

Conceptos y técnicas en ecología fluvial

Edición a cargo de:

ARTURO ELOSEGI

Profesor titular de Ecología en la Universidad del País Vasco

SERGI SABATER

Catedrático de Ecología en la Universidad de Girona

Separata del capítulo 15

La biota de los ríos: los peces

LLUÍS ZAMORA

ANNA VILA

JOAN NASPLEDA

Primera edición: abril 2009

ISBN: 978-84-96515-87-1

© los autores, 2009

© de la edición en español, Fundación BBVA, 2009

La biota de los ríos: los peces

LLUÍS ZAMORA, ANNA VILA Y JOAN NASPLEDA

15.1. Introducción

De las aproximadamente 24 600 especies de peces descritas científicamente, el 41% habita exclusivamente en aguas epicontinentales y un 1% se mueve entre el mar y las aguas dulces a lo largo de su ciclo vital (Nelson 1994). De hecho, se ha propuesto una clasificación de las especies ícticas epicontinentales en tres categorías: *primarias* o *sedentarias*, cuando completan todo su ciclo vital en agua dulce; *secundarias* si, aun viviendo en aguas dulces, tienen cierta tolerancia a las marinas; y especies *periféricas* si, aun derivando de formas marinas ancestrales, residen más o menos tiempo en aguas dulces o habitan una parte de su ciclo vital en este ambiente y otra parte en el mar (Granado-Lorencio 1996). Éste sería el caso de las especies migradoras, las cuales reciben distintas denominaciones en función del tipo de migración. Así, la especie *potamodromas* realizan migraciones entre sistemas epicontinentales, las *oceanodromas* dentro del mar y las *diadromas* entre ambos medios. Dentro de este grupo se distinguen las especies *catadromas*, que realizan migraciones reproductivas hacia el mar (por ejemplo, la anguila europea *Anguilla anguilla*) y de las *anadromas*, que realizan la migración en sentido contrario reproduciéndose en aguas dulces (por ejemplo, el salmón *Salmo salar*) (McDowall 1992).

La diversidad de especies de peces incrementa de acuerdo con el área de la cuenca. También influyen factores como el caudal, la calidad del agua, la turbulencia y la productividad

Los peces ocupan prácticamente todos los hábitats acuáticos que presentan agua líquida durante buena parte del año, incluyendo fuentes termales y alcalinas, lagos hipersalinos, cuevas, lagunas temporales, ríos torrenciales o lagos situados a elevadas altitudes (hasta 3800 m) (Helfman et al. 1997). Geográficamente, la mayor diversidad de peces la encontramos en los trópicos, siendo en el sudeste asiático, América del Sur y África donde existe el mayor número de especies epicontinentales. Como en muchos otros grupos taxonómicos, la estructura y composición de las comunidades de peces varía en función de la escala espacial. Cuanto mayor es la escala, mayor detalle podemos conocer sobre la organización de la comunidad o la población y en el caso de los peces ésta varía desde el nivel de cuenca hidrográfica hasta el de unidad de hábitat (microhábitat) (Reeves et al. 2001). En general, la diversidad de la comunidad de peces de un río se incrementa desde las zonas de cabecera hasta la desembocadura o, dicho de otra forma, aumenta de acuerdo con el orden del río (Wootton 1990). Una explicación a esta característica la encontramos en la relación *especie-área* propuesta por Williams (1964) en el contexto de la teoría ecológica de comunidades. Según este concepto, el número de especies se incrementa de acuerdo con el aumento del área considerada. Aunque diversos factores como el caudal, la calidad del agua o la turbulencia pueden romper esta tendencia (Ricklefs 1987), es posible predecir este incremento de la diversidad, dado que el río experimenta importantes cambios a lo largo de su eje longitudinal aumentado en anchura, profundidad y complejidad de hábitats, por lo que es posible encontrar un mayor número de especies (Pitcher y Hart 1982).

Otra posible explicación del patrón observado de incremento de la diversidad y distribución de especies ícticas en la cuenca hidrográfica está relacionada con la productividad (Currie 1991). La diversidad es, en general, mayor en los niveles intermedios de productividad, aunque este principio no siempre se cumple en los ambientes acuáticos, dado que actúan otros procesos como, por ejemplo, los cambios en las características físicas (anchura, profundidad, velocidad, temperatura, etc.) (Persson 2002).

No sólo los gradientes físicos espaciales explican la estructuración de las comunidades ícticas. Los peces interactúan con otros muchos taxones, compitiendo por el alimento, por el hábitat, actuando como depredadores o como presas. Los peces herbívoros, más comunes en los trópicos, pueden llegar a influir sobre la biomasa vegetal de la zona, la productividad, el crecimiento y la composición de especies (Helfman et al. 1997). Como miembros de los niveles superiores de las cadenas tróficas, pueden también afectar considerablemente al resto de niveles. Por ejemplo, los peces zooplanctívoros pueden provocar la disminución del zooplankton herbívoro, lo que puede llegar a suponer un incremento del fitoplankton (Løvgren y Persson 2001).

Para poder interpretar los gradientes de ocupación del espacio y el papel que juegan los peces en el ecosistema fluvial, es necesario realizar una aproximación a su composición específica, su abundancia y distribución. Esta información tan sólo es posible obtenerla mediante un muestreo y no es una cuestión fácil de resolver, puesto que la movilidad de los peces y el medio en que habitan pueden llegar a dificultar en extremo esta tarea. Por ello, existe una gran variedad de métodos de muestreo de peces, desde los *activos* como la pesca eléctrica, el arrastre o el uso de sacadoras; pasando por los *pasivos* como las trampas, redes o pesca con caña, hasta los métodos indirectos de detección u observación como la ecosondación, la filmación o la práctica del submarinismo (Lucas y Baras 2000). No existe un método universal para todas las especies y todos los tipos de ambientes, por lo que será necesario seleccionar la técnica en función de la especie y del ambiente (río, lago, estuario, etc.) a estudiar y de los objetivos del estudio. En el caso de las poblaciones de peces de río, el rango de métodos se reduce, siendo el más utilizado la pesca eléctrica. Otros muy comunes son las trampas o las redes de bloqueo.

La elevada movilidad de los peces dificulta su muestreo. Existen métodos pasivos y métodos activos de captura

El objetivo de este capítulo es ofrecer una visión general de las principales técnicas de captura de peces en ríos, así como los métodos más utilizados para la descripción del estado de las poblaciones de peces en ambientes lóticos sobre la base de su densidad y estado de condición.

