las primeras citas de cangrejo rojo (Tablas de Daimiel) son inmediatamente anteriores a 1978.

En el caso del cangrejo rojo, desde el entorno de las Tablas comienza una colonización mixta, en parte por colonización, en parte por las introducciones humanas. Afortunadamente disponemos en este periodo de una secuencia de inventarios en la provincia de Cuenca en los que puede reconocer este patrón de dispersión (Figura 2). Las primeras detecciones se realizan en 1984, y ya pueden apreciarse, junto a la presencia de poblaciones que vienen ascendiendo de forma natural por los ríos Záncara y Cigüela y alcanzan el límite sur de la provincia, núcleos de introducción aislados, como el de la laguna del Tobar (Cuenca).

Es llamativo observar el límite superior de colonización de las redes fluviales por el cangrejo rojo en Cuenca: aproximadamente la cota de 1.000 m sobre el nivel del mar nos indica que los cursos fluviales ya no son aptos para que la especie se consolide y se disperse desde ellos (Fig. 2). La mayoría de los asentamientos situados sobre esta cota corresponden a lagunas, em-

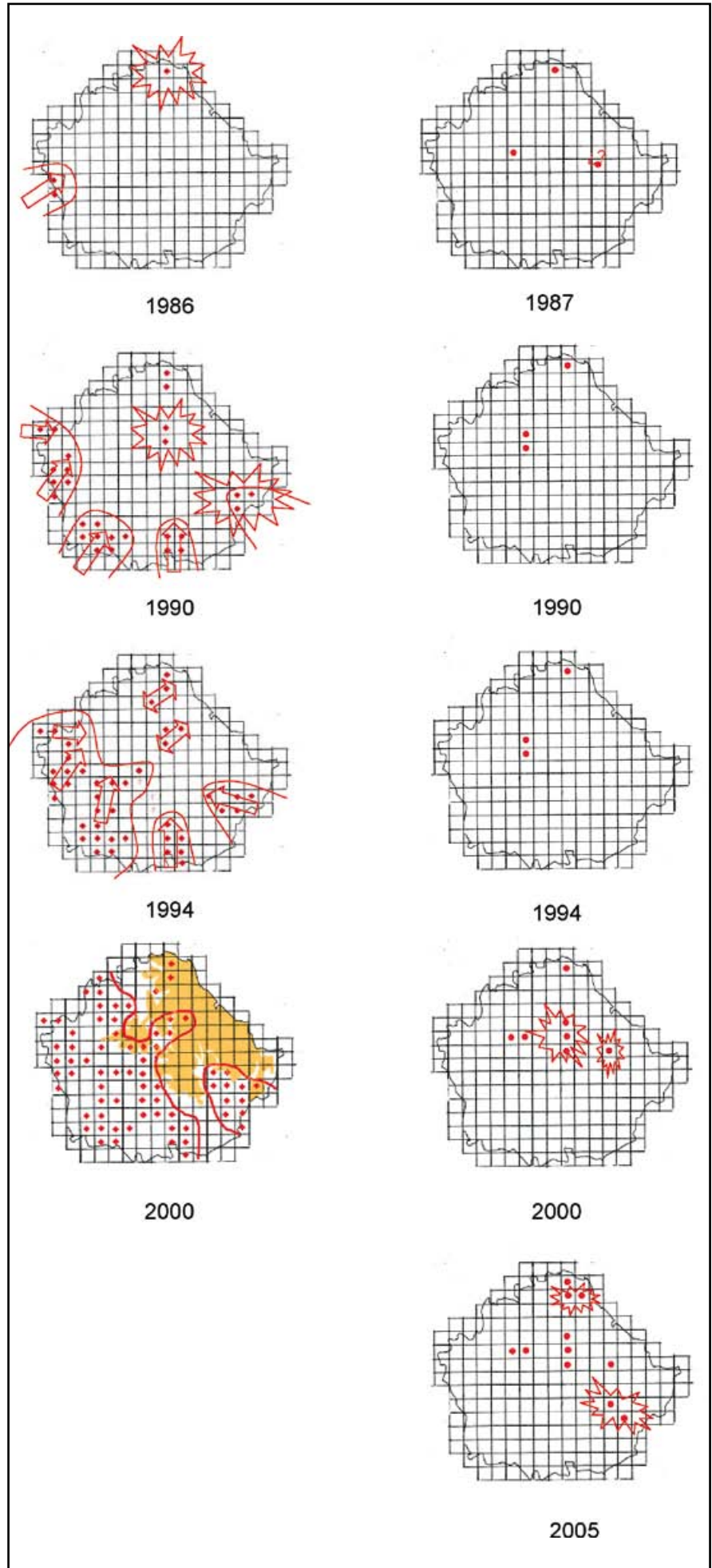
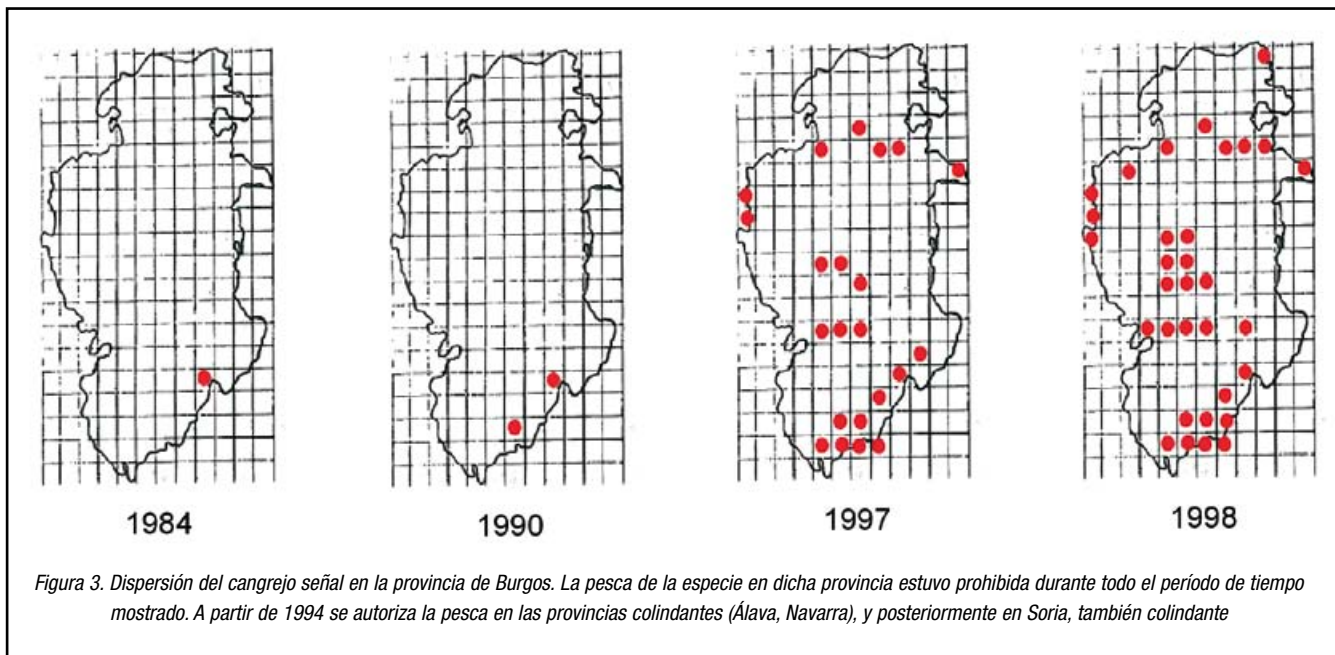


