

EVALUACIÓN DE MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE ABUNDANCIA Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LA CENTOLLA *Maja brachydactyla* EN SUSTRATOS SEDIMENTARIOS

Antonio Corgos y Juan Freire

Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología, Universidade da Coruña, Campus da Zapateira s/n E-15071 A Coruña. Spain. Correspondence to J. Freire: tel. +34 981 167000; fax: +34 981 167065; email: jfreire@udc.es

Palabras clave: abundance estimation, *Maja brachydactyla*, sampling, size frequency distribution, spider crab, trawl, tangle net

Resumen

Un buen método de muestreo para la obtención de datos sobre la abundancia y la estructura espacial y demográfica de una población de un organismo marino sería aquel que permita 1) obtener estimaciones (absolutas o relativas) insesgadas de abundancia, 2) representar adecuadamente la estructura espacial y demográfica y 3) obtener un tamaño de muestra suficiente con un coste limitado para el análisis de las distribuciones de frecuencias de talla y otros parámetros demográficos. Se llevó a cabo una evaluación de métodos de estimación de abundancia y estructura poblacional de la centolla, *Maja brachydactyla*, en la Ría de A Coruña (NW Spain). Se realizaron muestreos con artes de enmalle (miños), arrastre (bou de vara), buceo, y nasas. El enmalle presentó problemas importantes por los daños en los ejemplares muestreados y en el propio aparejo y por la escasa resolución espacial que proporciona sobre la

distribución de los organismos a pequeña escala. El muestreo mediante buceo no fue viable por los problemas logísticos derivados de la climatología y oceanografía de la zona de muestreo, que reducen la capacidad de prospección (frecuentemente la visibilidad es reducida, la turbidez es elevada, y presenta un elevado hidrodinamismo). Se compararon las capturas obtenidas en muestreos mensuales con nasas y beam trawl en una misma área durante un ciclo anual (Junio 1998 – Junio 1999). Las capturas con nasas (tanto absolutas como por unidad de esfuerzo, CPUE) fueron mucho más elevadas, aunque el patrón estacional fue similar con ambos métodos. La relación entre las capturas con nasas y beam trawl se ajustó al modelo $CPUE_{\text{nasas}} (\text{ejemplares} \cdot \text{nasa}^{-1}) = 7.007 \cdot CPUE_{\text{arrastre}} (\text{ejemplares} \cdot \text{lance}^{-1})^{0.56}$ ($R^2 = 0.64$), lo que indicaría que la CPUE con nasas desciende más lentamente que la obtenida con arrastre, que pondría de manifiesto la existencia de hiperestabilidad. Con el arrastre se capturó una mayor proporción de ejemplares de muy pequeña talla (los ejemplares menores de 60 mm de longitud de caparazón, LC, representaron el 23% del total de capturas con arrastre y sólo el 0.7% con nasas), y pocos ejemplares grandes ($LC > 130$ mm), especialmente adultos (la capturabilidad relativa de ejemplares adultos fue del 12% de la correspondiente a la de juveniles). Se estimó el área de pesca de una nasa (para juveniles de $LC \geq 70$ mm) en 1440 m^2 ; que equivaldría a un radio de acción de 21.4 m. Para obtener las mismas capturas, el coste (en días de muestreo) del muestreo con beam trawl sería casi 4 veces superior al realizado con nasas.

INTRODUCCIÓN

La centolla, Maja brachydactyla (ver Neumann (1998) para revisión taxonómica, que se corresponde con la especie del Atlántico Norte previamente conocida como M. squinado) es una especie de alto interés pesquero en el atlántico nordeste (Kergariou, 1984; Le Foll, 1993; Freire & García Allut, 2000; Freire et al., 2002). Los individuos juveniles habitan fondos someros (<20 m) y se han observado en diversos tipos de sustrato, tanto blandos (Kergariou, 1971; Kergariou & Veron, 1981; Le Foll, 1993; Meyer, 1993; Sampedro et al., 2004), como rocosos (Kergariou, 1971; Kergariou & Veron, 1981; González-Gurriarán & Freire, 1994; Stevcic, 1967, 1968) o mixtos (Brosnan, 1981; Rodhouse, 1984; Sampedro et al., 1999, 2004). Durante el verano del segundo o tercer año de su vida, dependiendo de la época de reclutamiento, llevan a cabo la muda terminal (Corgos, 2004; Le Foll, 1993; Meyer, 1993), tras la que alcanzan la madurez sexual y dejan de crecer (Corgos & Freire, submitted; González Gurriarán et al., 1995; Le Foll, 1993; Meyer, 1993; Sampedro et al., 1999), y llevan a cabo una migración hacia aguas profundas (González-Gurriarán & Freire, 1994; González-Gurriarán et al., 2002; Hines et al., 1995; Latrouite & Le Foll, 1989; Le Foll, 1993; Stevcic, 1973).

En estudios previos sobre la biología de Maja brachydactyla han sido empleados diversos métodos de muestreo, como nasas (Brosnan, 1981; Meyer, 1992, 1993; Rodhouse, 1984), beam trawl (Meyer, 1993), tangle nets (Meyer, 1993; Rodhouse, 1984), glass box (González-Gurriarán & Freire, 1994; Sampedro et al., 1999, 2004), o dredge (Latrouite, 1990; Le Foll, 1993, Mtimet, 1991). Hasta el momento no se han realizado evaluaciones de la eficacia de los diferentes métodos, a pesar de que el

comportamiento agregativo y elevada movilidad de esta especie hace especialmente dificultoso su muestreo cuantitativo.

Un buen método de muestreo para la obtención de datos sobre la abundancia y la estructura espacial y demográfica de la población de la centolla sería aquel que permita 1) obtener estimaciones (absolutas o relativas) insesgadas de abundancia, 2) representar adecuadamente la estructura espacial y demográfica y 3) permita obtener un tamaño de muestra suficiente con un coste limitado para el análisis de las distribuciones de frecuencias de talla y la obtención de otros parámetros demográficos.

El objetivo de este trabajo es la calibración de métodos de muestreo para la obtención de datos sobre la abundancia y la estructura demográfica de las poblaciones de centolla que habitan substratos sedimentarios someros. Se utiliza como caso de estudio una población local situada en la Ría de A Coruña (NW Spain), de la que existe un buen conocimiento de su biología y dinámica (Corgos, 2004; Corgos & Freire, submitted; Corgos et al, submitted) para evaluar la eficacia y representatividad (en términos de abundancia y estructura demográfica de la población) de las nasas, artes de arrastre, artes de enmalle y buceo.

MATERIAL Y MÉTODOS

El area de muestreo fue la Ría de A Coruña, una pequeña bahía oceánica situada en el NW de Galicia (NW España; Figura 1). Los muestreos fueron llevados a cabo en fondos arenosos del área más interna, Bastiagueiro, que presenta un rango de

profundidad de 5 a 15 m, y donde se localiza la principal población local de juveniles y adultos postpubertales de la zona. Complementariamente se realizaron ensayos mediante buceo en substratos rocosos.