Técnica 37. Muestreo de peces: pesca eléctrica

La pesca eléctrica se fundamenta en el hecho de que los peces responden involuntariamente a la acción de los campos eléctricos de suficiente intensidad, nadiendo en dirección al polo positivo o ánodo (Reynolds 1996). Así, al sumergir dos electrodos en el agua se origina un campo eléctrico y los peces reaccionan en función de la diferencia de potencial que se establece alrededor de su cuerpo. En las proximidades del ánodo, el individuo sufre electrotaxia (o galvanotaxia) que le impulsa a aproximarse al operador; cuando el pez se encuentra a una determinada distancia (variable en función de la especie, el potencial aplicado y las características del ambiente) se produce la electronarcosis (o galvanonarcosis) restando el individuo inmóvil por la contracción de su musculatura, momento en el que puede ser capturado. El efecto de la electricidad es reversible, y los peces se recuperan segundos después sin efectos secundarios. Esta es la gran ventaja de la pesca eléctrica, si es realizada correctamente (Snyder 1995, Schill y Beland 1995).

La pesca eléctrica realizada correctamente es un método inocuo y eficaz para capturar los peces vivos

Hay distintos equipos de pesca eléctrica. La base la constituye una fuente de potencial (grupo electrógeno o batería), un rectificador que permite controlar la intensidad, el voltaje y el tipo de corriente, un ánodo o polo positivo que es trans-

Figura 15.1:
*Equipo de investigadores
 pescando en un arroyo
 mediante un aparato
 portátil de pesca eléctrica*



portado por el operador, y un cátodo o polo negativo, que puede ser fijado al fondo del río o arrastrado por el operador (fig. 15.1).

La efectividad de la pesca eléctrica en la captura de peces está condicionada por nueve factores: el voltaje, la forma y materiales de los electrodos, la conductividad del agua, la temperatura del agua, el tipo de sustrato del río, la distancia respecto al individuo a capturar, el tamaño del pez, la especie y el tiempo de pesca (Steinmetz 1990, Sharber y Carothers 1990, Randall 1990, Klein Breteler et al. 1990). De estos factores, el más determinante es la conductividad del agua respecto a la conductividad del pez. La pesca eléctrica puede resultar un técnica muy eficiente en ríos vadeables con una conductividad de entre 50 y 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Smith-Root 1995). En zonas profundas o poco accesibles su rendimiento disminuye, al igual que en aguas poco conductoras (por ejemplo, zonas de alta montaña) o excesivamente saladas (estuarios). El tamaño del pez también influye, de forma que a mayor tamaño, mayor sensibilidad a la corriente eléctrica. Los juveniles o especies que no superan los 5 cm son difícilmente capturables (o con baja eficiencia) aunque es posible modificar el equipo, como usar un ánodo (aro) de menor diámetro, con el fin de concentrar la diferencia de potencial a su alrededor y facilitar su captura. Les pesca eléctrica también es más eficiente con temperaturas del agua más elevadas, especialmente a partir de 15 °C (Randall 1990).

MATERIAL

- Equipo de pesca eléctrica.
- Grupo electrógeno.

- Rectificador y conexiones.
- Rejilla (cátodo).
- Pértiga y aro (ánodo).
- Sacadoras (mango aislante, de madera o fibra de vidrio).
- Cubos.
- Dos redes de bloqueo.
- Tanques y aireadores para guardar las capturas en la orilla.
- Equipo de seguridad.
- Guantes de protección eléctrica.
- Vadeadores.
- Gafas polarizadas.
- Botiquín de primeros auxilios.
- Equipo medida peces.
- Anestésico.
- Ictiómetro (superficie con escala métrica incorporada para medir longitud de los peces; recomendable entre 60 y 100 cm).
- Balanza (recomendable precisión 0,1 g hasta 2 kg).
- Pinzas, sobres o viales para conservar muestras de escamas (opcional).
- Nevera (para preservar ejemplares sacrificados).

PROCEDIMIENTO

Éste puede variar en función de las características del río, del equipo utilizado y del número de operadores pero, en general, puede establecerse lo siguiente:

1. Seleccionar los tramos de muestreo, localizarlos en función de sus coordenadas geográficas, caracterizarlos y medir su superficie total. Es importante hacer todo esto sin molestar a los peces y, a ser posible, sin pisar el cauce.
2. El tramo debe presentar la mayor variedad posible de condiciones de profundidad, velocidad del agua, zonas de refugio y tipos de vegetación y sustrato.
3. El área de muestreo debe tener una longitud 10 veces la anchura media del río; con un mínimo de 100 m².
4. Si el objetivo es evaluar la densidad de la población a partir de métodos de capturas sucesivas (técnica 39a), hay que instalar sendas redes de bloqueo al inicio y final del tramo, con una luz de malla lo suficientemente pequeña como para evitar la entrada o salida de los ejemplares de menor tamaño (recomendable inferior a 2 cm).
5. El muestreo debe efectuarse de día, y preferiblemente al final de la estación de crecimiento. Evitar la pesca si la temperatura del agua es inferior a 5 °C, dado que la actividad de los peces es muy reducida.
6. Instalar todo el equipo en una orilla del río, revisando las conexiones y realizando una prueba de pesca antes de iniciar el muestreo.

El aparato de pesca eléctrica debe regularse a las características de cada río y a las comunidades de peces presentes

7. Graduar el tipo de corriente y la intensidad en función de la conductividad del agua, para evitar la electrocución de los peces. Es recomendable trabajar con intensidades inferiores a 2 A y voltajes de entre 200 y 400 V, aunque puede variar en función de cada tramo de río, por lo que debe realizarse una prueba de pesca (comprobar la reacción de los peces, la distancia o radio de acción del ánodo, etc.) antes de iniciar el muestreo.
8. El número de operarios óptimo son cuatro personas: un responsable del ánodo (conductor de la pesca), dos encargados de recoger los peces con sacaderas, y un cuarto técnico provisto de un cubo con agua para recoger los peces capturados y transportarlos a tanques con mayor volumen de agua situados en la orilla.
9. Realizar la pesca siempre aguas arriba, evitando en lo posible enturbiar el agua y barriendo con el ánodo todos los hábitats del tramo.
10. Dado que el uso de la electricidad conlleva un cierto nivel de riesgo, todo el personal debe estar equipado con el material adecuado (vadeadoras, guantes aislantes, etc.), conocer el funcionamiento del equipo, y tener nociones de primeros auxilios, especialmente sobre reanimación cardiopulmonar. En muchos países sólo puede utilizar equipo de pesca eléctrica quien obtenga el título correspondiente tras un curso de formación específico.
11. Una vez finalizada la pesca, desconectar el equipo, retirar las redes de bloqueo y proceder a la toma de medidas biométricas
12. Para la manipulación de los peces es recomendable su sedación mediante anestésicos. Para ello, es preciso utilizar los más adecuados, siendo el más indicado el eugenol o MS222 (100 mg/L).
13. Cada ejemplar debe ser identificado, sexado si es posible, y contabilizado (especificando a qué captura corresponde, en caso de realizar más de una). Se mide su longitud eligiendo una de las tres aproximaciones posibles: longitud estándar (distancia entre el rostro y el hueso hipural o zona donde nacen los radios de la aleta caudal), longitud furcal (distancia desde el rostro hasta la escotadura de los lóbulos de la aleta caudal) o la longitud total (distancia entre el rostro y la proyección de ambos lóbulos de la aleta caudal plegados) (Granado-Lorencio 1996). El pez debe ser pesado (precisión mínima 1 g) y debe anotarse su estado (presencia de heridas, parásitos, etc.).
14. Finalmente, devolver los peces en un tramo del río con presencia de refugio y baja velocidad del agua, para permitir su rápida recuperación.