Figura 2. Dispersión de los cangrejos rojo (izquierda) y señal (derecha) en la provincia de Cuenca entre 1986 y 2005. Se indica la presencia/ausencia sobre cuadrículas de 10 x 10 km. Se indican los focos de introducción claramente aislados de las poblaciones existentes en ese momento. Las flechas indican los principales movimientos de expansión natural, si bien pueden enmascarar focos de introducción a corta distancia. La línea roja marca los límites de expansión continua del cangrejo rojo. Anecdóticamente, éste resultó ser poco después uno de los puntos elegidos por la Administración para una de las introducciones experimentales de cangrejo señal. Ambas especies coexisten en esta laguna desde entonces. Posteriormente se detectan nuevos focos de introducción humana, como el río Júcar en las inmediaciones de la capital, el bajo Cabriel o el embalse de Buendía, desde los que la especie coloniza las áreas próximas. Podemos decir que entre mediados de los años 90 y el cambio de siglo, el cangrejo rojo finaliza su expansión por la región: la colonización posterior se limita en general a zonas muy marginales de su hábitat, donde establece poblaciones poco densas, o bien a alguna laguna o charca no accesibles por la red fluvial



balses y charcas. Probablemente este límite obre más en relación con la estructura y pendiente de los cauces que debido a limitaciones térmicas, ya que la especie habita en aguas más frías en otras zonas de Europa. También es reseñable que en Cuenca dichos límites se alcancen y se establezcan bastante antes de que el cangrejo señal acceda a ellos, lo que excluye la competencia de este último para definirlos.