Enmalle: se realizaron observaciones de operaciones de pesca comercial. Se utilizó el aparejo empleado normalmente por la pesquería comercial, compuesto por tres mallas, dos exteriores de 40 cm de luz y una interior de 10 cm de luz, que se disponen perpendiculares y en contacto con el fondo, y alcanzan una altura de 2 m aproximadamente. Se empleó un aparejo de 450 m de longitud total (15 piezas de 30 m cada una). Se realizaron observaciones de 13 lances entre Diciembre de 1997 y Febrero de 1998. Cada lance consistió en el calado del aparejo durante 24 h.

Buceo: se realizaron una serie de ensayos de aplicación de esta metodología en el área de estudio en que muestreos simultáneos mediante nasas y artes de enmalle indicaban la presencia de Maja brachydactyla. Se realizaron censos en áreas circulares de 5 m de radio (78.54 m^2), buscando organismos entre algas y grietas en fondos rocosos, y enterrados en fondos arenosos. Se realizaron un total de 9 censos en fondo rocoso (706.86 m^2) y 15 censos en fondo arenoso (1178.1 m^2) a profundidades entre 5 y 18 m, entre Noviembre de 1997 y Febrero de 1998. Este muestreo se dio por finalizado debido a las escasas capturas y a dificultades logísticas.

Arrastre: se utilizó un arte de arrastre denominado “bou de vara”, que es una modificación del diseño utilizado previamente en estudios de comunidades megabentónicas en las rías gallegas (Chesney & Iglesias, 1979; González-Gurriarán,

1982; Iglesias, 1982; Olaso & Pereda, 1982). Se empleó una vara de acero inoxidable de 4 m, y la luz de malla en el copo fue de 10 mm (Figura 2).

Se realizaron muestreos mensuales durante un ciclo anual, desde Junio de 1998 a Junio de 1999. En Noviembre de 1998 y Marzo de 1999 no fue posible muestrear debido a las condiciones meteorológicas. Se dividió el área de muestreo en 18 cuadrículas (Figura 1), y se realizó un lance en posición aleatoria dentro de cada cuadrícula, excepto en tres, en que la existencia de pecios y fondos rocosos imposibilitó el trabajo del aparejo. Cada lance tuvo una duración aproximada de 5 minutos desde el momento de firmes hasta el inicio de recogida del aparejo. Se controló la duración y las posiciones de inicio y fin fueron registradas mediante GPS, lo que permitió estimar el área barrida en cada lance (longitud x 4 m de apertura).

Nasas: se diseñaron nasas experimentales utilizando como modelo la nasa utilizada en la pesca comercial de faneca (Trisopterus luscus), de contrastada eficacia según la experiencia de pescadores en la captura de centolla. Cada nasa consta de un armazón de hierro galvanizado de 10 mm de sección, con una altura de 50 cm, un aro superior de 110 cm de diámetro, un aro inferior de 100 cm de diámetro, una entrada lateral de 22 cm de diámetro y malla de 50 mm de luz (Figura 2). Se estableció un transecto en el sentido del eje longitudinal de la ría (Sur-Norte), entre las posiciones 43°20.9'N, y 43°21.5'N, en el que se realizaron lances en siete puntos paralelos a la costa (separados entre si una décima de minuto en latitud, unos 182 m) (Figura 1), y se registró la posición de cada nasa mediante GPS. Cada mes se realizaron de 7 a 9 lances, que consistieron en un grupo de seis nasas con una separación de 25 m,

utilizando como cebo caballa (*Scomber scombrus*) o jurel (*Trachurus trachurus*) frescos. El tiempo de pesca fue de 24 h. Se realizaron muestreos mensuales de Diciembre de 1997 a Noviembre de 1999 (aunque en este trabajo sólo se utilizaron datos de capturas entre Junio de 1998 y Junio de 1999).

Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) obtenidas mediante los muestreos con nasas se presentarán como un índice de abundancia (ejemplares·nasa⁻¹, unidad de esfuerzo: nasa calada 24 h). En el caso de muestreo con arrastre, aunque los datos se podrían expresar como ejemplares·m⁻², debido a las escasas capturas (en varios meses las capturas no llegaron a 0.01 ejemplares·m⁻²), se expresarán como ejemplares·lance⁻¹, considerando un lance estándar de 170 m², ya que en todos los lances se arrastró una superficie muy similar (área media = 169.9 m², SD = 1.31; ver Tabla 1).

De cada individuo capturado se tomaron los siguientes datos: longitud de caparazón (mm), sexo, madurez morfométrica (Corgos, 2004; Corgos & Freire, submitted; Sampedro *et al.*, 1999), y edad relativa en base al grado de epibiosis y erosión del caparazón (ver Fernández *et al.*, 1998), para diferenciar a los adultos postpubertales recientes de los individuos que alcanzaron la madurez en años anteriores.

La relación entre las capturas medias mensuales con nasas y beam trawl se analizó ajustando al modelo $CPUE_{nasas}(\text{ejemplares} \cdot \text{nasa}^{-1}) = q \cdot CPUE_{arrastre}(\text{ejemplares} \cdot \text{lance}^{-1})^\beta$, utilizando la transformación logarítmica de las capturas con ambos métodos de muestreo para el ajuste por mínimos cuadrados. q representa el coeficiente de

capturabilidad, y cuando $\beta \neq 1$ la capturabilidad cambia con la abundancia. Cuando $\beta > 1$, la CPUE desciende más rápido que la densidad real en una situación conocida como hyperdepletion, por el contrario, si $\beta < 1$ la CPUE desciende más rápidamente que la densidad real, lo que se traduce en hyperstability (Harley et al., 2001).

RESULTADOS

Evaluación preliminar de enmalle y buceo

Se realizaron una serie de ensayos preliminares y observaciones de operaciones de pesca comercial con cada uno de los métodos seleccionados (enmalle, buceo, arrastre y nasas), que, junto con información previa sobre la biología de M. brachydactyla, nos permitieron realizar una evaluación inicial de su adecuación para los objetivos del estudio.

La pesquería comercial de centolla en Galicia se realiza fundamentalmente con enmalle. Estos aparejos son estáticos e interceptan a los animales en sus desplazamientos (en especial, en el caso de la centolla, durante sus migraciones, Freire et al., 2002). A pesar de su elevada eficiencia en la captura de centolla, las artes de enmalle presentan una serie de problemas que dificultan su utilización en muestreos experimentales en aguas someras. Observaciones realizadas en operaciones de pesca comercial en áreas de juveniles indicaron que, cuando las capturas fueron elevadas y de ejemplares de pequeño tamaño corporal (como es habitual en zonas someras), el enmallamiento de numerosos ejemplares en el aparejo conllevó una extracción difícil y

larga, que causó importantes daños en los individuos (amputación de apéndices y daños en el caparazón) que produjeron una elevada mortalidad y cuantiosos daños en el propio aparejo (que en numerosas ocasiones queda inutilizable tras un único lance). Por otra parte, la longitud de este tipo de aparejos (como mínimo de 250-500 m para que sean operativos) impediría una adecuada resolución espacial para obtener información sobre la distribución espacial de los organismos en escalas de cientos de metros, muy relevantes en esta especie.

En los 9 censos realizados en fondo rocoso se capturaron 15 ejemplares, y en los 15 censos realizados en fondo arenoso se capturaron únicamente 5 individuos. Debido a las condiciones meteorológicas y a la turbidez del agua, la superficie prospectada por un buceador en un día de trabajo fue escasa, con un máximo de 1021 m².

