



ACTAS

II Jornada de Caza, Pesca y Naturaleza

Coordinada por Miguel Delibes-Mateos

“La trucha común”
(*Salmo trutta*)



universidad
de león
■ Área de Publicaciones



FUNDACIÓN
MIGUEL
DELIBES
Miguel Delibes

ACTAS

II Jornada de
Caza, Pesca
y Naturaleza

“La trucha común”

(Salmo trutta)

ACTAS

II Jornada de
Caza, Pesca
y Naturaleza
“La trucha común”
(*Salmo trutta*)

Coordinada por Miguel Delibes-Mateos

26 DE OCTUBRE DE 2017

CENTRO DE IDIOMAS DE LA
UNIVERSIDAD DE LEÓN



universidad
de león
■ Área de Publicaciones



FUNDACIÓN
MIGUEL
DELIBES
Miguel Delibes

Edita: Fundación Miguel Delibes
Universidad de León

Fotografías: Archivo Fundación Miguel Delibes

ISBN: 978-84-09-04570-9

Depósito Legal: VA 650-2018



Esta obra está bajo licencia Creative Commons
Reconocimiento-No Comercial
Sin Obra Derivada 3.0 Unported

Gestión sostenible de poblaciones de trucha común



ANA ALMODÓVAR

Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución
Universidad Complutense de Madrid

Resumen

La Trucha Común, *Salmo trutta*, posee un elevado valor en conservación en la Península Ibérica por las características genéticas únicas de sus poblaciones, producidas por su aislamiento geográfico, y por encontrarse dentro del límite meridional de la distribución geográfica de la especie. Además, se encuentra en regresión debido a la destrucción del hábitat, contaminación, cambio climático, sobrepesca y repoblaciones inadecuadas. Asimismo, está sometida a explotación por pesca deportiva, por lo que es necesario realizar un desarrollo sostenible de una actividad considerada de alto valor añadido como es la pesca, conservando todos los componentes de la diversidad biológica de la especie, lo que implica realizar una gestión sostenible de sus poblaciones.

Palabras clave: *Salmo trutta*, diversidad ecológica y genética, impactos antrópicos, gestión y conservación.

I. Introducción

Las poblaciones de Trucha Común de la Península Ibérica poseen un alto valor de conservación, ya que se encuentran en el borde sur del área de distribución geográfica de la especie y las variedades que habitan los ríos pueden constituir en muchas ocasiones adaptaciones locales particulares en su umbral de tolerancia. Los estudios genéticos ponen en evidencia que la diversidad de líneas evolutivas de la Trucha Común es mayor en los países del sur de Europa (Machordom *et al.* 2000; Suárez *et al.* 2001). Además, existe un acuerdo general sobre el papel como refugio glacial que representaron las poblaciones ibéricas.

Los estudios pioneros realizados en nuestro laboratorio a través del análisis del polimorfismo de los fragmentos de restricción del ADN mitocondrial y de la secuencia completa de la región control del ADN mitocondrial permitieron definir cinco unidades operativas de conservación (OCUs) o unidades evolutivas (ESUs) en la Península Ibérica: *Cantábrica*, *Atlántica*, *Duero*, *Andaluza* y *Mediterránea*. Además, actualmente se plantea la posibilidad de una sexta línea europea básicamente restringida a la cuenca del Duero (Machordom *et al.* 2000; Suárez *et al.* 2001). Los haplotipos característicos de estas cuencas se diferencian a su vez de los encontrados en truchas de repoblación de origen alóctono. Estos nuevos datos basados en haplotipos mitocondriales han servido para definir diferentes áreas biogeográficas que deberían ser tenidas en cuenta en las decisiones de ordenación de la pesca (Figura 1).

La Trucha Común constituye un recurso económico y social muy importante por su elevado interés en pesca deportiva, siendo en la

Figura 1. Diversidad genética de la Trucha Común en la Península Ibérica. Análisis del polimorfismo de los fragmentos de restricción del ADN mitocondrial.



Machordom, A., J. Suárez, A. Almodóvar y J.M. Bautista (2000). Mitochondrial haplotype variation and phylogeography of Iberian brown trout populations. *Molecular Ecology* 9: 1325-1338.

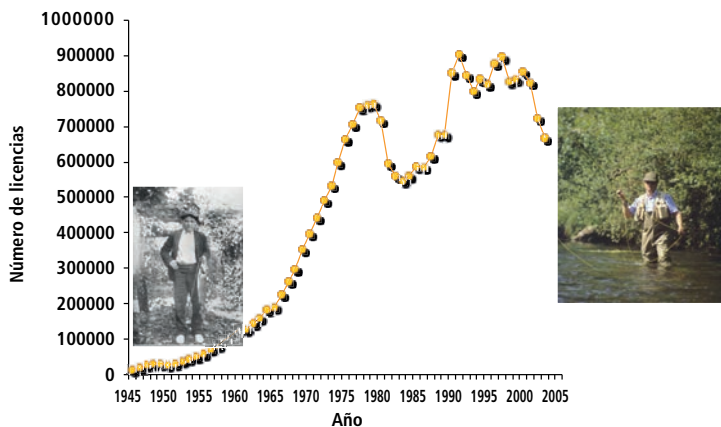
Suárez, J., J.M. Bautista, A. Almodóvar y A. Machordom (2001). Evolution of the mitochondrial control region in Palearctic brown trout (*Salmo trutta*) populations: biogeographic role of the Iberian Peninsula. *Heredity* 87: 198-206.