Hasta donde conocemos, las únicas tres introducciones oficiales de cangrejo señal en Castilla-La Mancha se realizaron de forma experimental en los años 1985-86, todas ellas en la provincia de Cuenca (LOZANO & MARTIN, 1988). Además, se conocía una población en el río Cifuentes, en las inmediaciones del centro al que había llegado por primera vez la especie a España, en 1974, quizás originada a partir de escapes. Durante la siguiente década, la dispersión de la especie en la región puede considerarse casi nula: pese a que las poblaciones establecidas eran conocidas y objeto de furtivismo con alguna asiduidad, no parece que proporcionaran individuos suficientes para realizar introducciones con éxito. Por otro lado, su dispersión natural fue muy limitada.

Para el resto del país, la situación comienza a cambiar con la autorización de la pesca del cangrejo señal en 1994. Entre 1996 y 1997 se detectan dos nuevas poblaciones de cangrejo señal en Castilla-La Mancha: una en el río Júcar, en las inmediaciones de un cen-

tro extensivo de piscicultura en Villalba de la Sierra; otra, en la cabecera del río Sorbe. Probablemente la introducción es algo anterior, dada la estructura de tallas detectada en ellas cuando fueron muestreadas por primera vez (ALONSO, datos inéditos). Corresponden en ambos casos a introducciones ilícitas: la primera genera una densa población que acaba ocupando cerca de veinte kilómetros de río, en las inmediaciones de la capital de provincia, lo que genera tanto una expectativa inmediata de pesca, con un aumento de la presión sobre la administración para autorizar su pesca recreativa, como una obvia fuente de cangrejos para realizar introducciones clandestinas. Una situación similar se produjo, tiempo atrás, en el río Duero cerca de la ciudad de Soria (ROY, com. pers.). Una singularidad que apoya la hipótesis de una procedencia externa de los cangrejos a la región es su infestación por Branquiobdélidos, parásitos que no estaban presentes en las poblaciones de cangrejo señal conocidas hasta entonces en ella. Para el año 2000 ya se conoce una decena de poblaciones de cangrejo señal en la región.

La autorización, a partir de 2000, de la pesca del cangrejo señal en tramos libres del río Duero en la provincia de Soria coincide con el aumento sustancial en la aparición de nuevas poblaciones de cangrejo señal en la provincia de Guadalajara, limítrofe con la anterior. Estas poblaciones están separadas de las conocidas, y por tanto pueden asociarse

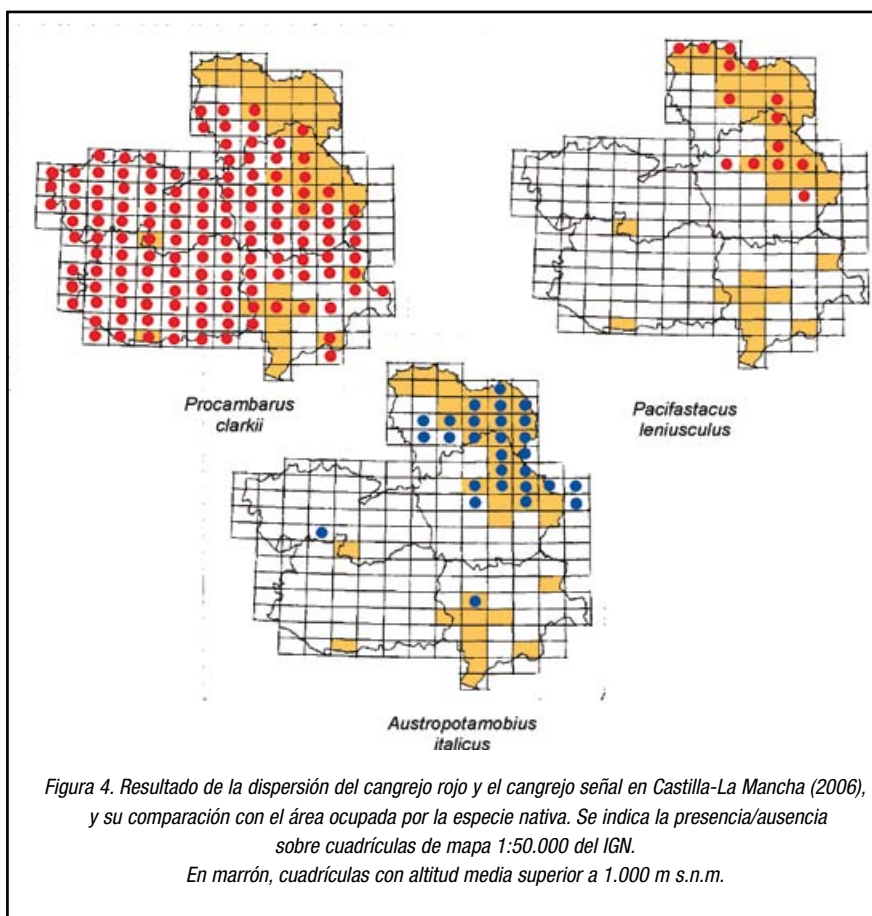
a introducciones clandestinas. A consecuencia de este aumento en la tasa de introducciones, se conocen actualmente al menos quince poblaciones en la zona caliza situada entre la A-2 y las sierras silíceas de Ayllón, en la margen derecha del río Tajo.