Técnica 38. Muestreo de peces: métodos pasivos

Si las características del río no permiten desarrollar la pesca eléctrica o no se dispone del equipo necesario, existen otras técnicas de captura que pueden ser aplicadas en ambientes lóticos. Las trampas han sido desde siempre uno de los mé-



Figura 15.2:
Detalle de nasas instaladas
en un arroyo

todos más utilizados para la captura de peces (Hubert 1996). Aunque han recibido críticas por su baja eficiencia (Jackson y Harvey 1997), también es cierto que en muchos casos es el único método para desarrollar un muestreo de peces comparativo (Clavero et al. 2006). Uno de los modelos de trampa más utilizados en ríos son los de tipo nasa o trampas de «botella invertida» (*minnow traps*) para los peces de menor tamaño (fig. 15.2). La mayoría tienen forma rígida con una o varias aberturas en forma de embudo (o muerte). Los peces pueden entrar fácilmente pero no encuentran la salida, por lo que quedan retenidos. En el otro extremo de la trampa puede adaptarse una segunda entrada, o bien una bolsa por donde extraer las capturas. Dado que todos los métodos de captura tienen sus limitaciones, es necesario elegir el modelo y diseño óptimo en función de las especies a capturar y el tipo de río, con el fin de optimizar el esfuerzo. En ríos poco profundos, las trampas tipo nasas han demostrado ser más eficientes y capturar un mayor rango de tallas y especies (Clavero et al. 2006), por lo que es muy recomendable su uso.

Cuando no es posible la pesca eléctrica se pueden usar otras técnicas de captura, como nasas y redes

En ríos mayores es posible también usar redes, del tipo agalladeras o trasmallos, aunque su uso no es muy frecuente y el impacto sobre los peces es mayor (elevada mortalidad) (Kurkilahti y Rask 1996).

PROCEDIMIENTO

En el caso de realizar capturas mediante nasas, el procedimiento a seguir es:

1. Seleccionar los tramos de muestreo, localizarlos en función de sus coordenadas geográficas, caracterizarlos y medir su superficie total. Es importante hacer todo esto sin espantar a los peces y, a ser posible, sin pisar el cauce.
2. Instalar las trampas en una zona poco profunda, de forma que el último embudo sobresalga del agua. Con ello se evita que mueran otras especies que pueden penetrar en la trampa, como anfibios, reptiles o mamíferos. En zonas pro-

La efectividad de las nasas no es la misma en capturas diurnas que en capturas nocturnas

- fundas es posible utilizar trampas tipo *minnow* o incluso nasas de estructura rígida, de fácil instalación.
3. La probabilidad de captura varía entre las horas diurnas y nocturnas, por lo que la elección del tiempo de muestreo varía según los objetivos del estudio y de la disponibilidad de técnicos. Es recomendable inspeccionar las trampas cada 24 horas.
 4. En algunos casos puede ser recomendable usar cebos o atractores, pero debe valorarse su posible efecto sobre la capturabilidad.
 5. Procesar los ejemplares capturados como se indica en la técnica 37.

Técnica 39. Estima de la densidad poblacional

Rara vez se puede contar toda la población de peces. En su lugar, se emplean diferentes técnicas para estimar el tamaño poblacional

El tamaño de la población, es decir, el número de individuos que la componen, es una de las informaciones básicas en el estudio de la ictiofauna y es, junto con la estructura de edades (o tallas) y la condición, una de las variables más utilizadas para describir el estado de las poblaciones de peces (Hubert y Fabrizio 2004). Ya sea por su elevada abundancia, comportamiento o por su inaccesibilidad, raramente se puede realizar un recuento total de los peces que ocupan el área de estudio. Por ello es preciso recurrir a una estimación del tamaño poblacional, basándose en dos tipos de métodos: absolutos o relativos. En los métodos absolutos el resultado final es un valor exacto (junto a su correspondiente medida del error de la estimación), obtenido después de capturar una muestra representativa de la población. Los métodos relativos, por el contrario, nos permiten comparar la abundancia de peces entre tramos o entre ríos, pero no calcular un número o densidad real. Entre los métodos absolutos más habituales para el estudio de las poblaciones de peces de ríos están los basados en *capturas sucesivas con extracción* y los métodos de *captura-marcaje-recaptura* (también conocidos como métodos de marcaje y recaptura).

En la mayoría de los ambientes acuáticos los métodos de estimación absolutos requieren un elevado esfuerzo (en tiempo, personal, material, económico, etc.) para obtener un determinado resultado, de acuerdo con el grado de precisión deseada. Una alternativa pueden ser los métodos relativos como, por ejemplo, los índices de abundancia, siendo el más utilizado las *capturas por unidad de esfuerzo*. A continuación se describen los principales métodos (absolutos y relativos) aplicados en la evaluación de la densidad de peces en ríos.

Técnica 39a. Métodos absolutos: capturas sucesivas con extracción

El principio de este grupo de métodos consiste en realizar una serie de capturas sucesivas dentro de un tramo de río cerrado físicamente, tanto mediante pesca

eléctrica o trampas, como con cualquier otro método. En las capturas se aplica una cantidad de esfuerzo conocida y constante. Los individuos capturados en cada ocasión no son devueltos hasta el final del experimento, y se estima el tamaño de población a partir de la disminución de las capturas realizadas en las distintas ocasiones (Schwarz y Seber 1999). En el caso del estudio de peces de río, el esfuerzo suele medirse a partir del tiempo total de pesca o la longitud del tramo (o su superficie) si se capturan mediante pesca eléctrica, o de las dimensiones de las redes si se usan trampas o cerco.