Teniendo en cuenta estos resultados se descartó la utilización del buceo y las tangle nets como métodos de muestreo cuantitativo.

Comparación de nasas y arrastre

Capturas por unidad de esfuerzo

Las capturas con arrastre fueron muy bajas a lo largo del período de muestreo (Figura 3). La CPUE media para todo el período de muestreo fue de 1.8 ejemplares·lance⁻¹, con medias mensuales que oscilaron entre 0 y 5.7 (Tabla 1). Las capturas totales en un mes nunca fueron superiores a 45 ejemplares, a pesar de que algunos meses se

realizaron hasta 22 lances. El caso más extremo se produjo en Abril de 1999, donde no se capturó ningún ejemplar en 15 lances. Las capturas con nasas fueron mucho más elevadas (Figura 3), dado que la gran mayoría de los meses se capturaron más de 200 ejemplares, y en varios meses se capturaron más de 500 (para un total de entre 36 y 54 nasas por mes). La CPUE media mensual fue de $9.2 \text{ ejemplares} \cdot \text{nasa}^{-1}$, oscilando entre 1.9 y 16.9 (Table 2). En la mayoría de arrastres se capturó uno o ningún ejemplar (64.6%). Por el contrario, en el caso del muestreo con nasas, aunque en un 27.9% de las nasas no se capturó ningún ejemplar, en la mayoría (54%) se capturaron más de 5 ejemplares.

Para el análisis de la correlación entre las capturas medias mensuales con nasas y con arrastre se excluyó un lance de arrastre realizado en Junio de 1999, donde se capturaron 55 ejemplares. Esta captura fue excepcionalmente elevada, y fue debida probablemente a que el arrastre cruzó una agregación de individuos (si incluimos este lance, la CPUE media en ese mes es de $5.74 \text{ ejemplares} \cdot \text{lance}^{-1}$, reduciéndose a 0.8 si excluimos el lance). Se detectó una correlación positiva significativa entre las capturas medias mensuales con nasas y arrastre ($r = 0.73$, $p = 0.02$). La relación obtenida entre las CPUEs de ambos métodos (Figura 4) fue $CPUE_{\text{nasas}} = 7.007 \cdot Cpue_{\text{arrastre}}^{0.56}$ ($R^2 = 0.64$, $p = 0.01$). El valor de $\beta = 0.56$ obtenido indica un probable fenómeno de hiperestabilidad en las capturas de las nasas, ya que su CPUE desciende más lentamente que la abundancia indicada por el arrastre. La representación gráfica de la asociación entre ambas CPUE (Figura 4) muestra dos grupos de meses bien diferenciados, uno donde las capturas son muy bajas ($< 5 \text{ ejemplares} \cdot \text{nasa}^{-1}$ y $< 0.8 \text{ ejemplares} \cdot \text{lance}^{-1}$), y otro donde la capturas son elevadas ($> 8 \text{ ejemplares} \cdot \text{nasa}^{-1}$ y $>$

1.5 ejemplares·lance⁻¹) con ambos métodos de muestreo. Dentro de cada grupo de meses no se observa una correlación significativa entre variables ($r=-0.20$ y $r=-0.21$ respectivamente, $p>0.5$ en ambos casos).

Asumiendo que el arrastre fuese un método absoluto (capturase todos los ejemplares situados en el trayecto del lance) podemos estimar el área teórica de pesca de una nasa para juveniles de $LC \geq 70$ mm (correspondientes al solapamiento de capturas con ambos métodos de muestreo, see below). La CPUE media de juveniles de $LC \geq 70$ mm fue de 0.72 ejemplares·lance⁻¹ (a cada ejemplar le correspondería un área de 236.1 m²), y de 6.1 ejemplares·nasa⁻¹, y por lo tanto el área de pesca de una nasa sería igual a 6.1 ejemplares· 236.1 m²·ejemplar⁻¹= 1440.3 m². Suponiendo un área de pesca circular, el rango de atracción de las nasas cubriría un radio de 21.4 m.

Estructura de tallas de las capturas

De los 247 ejemplares capturados con arrastre en todo el período de muestreo, 232 fueron juveniles y tan sólo 15 adultos, a pesar de las elevadas capturas de adultos que se obtuvieron con nasas durante el verano en la misma zona. Suponiendo que la relación entre las CPUE de adultos y juveniles capturados con nasas sea representativa de la relación real de la población, podemos tomar la relación entre las capturas medias de adultos y juveniles con ambos tipos de muestreo como una estimación de la capturabilidad relativa de adultos con arrastre (dado que parece reducirse considerablemente con respecto a la de juveniles). Así,

$$\text{capturabilidad relativa adultos arrastre} = \frac{CPUE_{adults, trawl} / CPUE_{juveniles, trawl}}{CPUE_{adults, traps} / CPUE_{juveniles, traps}} = 0.12$$

Es decir, que la capturabilidad de los adultos con arrastre sería un 12% de la correspondiente a la de juveniles.

Por otra parte, al comparar las distribuciones de frecuencias de talla de los ejemplares juveniles capturados durante todo el período de muestreo con ambos métodos podemos observar claramente que con arrastre se capturó mayor porcentaje de ejemplares de pequeño tamaño (Figura 5). El porcentaje de ejemplares menores de 60 mm de LC es mucho mayor en las capturas con arrastre tanto para machos como para hembras (23% del total de capturas con arrastre y 0.7% del total de capturas con nasas), y se observa claramente una moda de ejemplares de 50 mm de LC que no se detecta en las capturas con nasas. El porcentaje de capturas entre 70 y 130 mm de LC es similar con ambos métodos de muestreo, pero el porcentaje de ejemplares mayores 130 mm de LC es mucho mayor en las capturas con nasas (8.9 y 34.1% respectivamente).

DISCUSIÓN

En una evaluación preliminar realizada en el presente estudio tanto los muestreos mediante buceo como empleando atres de enmalle fueron descartados por los problemas que presentaron. Rodhouse (1984) y Meyer (1993) utilizaron artes de

enmalle para muestrear individuos adultos de M. brachydactyla y destacaron el elevado daño en los pereiópodos y, especialmente, en los quelípedos de los machos que producía este aparejo. Teniendo en cuenta las bajas capturas en los muestreos mediante buceo e información adicional sobre el comportamiento y distribución de M. brachydactyla, se evidencian una serie de problemas en la aplicación de esta metodología: 1) El área que un buceador puede prospectar en un día de trabajo es muy reducida en la zona de estudio (el área máxima prospectada en un día de trabajo fue de 1021 m²), dado que la visibilidad es en numerosas ocasiones muy baja, en especial en fondos arenosos donde la turbidez puede ser muy elevada. 2) La distribución de juveniles y adultos postpubertales de M. brachydactyla presenta niveles de agregación muy acusados (Corgos, 2004), por lo que, desde un punto de vista estadístico, su densidad local (respecto al área muestreada) presenta una varianza muy elevada (en numerosas muestras no se capturan ejemplares y en un número muy reducido las capturas son muy elevadas), y por lo tanto sería necesario un esfuerzo de muestreo muy elevado para obtener estimaciones robustas y no sesgadas de la abundancia de esta especie. Miller (1989) coincide en afirmar que el empleo del buceo para muestrear organismos bentónicos está limitado por el área máxima prospectada por un buceador en un día de trabajo y la profundidad. El buceo suele utilizarse para muestrear especies marinas bentónicas en zonas de elevada visibilidad y reducido hidrodinamismo (Diesel, 1986; Spanier et al., 1988; Tupper & Boutilier, 1997), aunque también puede ser empleado en ocasiones especiales como el caso de Meyer (1992; 1993) que utilizó el buceo en el Golfo Normano-Bretón únicamente en verano (época más favorable) y en fondos someros (<5m), para capturar las centollas atraídas por el cebo de nasas con la entrada bloqueada, y por tanto, en condiciones de elevada abundancia de ejemplares.