La expansión observada es muy similar en sus patrones a las de provincias próximas. Así, en la provincia de Burgos la distribución del cangrejo señal no experimentó cambios sustanciales entre 1984 y 1994, pero se extendió rápidamente a nuevas cuencas fluviales a partir de 1994 (Figura 3), pese a que su pesca no estaba autorizada entonces en la provincia. La misma evolución se ha descrito en la provincia de Navarra (DIÉGUEZ-URIBEONDO, 2006).

Sin excluir la influencia de aspectos relacionados con la dinámica de poblaciones en el proceso de invasión de ambas especies de cangrejos, es probable que las diferencias en la disponibilidad in vivo en los mercados y la diferente gestión de su pesca puedan estar en relación con la velocidad, amplitud y desarrollo temporal del proceso de dispersión. Es de resaltar la coincidencia entre cambios en los modelos de gestión y la subsiguiente modificación en la tasa de aparición de nuevas poblaciones, siendo interesante que dichas medidas puedan haberse adoptado en ámbitos territoriales diferentes a aquellos en que se observan los efectos, como sugiere el caso del cangrejo señal en Castilla-La Mancha (Tabla 2).

Periodo	Comercialización (en toda España)	Pesca en CLM	Pesca fuera CLM	Mecanismo principal de introducciones	Tendencia
1975-1979	NO	NO	NO	Administración	-
1980-1984			NO	-	-
1985-1989			NO	Administración	-
1990-1994			NO	Administración	-
1995-1999			COTOS	Particulares	+
2000-2004			LIBRE/COTOS	Particulares	++
2005-2009			LIBRE/COTOS	Particulares	++

Tabla 2.- Relación entre las medidas de gestión adoptadas a nivel de Castilla-La Mancha y las adoptadas en otros ámbitos normativos y las tendencias observadas en la expansión del cangrejo señal.
Tendencia: (-) Estable, (+) Creciente (++) Crecimiento muy rápido



Es destacable el grado de ocupación de la región por el cangrejo rojo, que además, y al contrario de las otras dos especies, está ampliamente presente en cada una de las cuadrículas ocupadas, así como su ausencia de las zonas más elevadas, tanto en el sistema Ibérico como en las sierras de Alcaraz y Segura.

Por otro lado, se observa una capacidad potencial amplia para el cangrejo señal de instalarse en zonas no ocupadas por el cangrejo rojo: Alto Tajo,

Cabriel, Alto Júcar, Mundo y Segura son las cuencas más sensibles a la colonización por esta especie. Al no existir otro cangrejo ocupando previamente estas zonas, la colonización puede ser previsiblemente más rápida. El impacto de esta colonización pendiente y en marcha puede ser realmente elevado, ya que, como se observa en la Fig. 4, muchas de las poblaciones de cangrejo nativo que sobreviven lo hacen en estas cuadrículas. De un lado, aumentaría el riesgo de transmisión de afanomico-

sis conforme disminuye la distancia a poblaciones de un cangrejo portador. Además, la ocupación estable por el cangrejo señal de parte de estos hábitats supondría su pérdida para intentar su recuperación para la especie nativa a medio o incluso a largo plazo.