mayor parte de España la especie más apreciada desde el punto de vista de esta actividad. La pesca en aguas continentales ha venido cobrando en los últimos años un gran auge como actividad recreativa. El número de licencias de pesca ha aumentado exponencialmente desde 1945, cuando en España se expidieron en torno a 15.000 licencias, hasta la actualidad en que esta cifra ha ascendido a más de 800.000 (Almodóvar y Nicola 2004a; 2007; 2008). En el pasado, la escasez de aficionados a la pesca y el buen estado de conservación de nuestras aguas continentales permitían una práctica

de la pesca con escasas limitaciones. En cambio, en la actualidad el estado de conservación de los sistemas acuáticos ha sufrido un marcado deterioro y la presión pesquera ha aumentado de forma considerable. Así, las poblaciones de esta especie no son siempre suficientes para mantener la actual demanda pesquera y su mantenimiento a largo plazo depende críticamente de medidas de gestión apropiadas (Figura 2).

La pesca deportiva explota un recurso natural que, si bien es de carácter renovable, necesita hoy en día de una regulación que asegure la conservación de la especie y del medio acuático, limitando las extracciones a lo soportable por el sistema. De hecho, la mortalidad producida por una extracción desmesurada de ejemplares puede reducir la densidad de reproductores hasta tal punto que el reclutamiento natural sea insuficiente para mantener la población

Figura 2. Evolución del número de licencias de pesca en España.



(Almodóvar y Nicola 2004, 2007)

(Almodóvar 2002; Almodóvar *et al.* 2001a; 2002; Almodóvar y Nicola 2004b). Por ello, resulta necesario establecer una regulación más precisa de la presión pesquera que asegure la sostenibilidad del recurso y la conservación de la especie. Para esto se requiere un estudio profundo de la dinámica de las poblaciones y de las estrategias vitales, y su relación con las variables abióticas y bióticas, así como de la respuesta de las poblaciones a la explotación y la variación debida a procesos ligados al cambio climático.

Por otro lado, debido a su aislamiento, las poblaciones marginales de Trucha Común contienen una gran proporción de la diversidad genética y ecológica de la especie (Suárez *et al.* 2001; Nicola y Almodóvar 2004), contribuyendo así a su especiación y divergencia evolutivas. Se espera que la reducción de los tamaños poblacionales y la pérdida de conectividad entre sus poblaciones, como consecuencia del cambio climático, aumenten el riesgo de extinción local, debido a su creciente vulnerabilidad a eventos estocásticos demográficos y ambientales. Por lo tanto, el calentamiento del agua de los ríos en el margen meridional de su área de distribución puede tener consecuencias negativas relevantes para el éxito ecológico y evolutivo de la especie.

II. Amenazas a la conservación

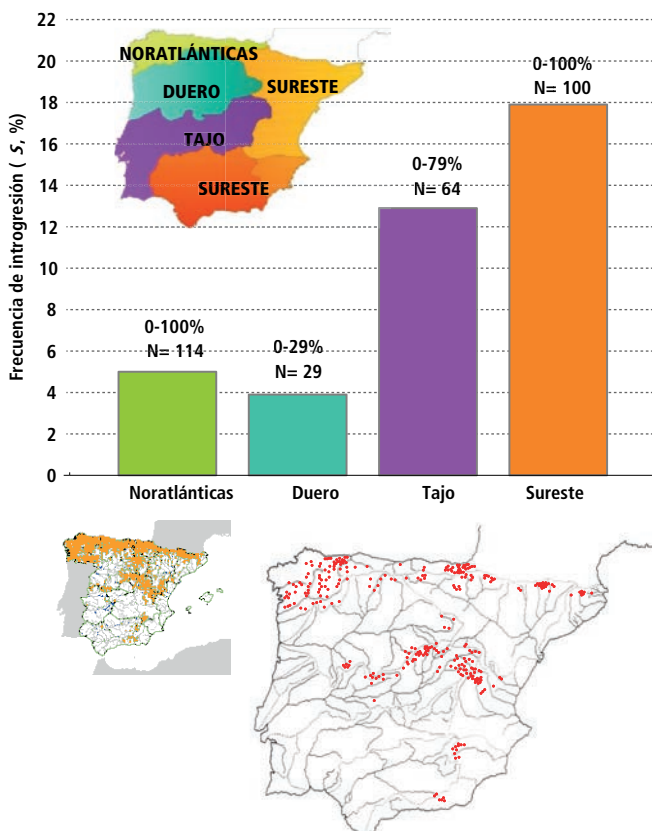
La elevada diversidad genética de la Trucha Común en España está siendo amenazada por la sobrepesca (Almodóvar y Nicola 1998; 2004b; Almodóvar *et al.* 2000; 2002), las repoblaciones inadecuadas (Machordom *et al.* 1999; 2000; Almodóvar *et al.* 2001a; b; 2006a), la destrucción del hábitat y la contaminación creciente de los ríos (Almodóvar y Nicola 1999; Almodóvar *et al.* 2002), y la introduc-