Miller (1975) comparó la capturabilidad de nasas y un arte de arrastre para otro májido, Chionoecetes opilio, utilizando fotografía submarina, y comprobó que el arrastre subestimó la densidad, y apuntó la posibilidad de que los individuos puedan evitar el aparejo. Este comportamiento explicaría las bajas capturas de ejemplares adultos en el muestreo con arrastre, algo que también parece suceder en nuestro caso. Por otra parte, debido a que los individuos grandes escapaban del sumergible desde donde se tomaban las fotografías, se cree que se sobreestimó el área efectiva de pesca por nasa, estimada en 4100 m² (equivalente a un radio de 36 m). A pesar de todo esto, Miller (1975) sugirió que las nasas son el mejor método para estimar la densidad de C. opilio, con ciertas limitaciones ya que afirmó que la capturabilidad es variable y depende del cebo utilizado, del tiempo de calado, de la temperatura del agua y del estado de muda.

Tanto en el caso de M. brachydactyla como de otros decápodos (Miller, 1989) las principales ventajas de muestrear con nasas son las elevadas capturas, la buena resolución espacial que permite obtener información sobre la distribución de los organismos, ser utilizables en todo tipo de substratos, bajo coste y durabilidad, y el escaso daño que causan a las capturas, que mantienen vivas. Por el contrario, presentan como inconvenientes el desconocimiento del área efectiva de pesca ya que agregan capturas de un área inicialmente desconocida, y la capturabilidad dependiente de la actividad de los individuos (variable estacionalmente y dependiente de la fase del ciclo vital). En el caso de las artes de arrastre, presentan como ventajas el hecho de que se conozca el área muestreada, que presenten buena resolución espacial y que su

capturabilidad no dependa, en principio, en gran medida del comportamiento de los organismos muestreados. Sus principales desventajas son sus bajas capturas, que sólo son utilizables en fondos blandos y que se puede colmatar el copo cuando la duración del lance es elevada y/o se acumulan organismos, sedimento u otros materiales.

Comparando las capturas por unidad de esfuerzo obtenidas mensualmente con nasas y arrastre, se puede comprobar que ambos son buenos indicadores de la abundancia relativa de M. brachydactyla, ya que se detectó una correlación positiva entre las capturas obtenidas con ambos métodos de muestreo. Sin embargo, al igual que Meyer (1993), para M. brachydactyla, y Miller (1975), para C. opilio, las capturas con arrastre fueron mucho menores que con nasas, y no fueron suficientes para obtener información detallada acerca de la distribución espacial y la biología y dinámica de la población de M. brachydactyla. Por otra parte, debido a la selectividad de ambos aparejos, con arrastre se capturan ejemplares de menor talla y una mayor proporción de ejemplares en postmuda (Dawe & Hoenig, 1990), por lo que se obtendría información biológica complementaria. Meyer (1992; 1993) capturó mediante buceo, realizado en verano, centollas de entre 20 y 60 mm de LC, ausentes de las capturas con nasas obtenidas en el mismo período. Por estas razones el arrastre sería un buen método de muestreo para estudiar la población de M. brachydactyla en la Ría de A Coruña, sólo mediante un esfuerzo de muestreo muy elevado (mayor número de lances o lances de mayor duración) para obtener capturas suficientes para generar estimas de abundancia y parámetros demográficos con baja varianza.

Teniendo en cuenta las capturas medias con ambos métodos de muestreo podemos estimar el coste de cada uno de ellos en términos del tiempo de muestreo preciso para obtener un tamaño de muestra dado. En nuestro caso el esfuerzo medio de muestreo por día (incluyendo la operación de largado y recogida del aparejo y la toma de datos biológicos de las capturas por un equipo de 3 personas) fue de 14.4 lances de arrastre (se realizaron entre 11 y 22 lances en un día de muestreo), mientras que el esfuerzo medio por día con nasas fue de 12 nasas (dos lances de 6 nasas cada día durante 4-6 días). Estos esfuerzos podemos considerarlos como máximos diarios bien por el tiempo necesario para la maniobra de muestreo (arrastre), como para el procesado de las muestras (nasas). Multiplicando el esfuerzo por las CPUE medias obtenemos unas capturas de 25.9 ejemplares·día⁻¹ para bou de vara y 100.8 ejemplares·día⁻¹ para nasas. A modo de ejemplo, para obtener una estimación robusta de la descomposición de las distribuciones de frecuencias de talla en grupos modales, cada moda debe estar integrada al menos por 200 ejemplares (Pauly & Caddy, 1985), aunque en nuestro caso se obtuvieron buenas estimaciones con modas integradas por 100 ejemplares o menos (Corgos, 2004). Para 3 componentes (presentes en juveniles la mayoría de los meses) sería necesario un tamaño de muestra de 600 ejemplares. Para obtener esta captura sería necesario un coste de 23 días de muestreo con arrastre, mientras que con nasas sólo serían necesarios 6 días de muestreo. Por tanto para obtener el mismo beneficio, el coste del muestreo con arrastre supondría casi 4 veces el correspondiente al muestreo con nasas.

Agradecimientos

A Juan Otero, patrón del “Bolvina”, a Cristina Bernárdez, Paz Sampedro y Patricia Verísimo, por la ayuda prestada durante el trabajo de campo. Este trabajo se realizó en el marco de los proyectos de investigación XUGA10301B97 financiado por la Dirección General de Universidades e Investigación, Consellería de Educación e Ordenación Universitaria de la Xunta de Galicia, y REN2000-0446 MAR financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT).

Bibliografía

Brosnan, D. M. (1981). Studies on the biology, ecology and fishery of the spider crab Maia squinado Herbst (1768) of the west coast of Ireland. Department of Zoology. University College Galway, Ireland: 133 pp.

Chesney, E. J., Jr. & J. Iglesias (1979). Seasonal distribution, abundance and diversity of demersal fishes in the inner Ría de Arosa, Northwest Spain. *Estuarine, Coastal and Marine Science*. 8: 227-239.

Corgos, A. (2004). Estrategia vital, estructura espacial y dinámica poblacional de la centolla, Maia squinado (Decapoda: Majidae). PhD. Thesis. Universidade da Coruña. 312 pp.

Corgos, A. & J. Freire (submitted). Morphometric and gonad maturity in the spider crab Maia brahcydactyla. A Comparison of methods for the estimation of the size at maturity in species with determinate growth. *ICES Journal of Marine Science*.