Finalmente, sobre esta distribución queda pendiente evaluar la capacidad del cangrejo señal para, en los ambientes que le resulten más favorables, desplazar o coexistir con el cangrejo rojo, cuando éste los está ocupando previamente.

ESTUDIOS REALIZADOS

El estudio comparado en distintos ambientes de aspectos concretos de la historia vital y ecología de estas poblaciones cuando viven en simpatría o por separado, complementado con estudios experimentales sobre factores concretos que rigen la interacción entre individuos, puede proporcionarnos: a) un mejor conocimiento y perspectiva de los mecanismos implicados en el éxito de las especies invasoras en los ecosistemas acuáticos, b) mejores herramientas para la gestión de las poblaciones de cangrejos invasores (y otros animales acuáticos exóticos) en la península Ibérica y c) pautas para la conservación de las especies nativas y los ecosistemas amenazados por estas invasiones.

En este contexto toman sentido los estudios encaminados a estudiar la interacción entre los cangrejos rojo y señal, como el desarrollado en el Centro de Investigación Agraria de Albaladejito (Cuenca) hasta el año 2006. En él se analiza qué sucede en las zonas de contacto mediante el análisis compa-

rado de sus dinámicas poblacionales. Para ello se seleccionó un tramo fluvial de unos 35 km de longitud, donde se establecieron siete estaciones que fueron muestreadas mensualmente, con trampas cebadas, durante dos campañas de muestreo. De los cangrejos capturados se tomaron datos morfo-métricos, sobre su estado reproductivo y sanitario. También se realizó una caracterización del hábitat en transectos seleccionados en cada estación.

Se capturaron un total de 10.788 ejemplares, 3.612 de cangrejo rojo y 7.176 de señal. En todas las estaciones -salvo una- se detecta un claro predominio de una de las dos especies, que se ha mantenido a lo largo del tiempo. Las estaciones situadas aguas arriba están dominadas por el cangrejo señal, mientras que el rojo ocupa las de aguas abajo. Una estación dominante de cangrejo rojo localizada entre las de señal constituye la excepción a esta pauta. Ambas especies presentan una estructura de tamaños y características morfo-métricas diferentes. También se observan distintas relaciones morfo-métricas entre sexos dentro de cada especie. Presentan ciclos reproductivos diferenciados, con escaso solapamiento entre las distintas fases reproductivas. Los datos sugieren un solo periodo reproductivo anual, estando éste mejor definido y más sincronizado y siendo menos extenso en el tiempo en el caso del cangrejo señal. Los tamaños de maduración sexual en hembras y la relación entre sexos media, próxima a 1, son similares en ambas especies, no así las edades de maduración que se deducen de la estructura poblacional. Las capturas por unidad de esfuerzo (en adelante, CPUE) son siempre superiores en el cangrejo señal, con variaciones a dos escalas temporales: a) anual, con CPUE medias muy variables para el cangrejo rojo y más constantes para el cangrejo señal, b) mensual, pero sin que el patrón de capturas mensuales sea consistente entre años, al menos para el cangrejo rojo. Las características del hábitat apenas varían entre estaciones de muestreo.

En cuanto a los ensayos de competencia por el refugio, en parejas de machos del mismo tamaño de *Pacifastacus leniusculus* y *Procambarus clarkii*, este último fue el primer ocupante del refugio en el 70,8% de los casos, si bien el tiempo tardado en ocuparlo no



En los trabajos de interacción entre especies invasoras de cangrejo en campo se evalúan las densidades y estructura poblacional, el hábitat utilizado y variables seleccionadas de la historia vital de los individuos

difiería significativamente para ambas especies. El cangrejo rojo resultó ser también el ganador a largo plazo en la mayor parte de los casos (62,5%). Cuando el refugio estaba ocupado, los cangrejos rojos situados en el exterior adoptaban con menor frecuencia comportamientos no pasivos que los cangrejos señales en la misma situación. En cambio, cuando ambos cangrejos estaban fuera del refugio, fue el cangrejo señal el que mostró comportamientos pasivos con mayor frecuencia (ALONSO & MARTÍNEZ, 2006).

DISCUSIÓN

Centraremos nuestra discusión sobre cuatro aspectos relacionados con la gestión de las poblaciones de cangrejos en nuestro país, pero que sin duda pueden extenderse a la gestión de especies invasoras en los ecosistemas acuáticos.