ción de peces exóticos (Elvira 1996; Elvira y Almodóvar 2001), así como por el calentamiento global (Almodóvar *et al.* 2012). La pérdida de variabilidad genética en sus poblaciones naturales disminuye la flexibilidad evolutiva de la especie, reduciendo su capacidad de adaptación a las condiciones ambientales locales y, como consecuencia, aumentando sus probabilidades de extinción.

Incidencia genética de las repoblaciones

Las actuaciones técnicas de gestión de la pesca en España se han fundamentado principalmente en la idea de aumentar los efectivos poblacionales mediante repoblación, ante el problema de la disminución de las capturas. Estas acciones se han venido aplicando sin análisis previo y sin control de su eficacia, con el consiguiente riesgo para las comunidades de peces autóctonos. Se ha observado que existe una enorme diferenciación genética entre los ejemplares utilizados en las repoblaciones y las poblaciones nativas de Trucha Común (Machordom *et al.* 1999; 2000; Almodóvar *et al.* 2001b). La repoblación con truchas procedentes de piscifactorías de origen centroeuropeo y nórdico ha producido una reducción en la diversidad genética de las poblaciones naturales locales e incluso una pérdida de combinaciones genéticas únicas, debido a la introgresión de material genético foráneo (Machordom *et al.* 1999, Almodóvar *et al.* 2001b; 2006b). Además, existen diferencias en la tasa de introgresión media entre las cuencas españolas, lo que sugiere que el efecto negativo de las repoblaciones con truchas de origen alóctono es muy variado, y parece depender de las características ecológicas del río de acogida y de las prácticas de repoblación utilizadas (Almodóvar *et al.* 2001a; b; 2006b) (Figuras 3 y 4).

Figura 3. Incidencia genética de las repoblaciones



La frecuencia de introgresión genética es muy variable entre las líneas evolutivas. La introgresión media es mayor en las cuencas del Tajo, Guadalquivir y Mediterráneas que en las del Norte y Duero, que muestran valores bajos y similares (Almodóvar *et al.* 2016).

Los datos genéticos sobre introgresión genética y sus efectos, en las décadas de 1980 y 1990, provocaron un replanteamiento de la gestión de las poblaciones de trucha. Los gobiernos autonómicos comenzaron a parar las repoblaciones con ejemplares alóctonos, en

un intento de reducir la introgresión genética y de recuperar al máximo la diversidad genética original. Actualmente, en las comunidades autónomas se están implantando medidas nuevas como el desarrollo de líneas puras en piscifactorías, utilizando como reproductores de los alevines destinados a repoblación, individuos selec-

Figura 4. Incidencia genética de las repoblaciones. Relación entre la introgresión y las variables ambientales.

	CUENCAS ATLÁNTICAS	DUERO	TAJO	CUENCAS SUDESTE
Caudal máximo (m³ a⁻¹)	10.8 (0.5-19.3)	24.7 (1.7-87.9)	10.6 (0.4-27.2)	12.0 (0.9-75.7)
S x Caudal máximo		r = -0.23. p < 0.01. n = 128		
Irregularidad caudal (Cl.%)	83.1 (62.1-102.8)	88.0 (52.1-138.1)	59.4 (33.8-121.3)	75.3 (30.6-114.2)
S x Irregularidad caudal		r = -0.40. p < 0.001. n = 128		
Conductividad (mS cm⁻¹)	268.2 (103.0-147.0)	130.5 (18.3-442.4)	431.8 (21.0-1456.0)	332.3 (52.0-1204.3)
S x Conductividad		r = 0.37. p < 0.001. n = 150		
Bicarbonatos (mg L⁻¹)	120.2 (39.2-190.5)	72.9 (11.5-297.7)	135.6 (9-292.5)	129.5 (50.0-367.0)
S x Bicarbonatos		r = 0.33. p < 0.01. n = 92		
pH	7.8 (6.5-8.4)	7.8 (7.2-8.4)	7.8 (6.7-8.4)	8.1 (7.1-8.5)
S x pH		r = 0.28. p < 0.001. n = 150		
<div style="border: 1px solid red; padding: 5px; margin: 10px auto; width: fit-content;"> <p>Análisis de regresión múltiple por pasos S = 0.30 - 0.01 DI. F_{1,39} = 6.11. r² = 0.37. p < 0.001</p> </div>				

Almodóvar, A., G.G. Nicola, B. Elvira y J.L. García-Marín 2006. Introgression variability among Iberian brown trout evolutionary significant units: the influence of local management and environmental features. *Freshwater Biology* 51: 1175-1187.

cionados de forma que reúnan las características genéticas del río o ríos donde van a ser destinados.