Corgos, A., M. P. Sampedro, E. González Gurriarán & J. Freire (submitted). Growth at moult, intermoult period and moulting seasonality of the spider crab Maia brachydactyla: combining information from mark-recapture and culture studies. *Journal of Crustacean Biology*.

Corgos, A., P. Verísimo & J. Freire (submitted). Timing and seasonality of terminal moult and mating migration in the spider crab, Maia brachydactyla: evidences of alternative mating strategies. Non o sei aínda.

Dawe, E. G. & J. M. Hoenig (1990). An assessment strategy for snow crabs. *Internacional Council for the Exploration of the Sea, Shellfish Symposium*. 92.

Diesel, R. (1986). Population dynamics of the commensal spider crab Inachus phalangium (Decapoda:Maïidae). *Marine Biology*. 91: 481-489.

Fernández, L., J. Parapar, E. González-Gurriarán & R. Muiño (1998). Epibiosis and ornamental cover patterns of the spider crab Maja squinado on the Galician coast, Northwestern Spain: Influence of behavioral and ecological characteristics of the host. *Journal of Crustacean Biology*. 18: 728-737.

Freire, J., C. Bernárdez, A. Corgos, L. Fernández, E. González-Gurriarán, M. P. Sampedro & P. Verísimo (2002). Management strategies for sustainable invertebrate fisheries in coastal ecosystems of Galicia (NW Spain). *Aquatic Ecology*. 36: 41-50.

Freire, J. & A. García-Allut (2000). Socioeconomical and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Marine Policy*. 24: 375-384.

González-Gurriarán, E. (1982). Estudio de la comunidad de crustáceos Decápodos (Brachyura) en la Ría de Arousa (Galicia-NW España), y su relación con el cultivo de mejillón en batea. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*. 7: 223-254.

González-Gurriarán, E. & J. Freire (1994). Movement patterns and habitat utilization in the spider crab Maja squinado (Herbst) (Decapoda, Majidae) measured by ultrasonic telemetry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 184: 269-291.

González-Gurriarán, E., J. Freire & C. Bernárdez (2002). Migratory patterns in female spider crabs Maja squinado using electronic tags and telemetry. *Journal of Crustacean Biology*. 22(1): 91-97.

González-Gurriarán, E., J. Freire, J. Parapar, M. P. Sampedro & M. Urcera (1995). Growth at moult and moulting seasonality of the spider crab, Maja squinado (Herbst) (Decapoda: Majidae) in experimental conditions: implications for juvenile life history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 189: 183-203.

Harley, S. J., R. A. Myers & A. Dunn (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58: 1760-1772.

Hines, A. H., T. G. Wolcott, E. González-Gurriarán, J. L. González-Escalante & J. Freire (1995). Movement patterns and migrations in crabs: telemetry of juvenile and adult behaviour in Callinectes sapidus and Maja squinado. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 75: 27-42.

Iglesias, J. (1982). Ecología de la comunidad de peces demersales de la Ría de Arosa, con especial referencia a la familia Gobiidae. Dep. Zoología, Fac. Biología. Univ. Santiago: 236 pp.

Kergariou, G. (1971). L'araignée de mer, Maia squinado L., sur le littoral de Bretagne. *Science et Pêche, Bulletin du Institut de Pêches maritimes*. 205: 11-19.

Kergariou, G. & G. Veron (1981). Distribution de l'araignée de mer, Maja squinado, sur al pêche hivernale du Golfe Normano Breton. ICES, Shellfish Committee. C.M. 1981/K:32: 9.

Latrouite, D. (1990). Etude des araignees des nourriceries de la baie de Saint-Brieuc et de l'Ouest-Cotentin, IFREMER: 28pp.

Latrouite, D. & D. L. Foll (1989). Données sur les migrations des crabes tourteau Cancer pagurus et les araignées de mer Maja squinado. Océanis. 15: 133-142.

Le Foll, D. (1993). Biologie et exploitation de l'araignée de mer Maja squinado Herbst en Manche Ouest. Université de Bretagne Occidentale. IFREMER, RI DRV 93-030: 524 pp.

Meyer, C. G. (1992). Seasonal variation in composition of trap catches of the spider crab Maja squinado, (Herbst, 1788.) in a known inshore nursery area of the south coast of Jersey (British Channel). ICES, Shellfish Committee. C.M. 1992/K:11: 16.

Meyer, C. G. (1993). The biology and fishery of the spider crab (Maja squinado) around Jersey (Channel Islands). Dept. Biol. Sci., Fac. Sci. Univ. Plymouth: 116 pp.

Miller, R. J. (1975). Density of the commercial spider crab, Chionoecetes opilio, and calibration of effective area fished per trap using bottom photography. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 32: 761-768.

Miller, R. J. (1989). Traps as a survey tool for animal density. Proceedings of Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 39: 331-339.

Mtmet, M. (1991). Analyse approfondie des données des campagnes à la mer sur l'araignée (Maja squinado H.,- 1788) dans le Golfe Normano-Breton. Ecole Normale Supérieure Agronomique de Rennes, Département de Hélieutique, Mémoire de Fin d'Etudes.82.

Olaso, I. & P. Pereda (1982). Epifauna de los fondos de arrastre del norte y noroeste de España. Actas II Simposio Ibérico del Bentos Marino.

Pauly, D. & J. F. Caddy (1985). A modification of Battacharya's method for the analysis of mixtures of normal distributions. FAO Fish. circ. 781: 16pp.

Rodhouse, D. M. (1984). Experimental fishing for the spider crab, Maja squinado: sea and laboratory trials. Journal of the marine biological Association of the United Kingdom. 64: 251-259.

Sampedro, M. P. & E. González-Gurriarán (2004). Aggregating Behaviour of the spider crab Maja squinado in shallow waters. Journal of Crustacean Biology. 24(1): 168-177.

Sampedro, M. P., E. G. Gurriarán, J. Freire & R. Muiño (1999). Morphometry and sexual maturity in the spider crab Maja squinado (Decapoda: Majidae) in Galicia, Spain. *Journal of Crustacean Biology*. 19 (3): 578-592.

Spanier, E., M. Tom, S. Pisanty & G. Almog (1988). Seasonality and shelter selection by the slipper lobster Scyllarides latus in the southeastern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. 42: 247-255.

Stevcic, Z. (1967). A short outline of the biology of the spinous spider crab. *Bull. Sci. Conseil Acad. RSF Yugoslavie, Section A*. 12: 313-314.

Stevcic, Z. (1968). L'Araignée de mer et le substrat. *Rapports de la Commission internationale de la Mer Méditerranée*. 19: 151-153.

Stevcic, Z. (1973). Les migrations de l'Araignée de mer. *Rapports de la Commission internationale de la Mer Méditerranée*. 21: 597-598.

Tupper, M. & R. G. Boutilier (1997). Effects of habitat on settlement, growth, predation risk and survival of a temperate reef fish. *Marine Ecology Progress Series*. 151: 225-236.

Tables

Table 1. Summary of beam trawl sampling. Monthly number of tows, mean sampled area per tow, total number of captured crabs (N), and CPUE (estimated as number of crabs·tow⁻¹, for a standard tow of 170 m², and as number of crabs·m⁻²) are shown. Standard deviation (SD) for the estimates is also showed.