No parece existir una base científica que respalde la supuesta “barrera ecológica”, que consistiría en introducir cangrejo señal entre las poblaciones de rojo y las cabeceras para evitar la colonización de toda una cuenca por el cangrejo rojo, y que ha servido para justificar muchas introducciones de cangrejo señal (CUÉLLAR & CUÉLLAR, 2000). Dado que estas introducciones se han realizado donde no había llegado el cangrejo rojo, realmente han tenido por

único resultado acercar poblaciones de un cangrejo portador (el señal) a las zonas de cabecera donde subsistían las últimas poblaciones de cangrejo autóctono, ocupando además de forma definitiva lugares donde el cangrejo rojo nunca hubiera establecido poblaciones importantes o estables (esto puede deducirse de forma bastante gráfica del análisis de las figuras 2, 3 y 4), y facilitando la dispersión del señal a otras zonas no deseadas desde lugares más próximos. El desarrollo de programas oficiales de introducción o reforzamiento de poblaciones con especies exóticas invasoras orientados a conseguir poblaciones estables de las mismas sólo parece justificarse, con los datos existentes, asociándolo al fomento de la pesca recreativa, y no mediante justificaciones ecológicas. Sin embargo, esto no parece compatible con las directrices nacionales e internacionales de conservación de la naturaleza, y de hecho están actualmente paralizadas. Además, estos programas de introducción son actuaciones que tienen repercusión en el ámbito territorial de otros países y comunidades autónomas (Tabla 2) y pueden comprometer sus políticas de conservación, incluso con posibles connotaciones legales. Por ejemplo, el cangrejo señal ha aparecido en Portugal a raíz de introducciones próximas realizadas de forma oficial por



Dispositivo experimental para evaluar la competencia por el refugio entre el cangrejo rojo y el cangrejo señal en el Centro de Investigación Agraria de Albaladejito (Cuenca)

administraciones públicas españolas.

Otro asunto actual lo constituye la autorización de la pesca recreativa como herramienta para el control, o la erradicación, de especies invasoras. Para el pescador, incluso para el ciudadano ordinario, puede resultar paradójico no autorizar la captura de ejemplares de especies que, por su calificativo de invasoras, son sin duda dañinas para los ecosistemas donde habitan. Para el caso de especies con tasas de renovación media o rápida no parece que mediante ella se pueda llegar ni al control ni a la erradicación, tanto por la propia dinámica poblacional de la especie como por el hecho de que la presión de pesca recreativa se autorregula en función de las capturas por unidad de esfuerzo, y por debajo de un umbral de esta variable no es rentable para el pescador seguir dedicando tiempo a la pesca. Podemos indicar que ni siquiera una pesca intensiva por personal especializado, con esfuerzos de pesca muy elevados, ha sido capaz de erradicar poblaciones de cangrejo señal, y ello en condiciones bastante favorables, en tramos cortos de pequeños arroyos (JUNTA DE ANDALUCÍA, 2007, BARTOLOMÉ *et al.*, 2009). Es difícil probar la causalidad entre autorización de la pesca recreativa y aumento de la tasa de nuevas introducciones ilegales, pero además de los casos que hemos mostrado en este artículo, el análisis

de la dispersión de otras especies de peces objeto de pesca sin duda lo sugiere. Así las cosas, parece que el riesgo derivado de autorizar la pesca recreativa sobre especies exóticas en fase de expansión supera ampliamente los posibles beneficios obtenidos del control, que en todo caso afectarían exclusivamente a la población pescada. Es previsible, por supuesto, que en este balance intervenga la ecología de la especie, el estadio de la invasión en que nos encontremos y los factores sociales, como la apetencia por la pesca, que actúen (GARCÍA-LLORENTE *et al.*, 2008).

En tercer lugar, queremos llamar la atención sobre la importancia de la disponibilidad de cangrejos en vivo como fuente más obvia para facilitar su introducción clandestina, cosa no nueva, ya que el VII Congreso de la Asociación Internacional de Astacología se identificaba como el principal problema para la conservación de los cangrejos a nivel mundial (IAA, 1988). La prohibición de transportar en vivo los cangrejos rojos pescados en los ríos ha sido un primer paso dado para evitar la diseminación de los cangrejos en aquellas regiones que la han impuesto. Sin embargo, se presenta en general una situación contradictoria: los cangrejos rojos pueden adquirirse vivos en el mercado sin ninguna restricción, pero los capturados en el río han de ser sacrificados.