El principio consiste en realizar una serie de capturas sucesivas dentro de un tramo de río físicamente cerrado. Es importante mantener constante el esfuerzo de captura

Las soluciones matemáticas de estos modelos son varias, y han sido recogidas y descritas en Seber (1982). Se pueden dividir en dos categorías: modelos de máxima verosimilitud y modelos basados en regresión lineal. Los primeros ofrecen una mejor estimación y un mayor rigor estadístico (Cowx 1983), mientras que los segundos son una buena alternativa cuando resulta difícil cumplir los supuestos del método. Además, una clara ventaja de los métodos basados en la máxima verosimilitud respecto a los basados en regresión lineal (y que hace que sean más usados) es su mayor flexibilidad, ya que ofrecen la posibilidad de testar el cumplimiento de algunos de los supuestos, e incluso variantes del método.

Supuestos del método

Para poder aplicar estos métodos, en general se deben satisfacer las siguientes condiciones (Moran 1951):

1. La población debe ser cerrada. No debe producirse una significativa natalidad, mortalidad o migración durante el experimento. Se puede cumplir con esta condición reduciendo el tiempo del muestreo.
2. Cada ocasión de captura debe reducir la población en una proporción significativa.
3. Todos los individuos deben tener la misma probabilidad de captura.
4. La probabilidad de captura debe ser constante en las distintas ocasiones en que se realice.

Suele ser difícil cumplir en sentido estricto todas estas condiciones. El tramo de río a muestrear puede cerrarse con redes de bloqueo de luz de malla lo suficientemente pequeña como para evitar la entrada o salida de los individuos de menor tamaño. El tiempo entre cada ocasión de captura puede ser lo suficientemente breve como para considerar que la población es cerrada. En cuanto al segundo supuesto, resulta difícil valorar si la disminución conseguida es significativa, dado que estamos precisamente estimando el tamaño de la población. Algunos autores apuntan a que debe capturarse más del 2% de la población para obtener una buena estimación (Krebs 1998). En cuanto a los dos últimos supuestos, dependen en

Para asegurar la efectividad de la captura se deben cumplir los supuestos del método

gran medida de la eficiencia de la técnica utilizada, de las características ambientales y del tamaño de los individuos que forman la población. La pesca eléctrica, por ejemplo, es muy eficiente en ríos poco caudalosos y con una conductividad media o baja. Dentro incluso del tramo, las zonas más profundas (menos vadeables) no pueden ser muestreadas con la misma facilidad que los tramos rápidos y someros, por lo que la eficiencia de la técnica puede variar y influir en el resultado final. También cabe recordar que los peces reaccionan a la pesca eléctrica en función de la especie, pero también de su tamaño, de manera que los individuos de mayor biomasa suelen ser capturados con mayor eficiencia. Una forma de corregir este efecto, así como su posible error sobre la estimación, consiste en separar los individuos por clases de tallas y realizar una estimación para cada clase. El tamaño poblacional será el resultado de sumar el número estimado de individuos para el total de clases.

Procedimiento

En la técnica 37 se ha comentado cómo se desarrolla la pesca eléctrica. A continuación se detalla el procedimiento a seguir para obtener una estimación del tamaño poblacional a partir de pescas sucesivas con pesca eléctrica, aunque el esquema puede ser fácilmente traducible al uso de trampas o redes.

1. Seleccionar un tramo de río vadeable y que presente la mayor diversidad posible de ambientes (pozas, rápidos, refugios, etc.). En función de la densidad de peces, el tramo puede tener una longitud de entre 50 y 100 metros. Evitar transitar por dentro del tramo para no provocar la huida de los peces.
2. Cerrar el tramo con el uso de redes de bloqueo, cuya luz de malla evite la entrada o salida de los individuos de menor tamaño. En ocasiones puede resultar útil aprovechar una barrera natural (por ejemplo, un salto de agua) como bloqueo, siempre que realmente evite la salida de individuos.
3. Situarse en el punto inicial del tramo (aguas abajo) e iniciar la pesca. Para medir el esfuerzo puede resultar útil cronometrar el tiempo de pesca. Algunos equipos incorporan un contador de tiempo efectivo de pesca. Mantener un ritmo constante de pesca y no variar las condiciones de amperaje y voltaje durante todo el experimento.
4. Depositar los peces capturados en tanques de agua, separados por ocasión de captura. Controlar la temperatura del agua de los tanques así como la concentración de oxígeno disuelto, con el fin de evitar la mortalidad por confinamiento. Es recomendable el uso de aireadores (bombas de aire), que pueden incluso funcionar con baterías. Otra solución consiste en mantener los individuos capturados en cestas instaladas directamente dentro del cauce del río, lo que permite la renovación constante del agua. En este último caso, tener en cuenta que han de situarse fuera del radio de acción de la pesca eléctrica.

5. Una vez finalizada la primera ocasión de pesca, regresar al punto inicial para continuar con la segunda captura sucesiva. Si ha aumentado la turbidez por el tránsito de los pescadores, esperar un tiempo a que las condiciones sean similares a las iniciales.
6. Repetir tantas veces como sea necesario, en función de la densidad y la disminución de las capturas. El número mínimo recomendable es de tres capturas, siendo cuatro el ideal. En el caso de que las capturas no disminuyan con pasadas sucesivas, puede ser necesario realizar hasta ocho capturas.
7. Una vez finalizado el experimento, retirar las redes de bloqueo y contar el número de ejemplares de cada especie capturados para cada ocasión. Siempre que sea posible, medir y pesar los individuos, separando el resultado para cada ocasión de pesca. Devolver los peces en el mismo tramo, liberándolos en una zona de aguas tranquilas y en presencia de refugio, con el fin de facilitar su rápida recuperación.
8. Es necesario conocer la superficie del tramo muestreado para calcular la densidad de peces.