Date	No. of tows	Sampled area· tow ⁻¹			CPUE			
		(m ²)		N	Crabs· tow ⁻¹		Crabs· m ⁻²	
		Mean	SD		Mean	SD	Mean	SD
June 1998	22	170.1	1.32	42	1.90	2.93	0.011	0.017
July	13	169.7	1.07	35	2.69	4.84	0.016	0.029
August	14	170.1	1.47	26	1.84	3.76	0.011	0.022
September	15	170.3	1.26	37	2.45	2.61	0.015	0.015
October	15	170.0	1.24	19	1.26	2.25	0.007	0.013
December	12	170.2	1.28	19	1.57	3.60	0.009	0.021
February 1999	13	170.0	1.20	5	0.38	0.87	0.002	0.005
April	15	169.3	1.62	0	0.00	0.00	0.000	0.000
May	14	170.1	1.35	1	0.07	0.27	0.0004	0.002
June	11	169.4	1.11	63	5.74	16.38	0.034	0.097

Table 2. Summary of trap sampling. Monthly number of tows and traps, mean catch-per-unit-effort (crabs-trap⁻¹) by sex and maturity stage, and standard deviation for estimates (SD) are shown.

Date	No. of tows	No. of traps	CPUE									
			JM	DT	AM	DT	JF	DT	AF	DT	TOT	DT
June 1998	8	48	3.3	4.29	0.5	1.07	4.7	7.53	0.1	0.24	8.7	12.47
July	7	42	3.9	3.10	4.2	3.50	2.6	2.70	0.5	0.92	11.3	7.98
August	8	48	1.9	1.82	4.4	3.49	1.1	1.54	3.8	3.44	11.3	6.64
September	9	54	3.2	5.41	2.7	2.95	2.1	3.27	5.3	4.73	14.6	11.91
October	6	35	4.4	4.85	2.7	3.13	2.7	4.21	7.1	7.10	16.9	10.18
November	6	36	7.4	3.68	0.5	0.65	6.4	3.82	2.6	2.35	16.9	5.63
December	6	35	5.3	5.20	0.1	0.34	4.5	5.32	0.6	1.01	10.6	10.54
January 1999	6	36	4.2	7.52	0.0	0.00	3.5	7.31	0.0	0.17	7.7	14.45
February	8	48	0.8	1.25	0.0	0.00	1.0	1.90	0.1	0.24	1.9	2.81
March	6	36	3.0	5.51	0.0	0.17	3.4	5.83	0.1	0.35	6.8	11.19
April	6	33	2.2	3.74	0.1	0.24	2.4	4.72	0.1	0.24	4.8	8.21
May	6	34	1.2	1.78	0.1	0.33	1.1	2.51	0.0	0.17	2.5	4.06
June	6	33	1.4	2.51	0.2	0.58	1.7	3.21	0.0	0.17	3.4	6.10

Figure captions.

Figure 1. Location of the Ría de A Coruña and sampling area. Se muestra la localización aproximada de los lances con nasas y con beam trawl realizados mensualmente in the inner area.

Figure 2. Diseño y dimensiones de las nasas y el beam trawl utilizados en el muestreo.

Figura 3. Evolución mensual de la CPUE media (con intervalo de confianza del 95%) obtenida en los muestreos con nasas y arrastre entre Junio de 1998 y Junio de 1999. La CPUE de nasas se expresa en número medio de crabs·trap⁻¹ y la CPUE de bou de vara se expresa en número medio de crabs·tow⁻¹, para un arrastre estándar de 170 m². La CPUE media de Junio de 1999 con arrastre fue calculada excluyendo un lance con unas capturas excepcionalmente elevadas (N=55).

Figura 4. Relación entre las capturas con nasas y las capturas con arrastre. Se muestra el ajuste del modelo exponencial ($Y = q \cdot X^\beta$, $R^2 = 0.64$, $p = 0.01$). La CPUE media de arrastre de Junio de 1999 (■) fue estimada excluyendo un lance con unas capturas excepcionalmente elevadas (N=55).

Figura 5. Distribuciones de frecuencias de talla de los ejemplares capturados con arrastre (N=247) y nasas (N=4933) entre Junio de 1998 y Junio de 1999.

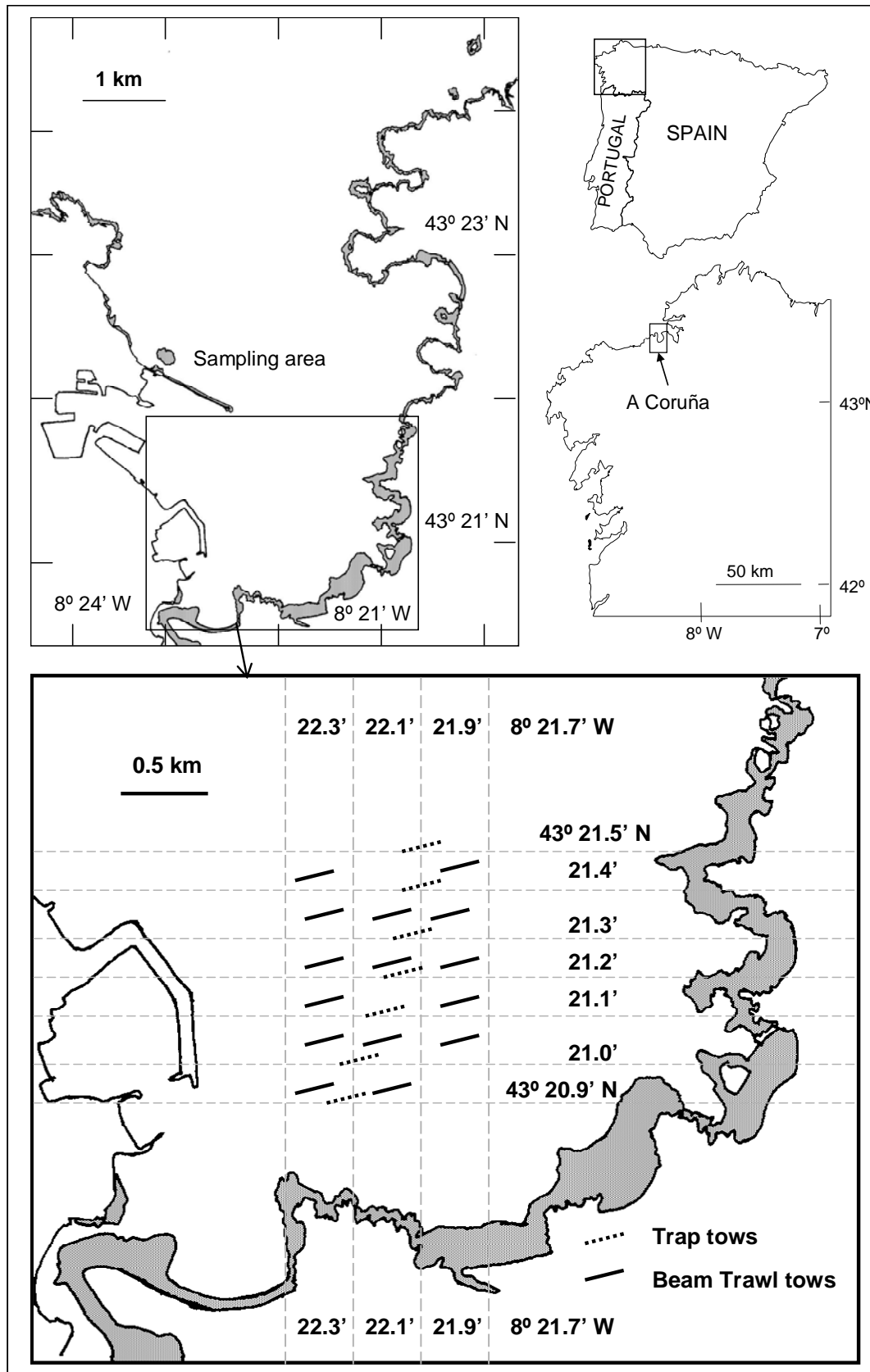


Figure 1. Corgos & Freire.