Efectos de la extracción por pesca deportiva

Los efectos a corto plazo de la pesca extractiva se manifiestan en una disminución de la densidad de individuos, una reducción general de su tamaño medio y un incremento de la tasa de mortalidad (Fenberg y Roy 2007). Las poblaciones explotadas muestran una típica distribución de edades y tamaños en la que faltan los individuos más grandes y más viejos (Almodóvar y Nicola 1998; 2004b; Almodóvar *et al.* 2002). Esto ocurre no solamente porque los pescadores buscan los tamaños mayores, sino porque las regulaciones de pesca generalmente imponen tallas mínimas que dirigen la extracción hacia los ejemplares más grandes de la población. Las truchas de talla legal no suelen superar un 20% de las poblaciones, pero su contribución a la fecundidad total es muy elevada, pudiendo llegar hasta un 60%, lo que tiene importantes consecuencias en el reclutamiento (Almodóvar y Nicola 1998; 2004b; Almodóvar *et al.* 2002; Nicola *et al.* 2008). En consecuencia, la extracción de ejemplares por pesca deportiva tiene una incidencia mayor de lo que pueda parecer, ya que evita que las truchas de edades superiores alcancen su longevidad natural y, por consiguiente, su máxima fecundidad potencial.

Por otra parte, existen diversos modos de respuesta fenotípica o evolutiva de las poblaciones a la reducción de la supervivencia de los adultos causada por una extracción de tamaños selectiva. Una mortalidad elevada de las clases de edad superiores produce una madurez más temprana e incrementa el esfuerzo reproductor en las clases de edad previas a las clases de edad afectadas por la extracción por

pesca (Fenberg y Roy 2007). La extracción por pesca deportiva de las hembras de mayor edad y tamaño puede afectar al tamaño, crecimiento y supervivencia de los juveniles (Nicola y Almodóvar 2002). Sin embargo, la existencia de estos efectos permanece aún desconocida en la mayor parte de las especies de interés pesquero o recreativo. Se ha observado una evolución hacia una edad y tamaño de madurez menores tras una fuerte explotación por pesca.

La extracción selectiva de tamaños produce cambios notorios en las estrategias vitales de las poblaciones de peces (Edeline *et al.* 2007). Sin embargo, todavía no está claro si los cambios observados son evolutivos o debidos a plasticidad fenotípica (Conover 2000; Law 2000). Miller (1957) fue el primero en sugerir que la extracción de individuos en las poblaciones de peces podría causar cambios genéticos en el crecimiento y la edad de madurez. Aunque se ha observado una tendencia a la reducción en la edad de madurez en poblaciones explotadas, los mecanismos subyacentes a tales cambios permanecen todavía poco claros (Heino y Godo 2002). Los experimentos de laboratorio han mostrado que la extracción diferencial puede seleccionar genotipos relacionados con bajo y alto crecimiento dependiendo del tamaño de las extracciones (Conover y Munch 2002). En consecuencia, la extracción selectiva puede conducir a una respuesta evolutiva rápida, tal como han mostrado algunas poblaciones en el medio natural (Grift *et al.* 2003; Olsen *et al.* 2004). Sin embargo, en otros casos el crecimiento aumenta tras el cese de la extracción, hecho que sugiere que muchos de estos cambios se deben a la plasticidad fenotípica (Halpern y Warner 2002; Gell y Roberts 2003).

A largo plazo, cualquier extracción selectiva a favor o en contra de un carácter determinado genéticamente puede producir la selección

de genotipos particulares. Los efectos genéticos de la extracción, a través de la selección de individuos con características particulares de interés para la pesca, pueden tener consecuencias importantes para las poblaciones que se manifiesten en pocas generaciones, especialmente cuando las tasas de explotación superan las tasas de mortalidad natural (Conover 2000). Debido a la elevada heredabilidad de un rasgo como la longitud del cuerpo y su relación tan estrecha con la eficacia biológica, es razonable esperar que la selección direccional ejercida por la extracción diferencial de tamaños conduzca a una reducción en el tamaño medio de muchas especies (Law 2001).

Los cambios mencionados en las estrategias vitales condicionan finalmente la dinámica de poblaciones, que debe ser el pilar de la gestión de la pesca. La falta de consideración de los procesos evolutivos en la gestión de la pesca y la conservación a largo plazo de las poblaciones continúa, debido a que las evidencias de que la mortalidad selectiva de tamaños cause cambios genéticos en las poblaciones son aún escasas.