En esta situación es difícil obtener apoyo y colaboración por parte de los pescadores, y cuando ha existido la posibilidad de extender autorizaciones excepcionales para el transporte en vivo, la excepción se convirtió en norma, con lo que la medida no se aplicaba en la práctica. En 2007 se publica una Orden regulando el transporte en vivo del cangrejo rojo en Castilla-La Mancha (Orden de 19 de enero de 2007, DOCM n.º 30), mediante la que se pretende corregir esta tendencia, y muy recientemente se han declarado tanto el cangrejo rojo como el señal como especies “de carácter invasor” en la región (Orden de 14 de enero de 2009, DOCM n.º 14). Urge, en todo caso, modificar la normativa nacional de comercialización. En un país que está a su vez entre los primeros productores mundiales de cangrejo rojo (GUTIÉRREZ-YURRITA *et al.*, 1999), y dados los hábitos de consumo existentes en España, con una marcada preferencia por la adquisición de ejemplares vivos de crustáceos para el consumo, esto puede requerir nuevas aproximaciones.

Finalmente, uno de los retos para la nueva Estrategia Nacional de conservación del cangrejo de río será conseguir la implantación real de directrices relativas a la gestión de poblaciones de los cangrejos exóticos, en particular la adopción de sistemas de gestión de su pesca que impliquen su menor dispersión y la implantación efectiva de las prohibiciones o limitaciones de comercialización y transporte en vivo. En efecto: (a) en la actualidad los modelos de gestión que se siguen son muy variables dependiendo de la Comunidad Autónoma considerada, (b) los datos apuntan a que las decisiones producen efectos sustanciales a una escala geográfica superior a la que se toman, y (c) se advierte una creciente atomización de las unidades administrativas que toman decisiones sobre la gestión y conservación de las diferentes especies, lo que sin el necesario aumento en la coordinación puede agravar la situación descrita.

Los resultados serán trascendentes no sólo para la recuperación del cangrejo autóctono, sino para la conservación de los ecosistemas acuáticos en general y como modelo para la gestión de las poblaciones de especies exóticas invasoras.

AGRADECIMIENTOS

Consuelo Temiño y Carlos Saéz-Royuela nos permitieron utilizar los datos correspondientes a Burgos. Emilio Roy nos permitió la consulta de los datos de poblaciones de cangrejo en Castilla y León. Javier Álvarez Orzanco y Javier