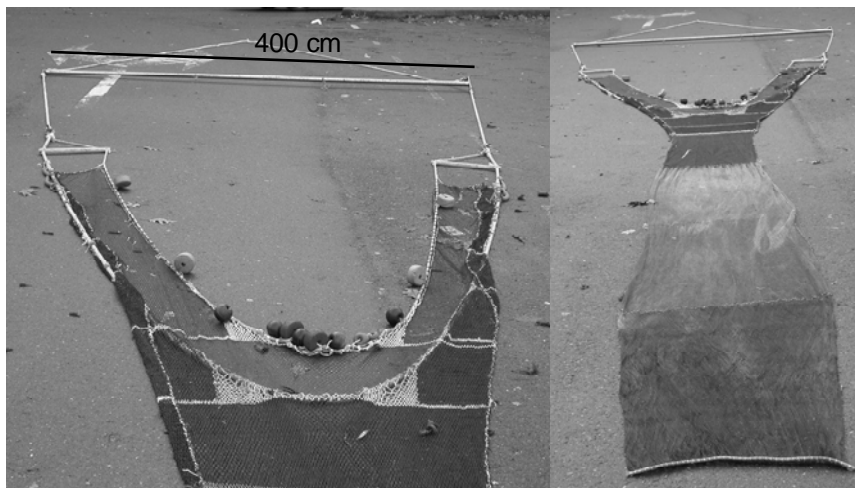
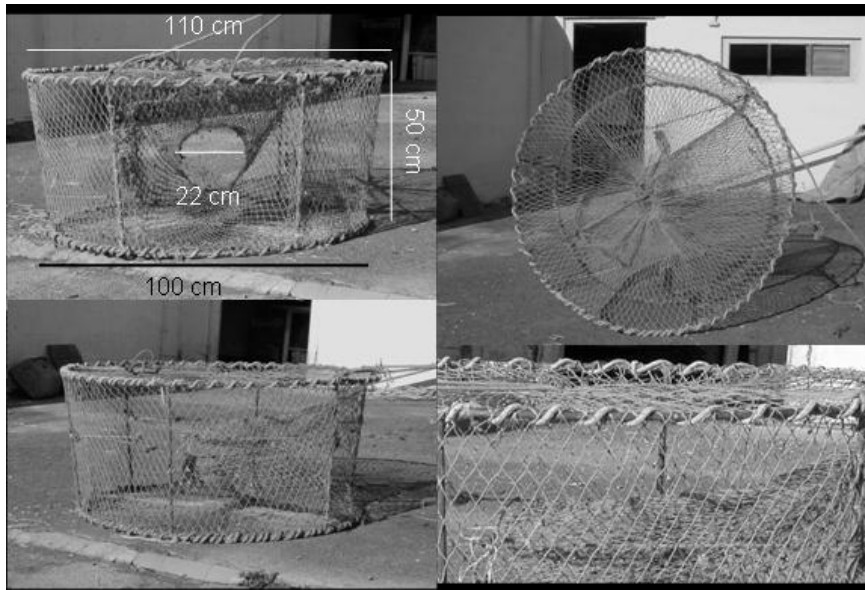


Figure 2. Corgos & Freire.

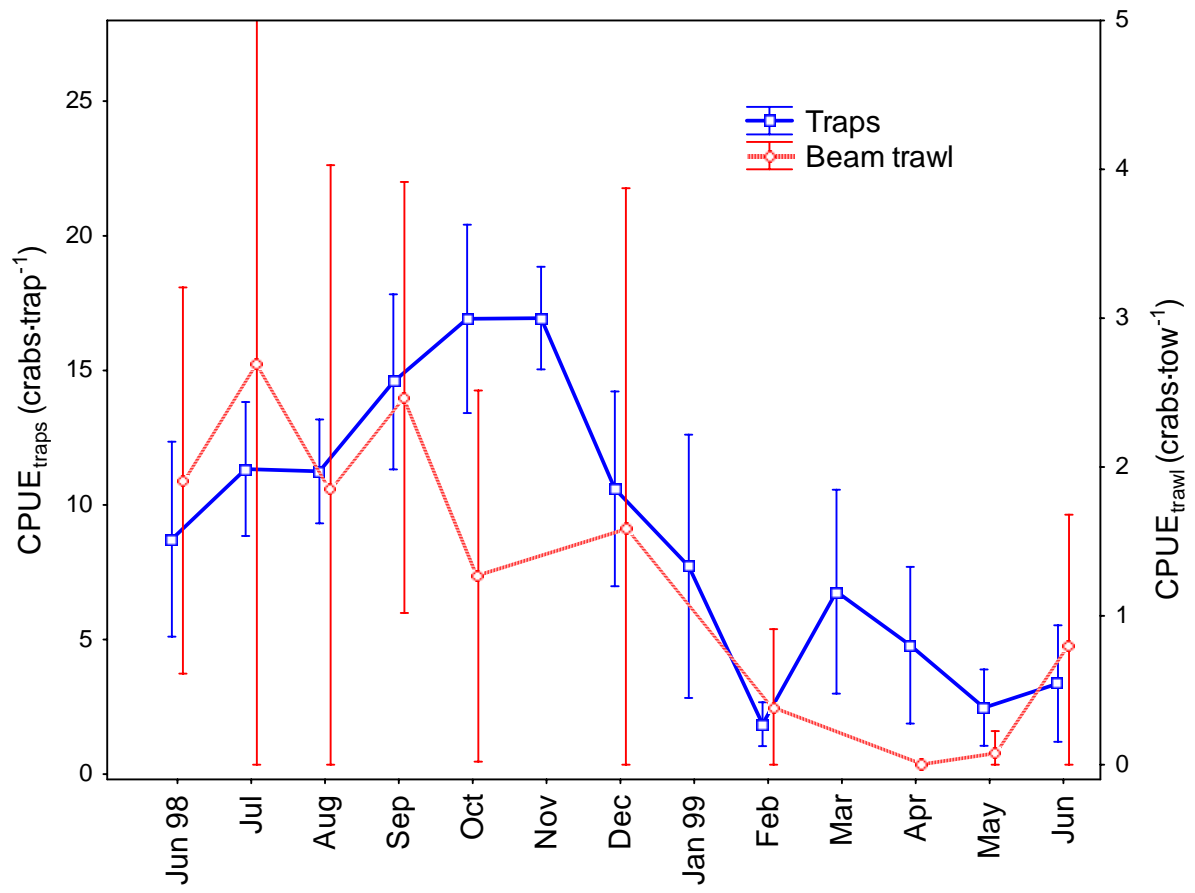


Figure 3. Corgos and Freire.