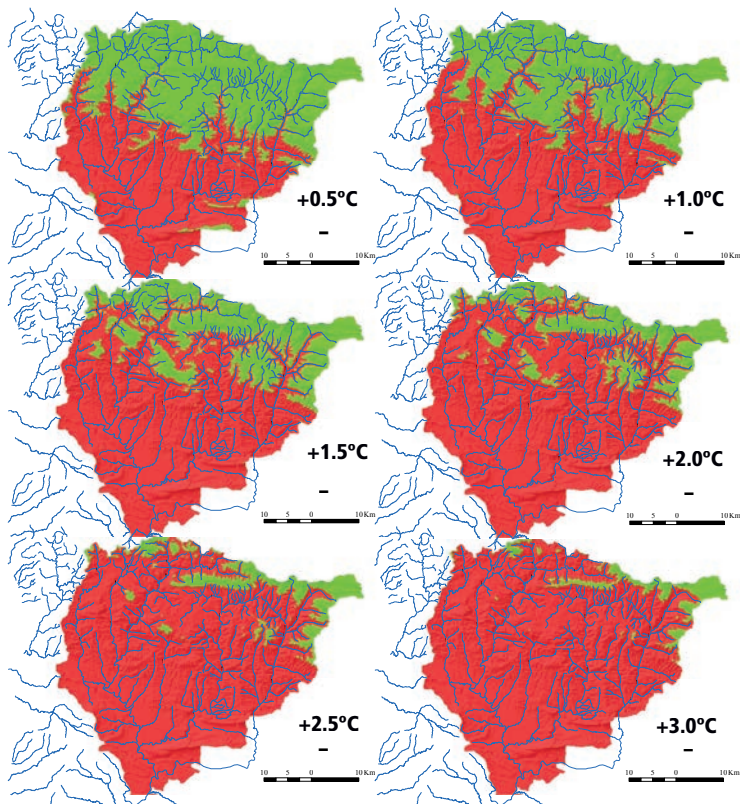
La presión pesquera que puede soportar una población depende de su capacidad para compensar las pérdidas debidas a la pesca a través de cambios en la supervivencia, el crecimiento y la fecundidad. Por ello, la gestión de poblaciones requiere un estudio profundo de sus características ecológicas y el conocimiento de sus respuestas a la explotación.

Efectos del actual cambio climático

El cambio climático actual exacerba las restricciones ambientales de las especies de peces de aguas frías que habitan en los límites meridionales de sus áreas de distribución. En trabajos previos, se

examinó cómo podían afectar las variaciones de temperatura debidas al cambio climático actual y futuro a la persistencia de la Trucha Común en la vulnerable periferia sur de su área de distribución. El análisis de temperatura del aire (1975-2007) con modelos de series temporales indicó una tendencia ascendente significativa y un cambio pronunciado en la temperatura entre 1986 y 1987. Este calentamiento se asoció con una continua disminución de las poblaciones de Trucha Común, causada por una pérdida del hábitat térmico útil en las latitudes bajas desde la década de 1980. Los modelos regionales de temperatura del agua predijeron una pérdida de hábitat térmico útil de más de un 90%, al comparar las condiciones climáticas entre 1975-1986 y 1993-2004. Las predicciones de los modelos climáticos mostraron que el cambio climático actual puede provocar una pérdida del hábitat térmico útil para la especie de un 12% por década, lo que provocaría una disminución general de la población en los tramos inferiores de su distribución de alrededor del 6% anual. Además, las capturas de Trucha Común disminuyeron un 20% al año. Las proyecciones de la pérdida de hábitat térmico bajo el escenario ecológico *B2 SRES* del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático *IPCC* mostraron que la Trucha Común podría reducir su hábitat potencial útil a la mitad en 2040 y llegaría a extinguirse en 2100. Paralelamente al movimiento aguas arriba del hábitat térmico de las truchas, las especies de peces de aguas más cálidas están aumentando su abundancia relativa en las zonas de salmónidos. Estos resultados muestran una evidencia empírica de cómo el cambio climático actual amenaza a las poblaciones de Trucha Común nativas más saludables del sur de Europa y cómo se espera que empeore aún más el estado de conservación de la especie (Almodóvar *et al.* 2012) (Figura 5).

Figura 5. Efectos del cambio climático



Proyecciones del hábitat térmico útil de la Trucha Común ante aumentos de la $T^{\text{a}}\text{MAX-7d}$ de 0.5 a 3°C ($T^{\text{a}}\text{MAX-7d} \neq 19.4^{\circ}\text{C}$, área verde) (Almodóvar *et al.* 2012; Ayllón *et al.* 2013).