En la práctica hay que realizar pasadas sucesivas de pesca eléctrica hasta que el número de individuos capturados por pasada caiga de forma notoria

Trabajo de gabinete: estimación del tamaño poblacional

La elección del método para estimar la abundancia de peces está determinada por el cumplimiento de los supuestos. Como ya se ha comentado, los métodos basados en la máxima verisimilitud son los más utilizados. Se basan en estimar la distribución de probabilidades de las capturas para cada esfuerzo de pesca como:

$$f(\{n_i\}) = \prod_{i=1}^s \binom{P - x_i}{n_i} p_i^{n_i} q_i^{N - x_i + 1} \tag{15.1}$$

$$\frac{P!}{\left(\prod_{i=1}^s n_i!\right) (P - x_{s+1})!} p_1^{n_1} (q_1 p_2)^{n_2} \dots (q_1 q_2 \dots q_{s-1} p_s)^{n_s} (q_1 q_2 \dots q_s)^{N - x_s + 1} \tag{15.2}$$

donde P : población inicial, n_i : tamaño de las capturas para cada muestra i (total de capturas para cada muestra u ocasión de captura), k_i : capturas acumuladas, o $k_i = \sum_{j=1}^{i-1} n_j$, f_i : unidad de esfuerzo, F_i : esfuerzo acumulado, o $F_i = \sum_{j=1}^{i-1} f_j$, y $F_1 = 0$, p_i : probabilidad de un individuo de ser capturado en la ocasión i , y q_i : probabilidad de un individuo de no ser capturado en la ocasión i , $q_i = e^{(-hf_i)}$.

Zippin (1956, 1958) y Seber (1982) hicieron una propuesta de simplificación del método, considerando un esfuerzo de pesca constante entre las distintas ocasiones, y Junge y Libosvárský (1965) formularon una solución explícita para un total de tres ocasiones de captura:

$$X = 2C_1 + C_2 \quad (15.3)$$

$$Y = C_1 + C_2 + C_3 \quad (15.4)$$

$$\hat{P} = \frac{6X^2 - 3XY - Y^2 + Y(Y^2 + 6XY - 3X^2)^{\frac{1}{2}}}{18(X - Y)} \quad (15.5)$$

$$\hat{p} = \frac{3X - Y - (Y^2 + 6XY - 3X^2)^{\frac{1}{2}}}{2X} \quad (15.6)$$

$$V(\hat{P}) = \frac{\hat{P}(1 - q^3)q^3}{(1 - q^3)^2 - 9p^2q^2} \quad (15.7)$$

$$V(\hat{p}) = \frac{(qp)^2(1 - q^3)}{\hat{P}(q(1 - q^3)^2 - 9p^2q^3)} \quad (15.8)$$

donde \hat{P} : estima del tamaño de la población, \hat{p} : estima de la capturabilidad, q : $(1 - \hat{p})$, $V(\hat{P})$: varianza de \hat{P} , $V(\hat{p})$: varianza de \hat{p} , y C_x : número de individuos capturados en la muestra x .

A ser posible, conviene utilizar el método de máxima verosimilitud

Si la probabilidad de captura no se mantiene constante es posible aplicar la variación de Otis et al. (1978), siempre que se hayan realizado un mínimo de cuatro capturas sucesivas. En el caso de violación de los supuestos, el método desarrollado por Carle y Strub (1978) es especialmente aconsejable por su mayor robustez. Los métodos basados en regresión lineal prácticamente ya no se utilizan, ya que los intervalos de confianza del parámetro estimado acostumbran a ser no válidos, pero pueden llegar a ser la única alternativa cuando no es posible cumplir los supuestos de los métodos basados en la máxima verosimilitud. En general, la formulación matemática de todos estos modelos es compleja y no es intención de esta revisión tratarlos de forma exhaustiva. Existen diversos programas informáticos que permiten obtener la solución de manera sencilla. Entre estas aplicaciones destacan los programas MARK¹ y MicroFish.²

¹ Desarrollado por White y Burnham (1999), está disponible en <http://www.phidot.org/software/mark/>

² Desarrollado por Van Deventer y Platts (1989), está disponible en <http://www.microfish.org/>

Técnica 39b. Métodos absolutos: captura-marcaje y recaptura

Otra forma de estimar el tamaño de la población consiste en capturar y marcar individuos, devolverlos al medio y, posteriormente, volver a repetir el muestreo para observar qué fracción de individuos tienen una marca.

Los métodos de marcaje-recaptura presentan una serie de inconvenientes, como requerir un elevado esfuerzo de muestreo (es necesario marcar y recapturar un porcentaje muy elevado de la población), una inversión económica en marcas, y ofrecer estimaciones de baja precisión. A pesar de ello, son muy utilizados porque, además de ofrecer una estimación de la densidad, permiten calcular la tasa de supervivencia y obtener información individual de aspectos como la tasa de crecimiento, desplazamientos o selección del hábitat.

Los métodos de marcaje y recaptura son costosos, pero proporcionan datos interesantes sobre la biología de los peces

Supuestos del método

Los supuestos a los que se hacía referencia anteriormente se pueden resumir en:

1. El individuo marcado no queda afectado por la captura, manipulación y marcaje, manteniendo constante su probabilidad de captura.
2. Las marcas son permanentes y fácilmente reconocibles.
3. Todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados.
4. El proceso de marcaje no afecta a la tasa de supervivencia.
5. La población debe ser cerrada.

Así, la técnica escogida de marcaje no debe afectar al comportamiento de los individuos, y la marca debe permanecer mientras dure el experimento. En la práctica, resulta fácil violar alguno de estos supuestos, lo que ha llevado a plantear distintos diseños de marcaje-recaptura con el fin de minimizar el error en la estimación.

Procedimiento

Un primer paso es valorar el tipo de marcas a utilizar, pues deben tener un impacto mínimo sobre la población, ser fácilmente reconocibles y tener un tiempo de permanencia superior a la duración del experimento. También es necesario diseñar el muestreo en cuanto al número de ocasiones de recaptura, en función del tamaño poblacional y de la proporción de individuos marcados. Cuanto menor sea esta proporción, será preciso realizar mayor número de muestreos. En general, es necesario:

1. Capturar los peces con el método más eficiente (en función del ambiente y de las especies objeto de estudio).
2. Marcar los individuos capturados con un código de grupo o con marcas individuales, en función del método de estimación y de los objetivos del estudio.

- Es conveniente medir todos los individuos con el fin de obtener una estimación directa del crecimiento corporal entre el momento del marcaje y su posterior recaptura. Tras la manipulación, todos los ejemplares son devueltos al medio.
3. Transcurrido un tiempo prudencial para garantizar que los individuos capturados y marcados se han mezclado de nuevo con el resto de la población, se procede a la primera recaptura, repitiendo exactamente el mismo esfuerzo de pesca.
 4. Se anota el número de ejemplares capturados y de éstos, el número que presenta marca.
 5. Se repite la recaptura tantas ocasiones como sea posible o aconseje el método de estimación utilizado. En el caso de trabajar con poblaciones abiertas, se acostumbra realizar un mínimo de ocho recapturas.