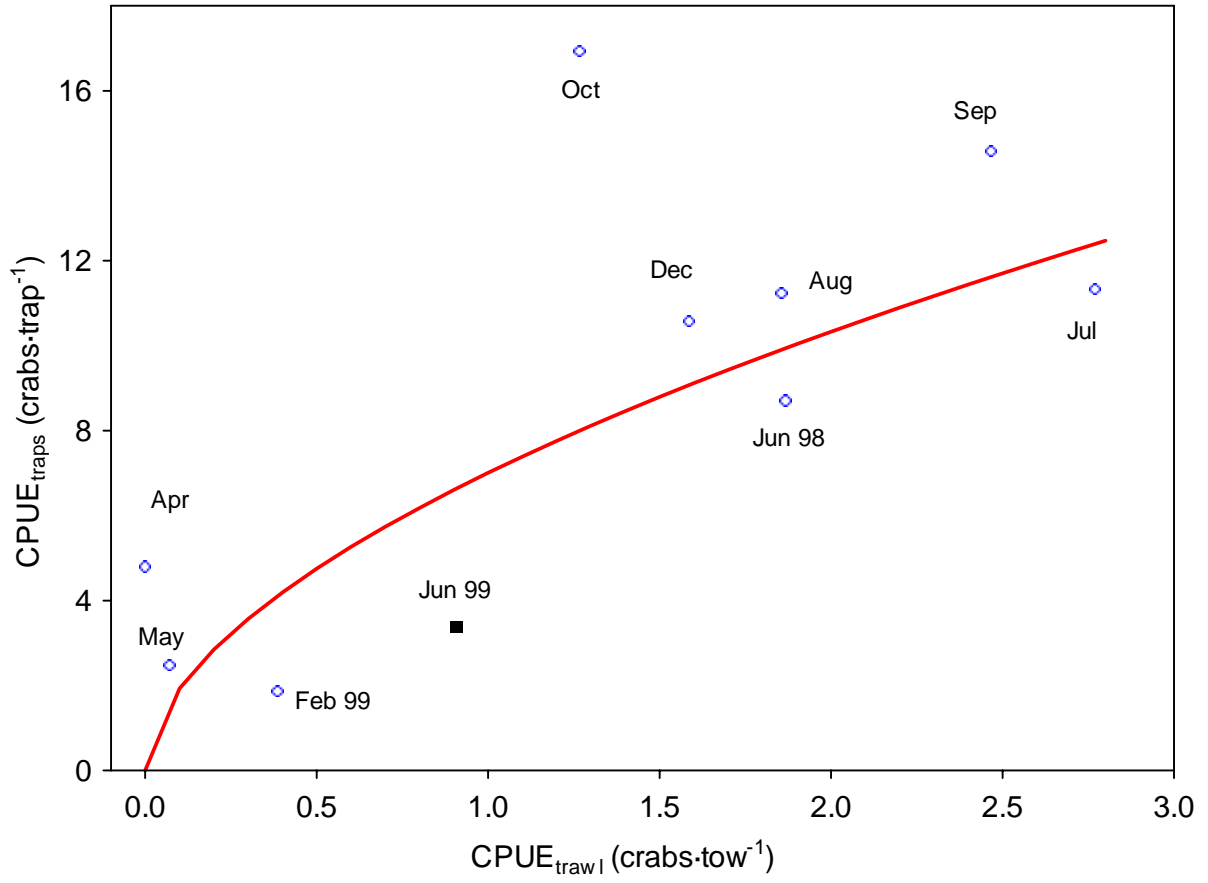


Figure 4. Corgos & Freire

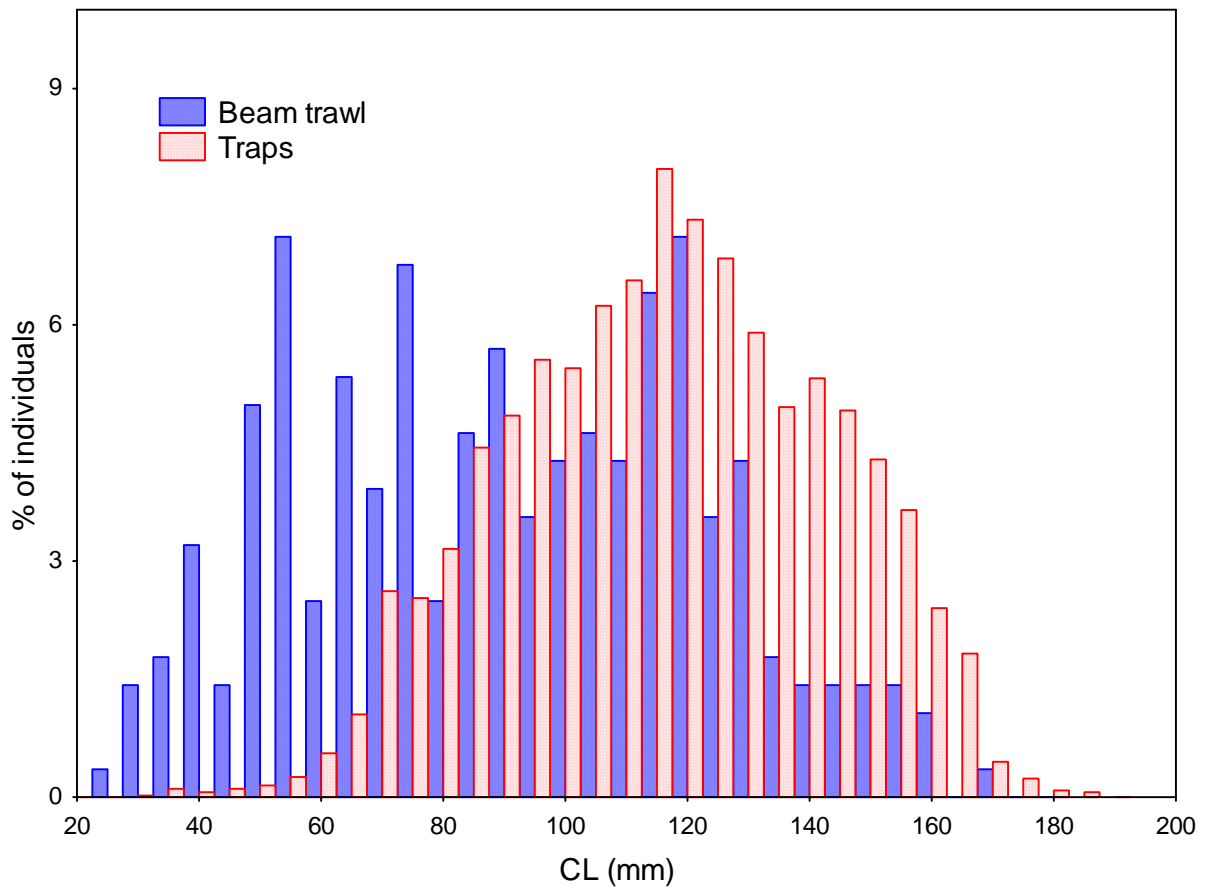


Figure 5. Corgos & Freire.