El cambio climático está causando índices sin precedentes de extinción local de las poblaciones y alterando las áreas de distribución para muchas especies. Sin embargo, puede haber disminuciones significativas de las poblaciones antes de que se observe cualquier reducción en el área de distribución. Determinar y modelar los

factores que condicionan el tamaño y las tendencias de las poblaciones es, por lo tanto, crítico para predecir las trayectorias de cambio y el riesgo de futuras extinciones. Se ha observado que las capacidades de carga junto con las respuestas emergentes dependientes de la densidad explican un 76% de la variabilidad espacio-temporal de la densidad de juveniles y adultos, y un 50% de los alevines. Los alevines son altamente sensibles a las condiciones térmicas y su capacidad de adaptación disminuye con la temperatura a una tasa más alta que en las clases de edad superiores. Los resultados sugieren que los efectos limitantes de la temperatura son progresivamente mayores según aumenta la perturbación antropogénica. Sin embargo, existe un umbral crítico que coincide con el límite térmico para la supervivencia, más allá del cual la densidad real está siempre por debajo de las abundancias potenciales, independientemente de la intensidad de la perturbación. Además, hay un umbral inferior, que coincide con el límite térmico para la alimentación, más allá del cual incluso las poblaciones inalteradas declinan (Ayllón *et al.* 2013b).

Todo ello es un cuadro simplificado, ya que las trayectorias de las poblaciones de las diferentes especies no pueden ser examinadas aisladamente, pues el cambio climático puede alterar tan fuertemente las interacciones a nivel multitrófico que las redes alimentarias completas pueden sufrir una reestructuración radical (Van der Putten *et al.* 2010; Woodward *et al.* 2010). El calentamiento global debería conducir a una disminución de la capacidad de carga y/o a una disminución del peso medio para amortiguar la disminución potencial de la capacidad de carga, si las alteraciones de las condiciones no aumentan simultáneamente con la disponibilidad de

recursos tróficos para la especie (Daufresne *et al.* 2009). Sin embargo, a pesar de que las predicciones podrían tener cierta incertidumbre, muestran el destino sombrío de las especies sensibles a la temperatura, y con un potencial limitado de adaptación y/o dispersión al contraerse sus áreas de distribución.

III. Bases científicas para la gestión sostenible de las poblaciones

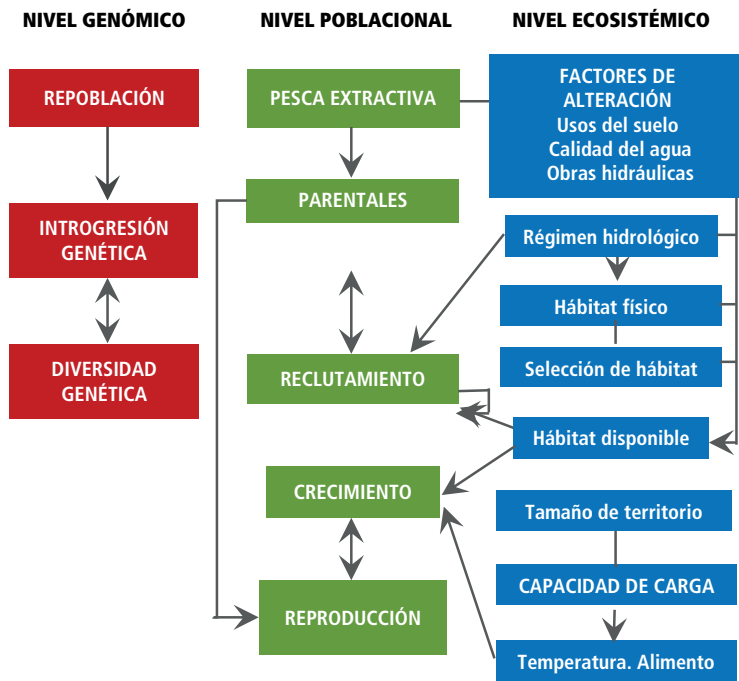
En la Figura 6 se muestra un esquema sobre los distintos aspectos que deben ser considerados para efectuar una gestión sostenible de poblaciones sometidas a explotación por pesca deportiva.

Estudio a nivel genómico

El análisis de la introgresión genética mediante el estudio del *locus* diagnóstico *Ldh-C1** permite cuantificar los niveles y distribución de la introgresión nuclear por genes alóctonos. Su representación en un mapa detallado sirve para conocer el estado de conservación genética de las poblaciones. Además, es importante conocer la evolución de la introgresión para conocer la capacidad de recuperación genética de las poblaciones de trucha.

Es necesario realizar una estima de varios parámetros de diversidad y estructura genéticas, así como análisis de los procesos demográficos históricos que puedan haber sufrido las poblaciones, y han conducido a su estructuración y distribución actual, mediante el análisis de varios marcadores nucleares y mitocondriales. La descripción y distribución geográfica de la variación genética nos permite conocer la diversidad genética existente en los distintos ríos e identificar los grupos genéticos únicos que deban ser especialmente protegidos.

Figura 6. Bases científicas de la gestión sostenible de poblaciones



Este punto es de primordial importancia en la gestión de los salmónidos, en los que existe una tendencia a evolucionar en grupos genéticamente diferenciados y ecológicamente especializados. También es de gran utilidad para seleccionar las localidades de procedencia de los reproductores con el fin de establecer las líneas puras y las zonas de repoblación.