Los peces se pueden
marcar con códigos
individuales o de grupo

Trabajo de gabinete: estimación del tamaño poblacional

Muchos son los métodos que permiten estimar la abundancia poblacional a partir de la información del marcaje y recaptura. En general se dividen entre métodos para poblaciones cerradas y métodos para poblaciones abiertas. Dentro de los métodos para poblaciones cerradas el más simple es el *método de Petersen*, que consiste en una única ocasión de marcaje y una recaptura. Los datos que se obtienen son el número de individuos capturados y marcados en el primer muestreo (m), el número de individuos capturados en el segundo muestreo (c) y el número de individuos capturados en el segundo muestreo que presentan una marca (individuos recapturados, r). Si se cumplen unos supuestos muy rigurosos, es posible predecir que la proporción de individuos recapturados respecto al total de capturados en el segundo muestreo será igual a la fracción de individuos marcados en la primera ocasión respecto al total de individuos de la población:

$$\frac{r}{c} = \frac{m}{\hat{P}} \quad (15.9)$$

de manera que:

$$\hat{P} = \frac{mc}{r} \quad (15.10)$$

siendo la desviación típica del parámetro estimado:

$$S(\hat{P}) = \sqrt{\frac{m^2 c (c - r)}{r^3}} \quad (15.11)$$

Su diseño tan sencillo hace que sea muy difícil el cumplimiento de los supuestos descritos anteriormente. El *método de Schnabel* (1938, Seber 1982) representa una buena alternativa al ser más robusto y mejorar la estimación del error asociado.

Se basa en múltiples procesos de marcaje y recaptura de la misma población, de forma que en cada nueva captura se registra el número de individuos marcados y se marcan los ejemplares capturados por primera vez, incrementándose paulatinamente la proporción de peces marcados presentes en la población. El tamaño poblacional se estima como:

$$\hat{P} = \frac{\sum_t (C_t M_t)}{\sum_t R_t + 1} \quad (15.12)$$

donde C_t : total de individuos capturados en cada momento t , R_t : individuos con marca en la muestra t , U_t : individuos marcados por primera vez y liberados en la muestra t , $C_t = R_t + U_t$ y M_t : corresponde al número de marcados antes del momento t : $M_t = \sum_{i=1}^{t-1} U_i$

siendo la varianza del parámetro estimado:

$$\text{var}\left(\frac{1}{\hat{P}}\right) = \frac{\sum R_t}{(\sum C_t M_t)^2} \quad (15.13)$$

En el caso de poblaciones abiertas, el diseño más frecuente es el propuesto por Jolly (1965, 1982) y Seber (1982), que consiste en realizar distintas ocasiones de marcaje-recaptura, identificando con una marca o código distinto los ejemplares capturados para cada ocasión. La formulación es compleja, por lo que resulta muy recomendable usar algún programa informático como MARK (ya mencionado en página 292), que ofrece una amplia recopilación de métodos para el análisis de los datos obtenidos a partir del marcaje y posterior recaptura.

Técnica 39c. Métodos relativos: capturas por unidad de esfuerzo

En la mayoría de los casos, los métodos absolutos requieren una gran inversión de tiempo o esfuerzo económico (en material o personal). Por otra parte, no siempre la cuestión que se está investigando requiere una estima exacta del tamaño poblacional, o simplemente no es posible obtenerla. En estas circunstancias puede resultar conveniente obtener una estima relativa de la abundancia de peces, siendo el método más habitual la obtención de un índice de abundancia.

El *índice de abundancia* se puede definir como un parámetro relacionado con la densidad, que varía proporcionalmente con la misma. El índice de abundancia

Si es posible, conviene realizar marcajes y recapturas sucesivos

Si interesan más las tendencias de la población que el número concreto de individuos, cabe utilizar índices de abundancia

más usado en ecología de peces es el derivado de las *capturas por unidad de esfuerzo* (CPUE), que se define matemáticamente como:

$$\frac{C}{f} = qN \quad (15.14)$$

donde C : número o biomasa de peces capturados, f : unidad de esfuerzo invertido, q : coeficiente de capturabilidad (o probabilidad de capturar un individuo cuando se aplica una unidad de esfuerzo), y N : tamaño absoluto de la población de peces.

Así, el número de peces capturados cuando se aplica una unidad de esfuerzo depende del total de individuos que forman la población estudiada y de la probabilidad de capturarlos.

Supuestos del método

Para que se cumpla la igualdad entre la proporción de capturas por una unidad de esfuerzo y el tamaño absoluto de la población, deben cumplirse una serie de supuestos subyacentes como son:

1. Que exista una relación lineal entre las CPUE y la densidad absoluta, de forma que las capturas sean siempre proporcionales al esfuerzo invertido.
2. Que la población se encuentre en equilibrio (es decir, tasas de mortalidad y emigración compensadas por las tasas de natalidad e inmigración).
3. Que las unidades de esfuerzo operen independientemente, es decir, que una unidad de esfuerzo (todo lo que implique el desarrollo de la pesca) no afecte a la probabilidad de captura en las siguientes ocasiones de pesca.
4. Que el coeficiente de capturabilidad sea constante durante el período de estudio.
5. Que cada individuo de la población tenga la misma probabilidad de ser capturado.

En la práctica, estos supuestos raramente se cumplen. Las poblaciones difícilmente presentan una dinámica estacionaria, no todos los individuos se capturan con la misma facilidad (la capturabilidad suele variar entre tamaños o sexos) o bien no todos los métodos son igualmente efectivos en todos los ambientes o épocas del año, por ejemplo. La capturabilidad varía debido a factores tanto extrínsecos como intrínsecos, disminuyendo la exactitud de las estimaciones obtenidas a partir de las CPUE.

Procedimiento

Existen muchas alternativas para obtener un índice de abundancia, y la elección depende de aspectos como el ambiente, la técnica de captura, las especies que se pretenden capturar, etc., por lo que resulta imposible concretar un único procedimiento. Las dos únicas variables que deben ser controladas son el número de

capturas y el esfuerzo invertido. Este último puede ser medido de muchas maneras, en función de las técnicas y métodos utilizados. Por ejemplo, las capturas se pueden relacionar con el tiempo invertido durante una sesión de pesca eléctrica, con la distancia de río muestreada, con el número de trampas dispuestas, con la superficie de redes instaladas, etc.

Si bien un índice de abundancia como las CPUE ofrece sólo una estimación relativa de la densidad, sus principales virtudes son la facilidad de obtención y el permitir la comparación entre localidades o estaciones (por ejemplo) si las condiciones metodológicas se mantienen constantes. En el diseño del muestreo la clave es contrarrestar los efectos de la variación de la capturabilidad, aunque esto es difícilmente evitable. Si identificamos los factores que determinan las CPUE y estandarizamos el muestreo (el esfuerzo), es posible llegar a minimizar la variabilidad de q . Esto se consigue, por ejemplo, pescando siempre con el mismo equipo, con la misma intensidad, en los mismos tramos o en los mismos períodos del año.