Diéguez Uribeondo nos facilitaron los datos correspondientes a Navarra. Javier Martín Herrero nos facilitó los datos correspondientes a Castilla-La Mancha para el período 1985-1994.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALONSO, F.; C. TEMIÑO; J. DIÉGUEZ-URIBEONDO, 2000. Status of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* [Lereboullet, 1858], in Spain: distribution and legislation. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 356, 31-55
- ALONSO, F.; R. MARTÍNEZ, 2006. Competition for shelter in laboratory conditions between adult males of two invasive species: signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) and red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) *B.F.P.P.*, 380-381:1121-1132
- BARTOLOMÉ, M.A.; J.V. BATALLER; A. PRADILLO; B. SARZO; M.VILALTA; F. CERVERA; M.A. MONSALVE, 2009. *Ensayo de captura y posible erradicación del cangrejo señal Pacifastacus leniusculus en el río Ebrón (Rincón de Ademuz)*. Informe técnico inédito, 17 pág.
- BUBB, D.H.; T.J. THOM; M.C. LUCAS, 2006 Movement, dispersal and refuge use of co-occurring introduced and native crayfish. *Freshwater Biology*, 51: 1359-1368
- CARRAL, J.M., J. CELADA; J. GONZÁLEZ; M. SAEZ-ROYUELA; V.R. GAUDIOSO; R. FERNÁNDEZ; C. LÓPEZ-BAISSON, 1993. Wild freshwater crayfish populations in Spain. *Freshwater Crayfish*, 9,158-162
- CHARLEBOIS, P.M.; G.A. LAMBERTI, 1996. Invading crayfish in a Michigan stream: direct and indirect effects on periphyton and macroinvertebrates. *J.N.Am.Benthol.Soc.*, 15 (4), 551-563
- COPP, G.H.; P.G. BIANCO; N.G. BOGUTSKAYAN; T. EROS; I. FALKA; M.T. FERREIRA; M.G. FOX; J. FREYHOF; R.E. GOZLAN; J. GRABOWSKA; V. KOVAC; R. MORENO-AMICH; A.M. NASEKA; M. PENAZ; M. POVZ; M. PRZYBYLSKI; M. ROBILLARD; I.C. RUSSELL; S. STAKENAS; S.S.UMER; A. VILA-GISPERS; C. WIESNER, 2005. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *J. Appl. Ichthyol.* 21, 242-262
- CUÉLLAR, L.; M. COLL, 1983.Epizootiology of the crayfish plague (Aphanomyces) in Spain. *Freshwater Crayfish*, 5, 545-547
- CUÉLLAR L.; M.C. CUÉLLAR, 2000. Evolution de l'aphanomyose et repeuplements avec l'écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*) en Espagne. *L'Astaciculteur de France*,65,2-9
- DARWALL W.R.T.; K.G. SMITH ; D. ALLEN ; M.B. SEDDON ; G. MCGREGOR ; V. CLAUSNITZER ; V.J. KALKMAN, 2009 Freshwater biodiversity: a hidden resource under threat. En: Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. and Stuart, S.N. (eds.) *Wildlife in a Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN: 43-53
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J., 2006. The dispersion of the *Aphanomyces astaci*-carrier *Pacifastacus leniusculus* by humans represents the main cause of disappearance of the indigenous crayfish *Austropotamobius pallipes* in Navarra. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381, 1303-1312
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. ; K. SÖDERHÄLL, 1993. *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fisheries Management*, 24, 761-765
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J.; C. TEMIÑO; J.L. MÚZQUIZ, 1997. The crayfish plague fungus in Spain. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 347, 753-763
- EDSMAN, L., 2005. 45 years with an alien crayfish species - the positive and the negative parts. Biological invasions in Inland Waters. International Workshop. Florencia
- EDSMAN, L., 2002. Stunted crayfish populations- causes and consequences. *Freshwater Crayfish*, 13, 601
- FJALLING, A.; M. FURST, 1988. The development of a fishery for the crayfish *Pacifastacus leniusculus* in Sweden 1960/86. *Freshwater Crayfish*, 7,223-230
- GARCÍA-BERTHOU, E., 2007. The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *Journal of Fish Biology* 71 (Suppl. D), 33-55
- GARCÍA LLORENTE, M.; B. MARTÍN; J.A. GONZÁLEZ; P. ALCORLO; C. MONTES, 2008. Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. *Biological Conservation*, 141: 2969-2983
- GAUDÉ, A.P. 1986, Ecology and production of Louisiana red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in southern Spain. *Freshwater Crayfish*, 6: 111-130
- GHERARDI, F. (ed), 2007 *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats*. Springer, 733 pág.
- GREN, I.M.; M. MÓNICA CAMPOS; L. EDSMAN; P. BOHMAN, 2009. Incomes, Attitudes, and Occurrences of Invasive Species: An Application to Signal Crayfish in Sweden. *Environmental Management* 43:210-220
- GUAN, R.; P.R.WILES,1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology*, 11 (3), 641-647
- GUTIÉRREZ-YURRITA, P.J.; J.M. MARTÍNEZ; M. ILHEU; M.A. BRAVO-UTRERA; J.M. BERNARDO; C. MONTES, 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. *Crustacean Issues*, 11, 161-192
- HABSBURGO-LORENA, A.S., 1979. Present situation of exotic species of crayfish introduced to Spanish continental waters. *Freshwater Crayfish*, 4, 175-184
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF ASTACOLOGY (IAA), 1988. Resolution. *Freshwater Crayfish*, 7, xi
- JUNTA DE ANDALUCÍA, 2007. *Boletín Informativo sobre el desarrollo de proyectos de ecosistemas fluviales*, 4. 9 pág.
- KOLAR, C.S.; D.M. LODGE, 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 199-204
- LIGHT T., 2005. Behavioural effects of invaders: alien crayfish and native sculpin in a California stream. *Biological Invasions*, 7 (3), 353-367
- LOZANO, J.; J. MARTÍN, 1988. Trabajos de investigación sobre acuicultura y gestión en la provincia de Cuenca. En JCCM y DIPUTACIÓN DE CUENCA (eds.) *Jornadas de Acuicultura en Castilla-La Mancha*, Cuenca. 155-197
- STENROTH, P.; P. NYSTROM, 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology*, 48, 466-475