Estudio de la dinámica poblacional

Las poblaciones residentes de salmónidos muestran una elevada variabilidad temporal y espacial en la abundancia. El 61% de la

variación espacial en la producción de truchas está determinada por las variables de productividad del agua (contenido de nutrientes). La producción de truchas es mayor en ríos calizos con niveles altos de nutrientes inorgánicos. Por otro lado, la biomasa de macroinvertebrados bentónicos y la altitud son las variables con mayor efecto en la biomasa de truchas. Así, la biomasa de truchas aumenta según lo hace la biomasa de bentos y disminuye según aumenta la altitud (Almodóvar *et al.*, 2006 a) (Figura 7).

La densidad de huevos o parentales explica entre el 32 y el 51% de la variación anual del reclutamiento en algunos ríos, lo que implica

Figura 7. Variabilidad espacial de la producción

Producción de Trucha Común en Europa

- Datos publicados (55 ríos)
- Datos propios (10 ríos)
- 34 ríos calizos: 121.6 kg ha⁻¹ año⁻¹
- 31 ríos silíceos: 76.6 kg ha⁻¹ año⁻¹

Rango: 3.5-253.3 kg ha⁻¹ año⁻¹



$\log_{10} \text{Producción} = 1.41 + 0.31 \log_{10} \text{Alcalinidad}$
 $(F_{1,22} = 24.94, p < 0.001, r^2 = 0.53)$



Almodóvar, A., G.G. Nicola y B. Elvira 2006. Spatial variation in brown trout production: the role of environmental factors. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(4): 1348-1360.

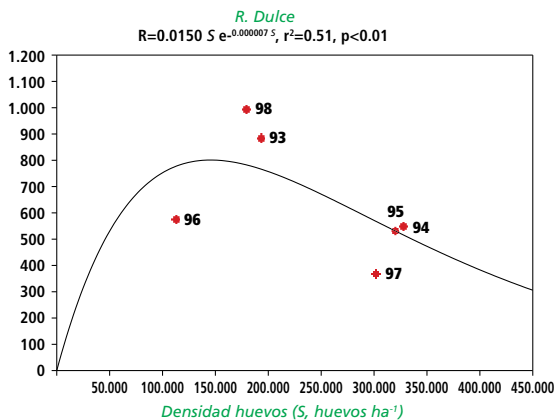
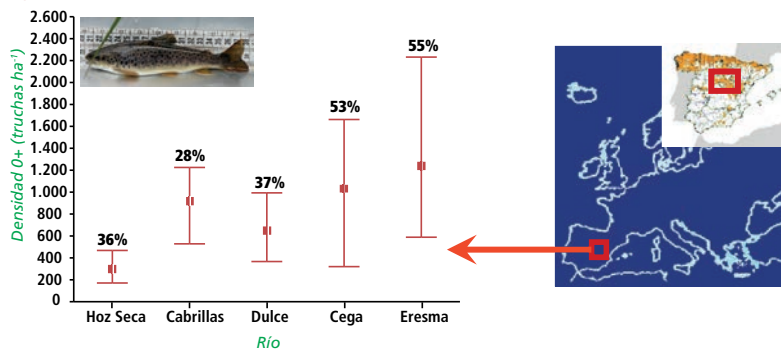
que la densidad, en estos ríos, es inferior a la capacidad de carga debido a la extracción por pesca y las variables ambientales (Nicola *et al.* 2008). Por otro lado, las fluctuaciones interanuales en los caudales durante los periodos críticos de eclosión y emergencia, durante el estiaje, afectan a la supervivencia de los alevines en todas las poblaciones, cuando los efectos endógenos se eliminan. Esto sugiere que los factores denso-independientes, como la fluctuación de la variabilidad hidrológica, juegan un papel central en la dinámica de poblaciones en el margen meridional de su distribución. Dichos efectos pueden tener una importancia creciente si, como indican las predicciones, los efectos del cambio climático conducen a aumentar los caudales extremos y su variabilidad (Nicola *et al.* 2009) (Figuras 8 y 9).

Además, se han encontrado diferencias entre ríos en el tamaño de madurez y en el tamaño de los huevos en relación con la fecundidad. Éste es un parámetro clave en la gestión ya que la pesca afecta directamente a la fecundidad (Nicola y Almodóvar 2002; Parra *et al.* 2014).

El patrón de crecimiento es distinto en los distintos ríos y está especialmente controlado por la temperatura (Nicola y Almodóvar 2004; Parra *et al.* 2009). Conocer el patrón de crecimiento de los ríos es importante para la gestión, porque en los ríos de mayor crecimiento deben tener una talla mínima de pesca mayor para permitir que las truchas se reproduzcan al menos una vez antes de entrar en la población pescable (Parra *et al.* 2011; 2012) (Figura 10).