Pese a sus limitaciones, las capturas por unidad de esfuerzo son muy utilizadas

Técnica 40. Estado de condición

En peces se llama *condición* al estado fisiológico de los individuos según caracteres externos. Se trata de un indicador a corto plazo del estado de salud de los individuos de una población. Típicamente se estima comparando el peso de un individuo con el peso estándar para una longitud determinada, asumiendo que mayores índices de condición corresponden a un mejor estado fisiológico. La utilización de los índices de condición, aunque muy extendida debido a su simplicidad y fácil cálculo, presentan algunos inconvenientes estadísticos, por lo que recientemente se han propuesto otros métodos basados en la relación longitud-peso de los individuos. Concretamente, Bolger y Connolly (1989) y García-Berthou y Moreno-Amich (1993) sugieren que las variaciones en la condición están relacionadas con la variación del parámetro a (ordenada en el origen) de la relación longitud-peso transformada logarítmicamente ($\log \text{longitud} = \log a + b \log \text{peso total}$) después de comprobar la homogeneidad del parámetro b (pendiente de la relación longitud-peso transformada logarítmicamente) de las muestras o poblaciones que se comparan.

La condición es el estado fisiológico aparente de los peces

El estado de condición se considera altamente relacionado con las características ambientales, tales como la temperatura, la disponibilidad de alimento, el régimen hídrico, la competencia, la disponibilidad de oxígeno, la vegetación de ribera, etc. (Pope y Kruse 2007), de manera que se utiliza como indicador de la variación de las condiciones ambientales y de los procesos ecológicos (Vila-Gispert et al. 2000). También, el análisis del estado de condición se utiliza a menudo en estudios de manipulación para determinar si un tratamiento afecta al estado de los individuos de una población.

El estado de condición se determina midiendo y pesando cada pez

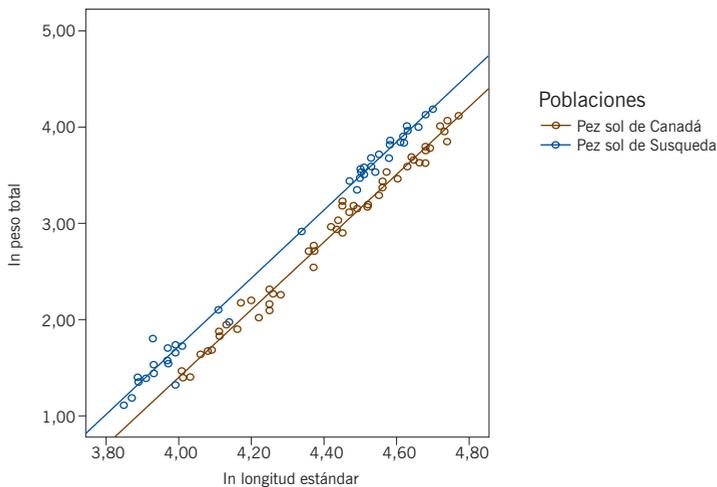
Procedimiento

Al determinar el estado de condición en peces es aconsejable que todas las tallas de la población estén representadas en todas las muestras, para así evitar posibles sesgos. Una vez obtenidas las muestras, se anestesian los peces con benzocaína y se mide in situ la longitud total o estándar (± 1 mm) y el peso total (± 1 g) de cada individuo. A continuación se liberan los individuos en el tramo del río donde han sido capturados.

Debido a las variaciones estacionales de la condición como consecuencia del crecimiento gonadal, se recomienda tomar muestras de una misma época (preferiblemente al cabo de uno o dos meses de realizada la puesta), para asegurar que todos los individuos de la población de una especie determinada se encuentren en la misma fase del ciclo fisiológico, y que las variaciones en la condición sean debidas principalmente a diferencias en la ingesta de alimento, y no a diferencias de peso gonadal. El muestreo para el análisis de la condición debe planificarse en función de la época de puesta de cada especie. En cuanto a las posibles diferencias de morfología entre machos y hembras, es aconsejable realizar el análisis estadístico separadamente para cada sexo. También es preferible aplicar los análisis estadísticos separando los individuos jóvenes de los adultos.

El análisis estadístico utilizado para comparar la condición de distintas poblaciones de peces o de una misma población en función del tiempo, parte del método propuesto por García-Berthou y Moreno-Amich (1993), que se basa en el análisis de la covarianza (ANCOVA), utilizando el peso total como variable dependiente y la longitud como covariable. La relación entre estas dos variables no es lineal, pero la transformación logarítmica de los datos la linealiza. La homogeneidad de los coeficientes de regresión (pendientes) de las rectas de regresión del peso y la longitud se comprueba a partir de un diseño especial del ANCOVA, analizando la interacción entre el factor y la covariable. Si la interacción (homogeneidad de pendientes) es no significativa ($p > 0,05$), el diseño estándar del ANCOVA comprueba si existen diferencias significativas en el parámetro a (intersección de y) entre las poblaciones o grupos. El problema de la utilización del ANCOVA reside en el hecho de que si no hay homogeneidad de pendientes, ésta no puede aplicarse para el análisis de la condición.

A fin de determinar los posibles factores o variables ecológicas que pueden explicar la variación de la condición en distintas poblaciones o de una misma población en función del tiempo, se puede aplicar una regresión múltiple por pasos (*stepwise multiple regression*), que da información sobre cuál de los factores ecológicos explica la mayor parte de la variación de la condición (fig. 15.3).

**Figura 15.3:**

Se puede observar homogeneidad de pendientes entre dos poblaciones de pez sol (*Lepomis gibbosus*) comparadas, pero diferencias en cuanto al parámetro a (intersección de y)

Nota: Como el valor de la intersección de y de la población del embalse de Susqueda (Cataluña, al noreste de España) parece mayor que el de la población de Canadá se puede concluir que el estado de condición es mejor para la población de Susqueda que para la de Canadá.

15.2. Bibliografía

- BOLGER T., y CONNOLLY P.L. «The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition». *Journal of Fish Biology* 34 (1989): 171-182.
- CARLE F.L., y STRUB M.R. «A new method for estimating population size from removal data». *Biometrics* 34 (1978): 621-830.
- CLAVERO M., BLANCO-GARRIDO F., y PRENDA J. «Monitoring small fish populations in streams: A comparison of four passive methods». *Fisheries Research* 78 (2006): 243-251.
- COWX I.G. «Review of methods for estimating fish population size from survey removal data». *Fisheries Management* 14 (1983): 67-82.
- CURRIE D.J. «Energy and large-scale patterns of animal and plant-species richness». *American Naturalist* 137 (1991): 27-49.
- GARCÍA-BERTHOU E., y MORENO-AMICH R. «Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of the reproductive cycle». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50 (1993): 1394-1399.
- GRANADO-LORENCIO C. *Ecología de peces*. Sevilla: Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, 1996.
- HELPMAN G.S., COLLETE B.B., y FACEY D.E. *The diversity of fishes*. Malden: Blackwell Science, 1997.
- HUBERT W.A. «Passive capture techniques». En B.R. Murphy, y D.W. Willis, eds. *Fisheries techniques*. Bethesda: American Fisheries Society, 1996: 157-182.
- HUBERT W.A., y FABRIZIO M.C. «Relative abundance and catch/effort relationships». En M.L. Brown, y C.S. Guy, eds. *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda: American Fisheries Society, 2004: 1-95.
- JACKSON D.A., y HARVEY H.H. «Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54 (1997): 2807-2813.
- JOLLY, G.M. «Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model». *Biometrika* 52 (1965): 225-247.

- JOLLY, G.M. «Mark-recapture models with parameters constant in time». *Biometrics* 38 (1982): 301-321.
- JUNGE C.O., y LIBOSVÁRSKÝ J. «Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear». *Zoologické Listy* 14 (1965): 171-178.
- KLEIN BRETELER J.G.P., RAAT A.J.P., y GRIMM M.P. «Efficiency and selectivity in fishing with electricity». En I.G. Cowx, ed. *Developments in electric fishing*. Oxford: Fishing News Books, 1990: 219-228.
- KREBS C.J. *Ecological methodology*. Menlo Park: Addison Wesley Longman Inc., 1998.
- KURKILAHTI M., y RASK M. «A comparative study of the usefulness and catchability of multi-mesh gill nets and gill net series in sampling of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.)». *Fisheries Research* 27 (1996): 243-260.
- LÖVGREN J., y PERSSON L. «Fish-mediated indirect effects in a littoral food web». *Oikos* 96 (2001): 150-156.
- LUCAS M.C. y BARAS E. «Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment». *Fish and Fisheries* 1 (2000): 283-316.
- MCDOWALL R.M. «Diadromy: Origins and definition of terminology». *Copeia* 19 (1992): 248-251.
- MORAN P.A.P. «A mathematical theory of animal trapping». *Biometrika* 38 (1951): 307-311.
- NELSON J.S. *Fishes of the world*. Nueva York: John Wiley & Sons, 1994.
- OTIS D.L., BURNHAM K.P., WHITE G.C., y ANDERSON D.R. «Statistical inference from capture data on closed animal populations». *Wildlife Monographs* 62 (1978): 1-135.
- PERSSON L. «Community ecology of freshwater fishes». En P.J.B. Hart, y J.D. Reynolds, eds. *Handbook of fish biology and fisheries*. Malden: Blackwell Publishing, 2002: 321-340.
- PITCHER T.J., y HART P.J.B. *Fisheries ecology*. Londres: Croom Helm, 1982.
- POPE K.L., y KRUSE C.G. «Condition». En C.S. Guy, y M.L. Brown, eds. *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda: American Fisheries Society, 2007: 423-471.
- RANDALL R.G. «Effect of water temperature, depth, conductivity and survey area on the catchability of juvenile Atlantic salmon by electric fishing in New Brunswick streams». En I.G. Cowx, ed. *Developments in electric fishing*. Oxford: Fishing News Books, 1990: 19-90.
- REEVES G.H., BISSON P.A., y DAMBACHER J.M. «Fish communities». En R.J. Naiman, ed. *River ecology and management. Lessons from the Pacific Coastal ecoregion*. Nueva York: Springer, 2001: 200-234.
- REYNOLDS J.B. «Electrofishing». En B.R. Murphy, y D.W. Willis, eds. *Fisheries techniques*. Bethesda: American Fisheries Society, 1996: 221-254.
- RICKLEFS R.E. «Community diversity: Relative roles of local and regional processes». *Science* 235 (1987): 167-171.
- SCHILL D.J., y BELAND K.F. «Electrofishing injury studies: A call for population perspective». *Fisheries Research* 20 (1995): 28-29.
- SCHNABEL Z.E. «The estimation of the total fish population of a lake». *American Mathematician Monthly* 45 (1938): 348-352.
- SCHWARZ C.J., y SEBER G.A.F. «A review of estimating animal abundance III». *Statistical Science* 14 (1999): 427-456.
- SEBER G.A.F. *The estimation of animal abundance*. Londres: Charles Griffin and Company, 1982.
- SEBER G.A.F. «A review of estimating animal abundance». *Biometrics* 42 (1986): 267.
- SHARBER N.G., y CAROTHERS S.W. «Influence of electric fishing pulses shape on spinal injuries in adult rainbow trout». En I.G. Cowx, ed. *Developments in electric fishing*. Oxford: Fishing News Books, 1990: 19-26.
- SMITH-ROOT Inc. *Electrofishing manual*. Vancouver: Smith-Root Inc., 1995.
- SNYDER D.E. «Impacts of electrofishings on fish». *Fisheries Research* 20 (1995): 26-27.

- STEINMETZ B. «Electric fishing: Some remarks on its use». En I.G. Cowx, ed. *Developments in electric fishing*. Oxford: Fishing News Books, 1990: 1-4.
- VAN DEVENTER J.S., y PLATTS W.S. *Microcomputer software system for generating population statistics from electrofishing data – User's guide for MicroFish® 3.0. Secondary Titl*. Ogden: US Department of Agriculture, Forest Service Intermountain Research Station, General Technical Report INT-254, 1989.
- VILA-GISPERT A., ZAMORA L., y MORENO-AMICH R. «Use of the condition of Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) to assess habitat quality in stream ecosystems». *Archiv für Hydrobiologie* 148 (2000): 135-145.
- WHITE G.C., y BURNHAM K.P. «Program mark: Survival estimation from populations of marked animals». *Bird Study* 46 (Suppl) (1999): 120-138.
- WILLIAMS C.B. *Patterns in the balance of nature*. Londres: Academic Press, 1964.
- WOOTTON R.J. *Ecology of teleost fishes*. Londres: Chapman & Hall, 1990.
- ZIPPIN C. «An evaluation of the removal method of estimating animal populations». *Biometrics* 12 (1956): 163-189.
- ZIPPIN C. «The removal method of population estimation». *Journal of Wildlife Management* 22 (1958): 82-90.