Por todo ello, es necesario realizar un seguimiento a largo plazo de las poblaciones mediante muestreos cuantitativos con pesca eléctrica, así como analizar la estructura poblacional, densidad, biomasa,

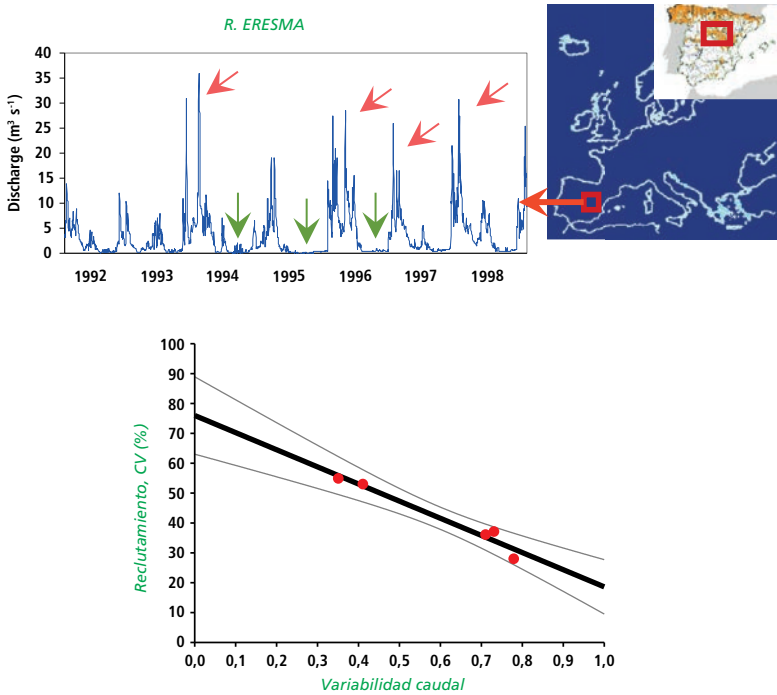
Figura 8. Variabilidad en el reclutamiento



- Densidad huevos/parentales explica 32-51% de la variación anual del reclutamiento
 → Densidad inferior a K por extracción pesca y variables ambientales.

Nicola, G.G., A. Almodóvar, B. Jonsson y B. Elvira 2008. Recruitment variability of resident brown trout in peripheral populations from southern Europe. *Freshwater Biology* 53: 2364-2374.

Figura 9. Variabilidad en el reclutamiento

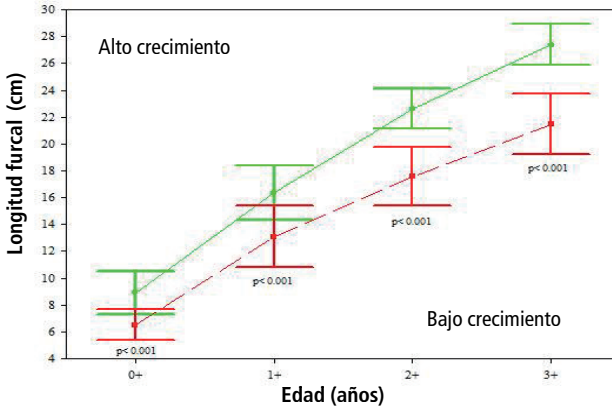


■ Variación reclutamiento no debida a densidad relacionada con fluctuaciones del caudal durante periodos críticos: **eclosión/emergencia y estiaje** → Implicaciones cambio climático.

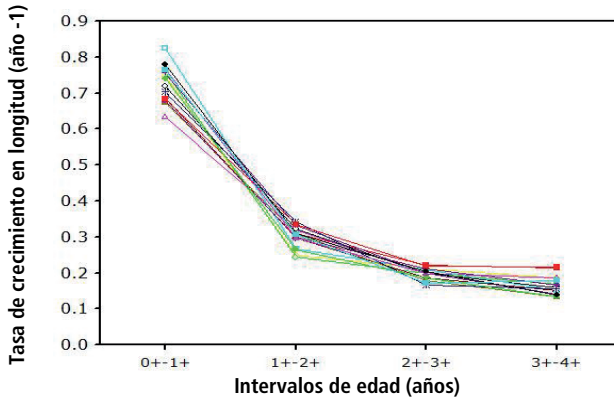
(Nicola *et al.* 2009)

producción, mortalidad, crecimiento y reproducción. El conocimiento de estos parámetros a una escala amplia sirve para poder tipificar las poblaciones y poder implementar medidas de gestión apropiadas a los distintos grupos identificados. Finalmente, es necesario evaluar los posibles factores que determinan la variabilidad temporal y espacial de la abundancia y estrategia vitales.

Figura 10. Variabilidad en el crecimiento



Las diferencias en longitud media por clases de edad permiten definir dos grupos de ríos, con alto y bajo crecimiento.



Las diferencias en longitud se establecen desde el primer año de vida y después se mantienen debido a las tasas de crecimiento homogéneas.

Parra, I., A. Almodóvar, D. Ayllón, G.G. Nicola y B. Elvira 2011. Ontogenetic variation in density-dependent growth of brown trout through habitat competition. *Freshwater Biology* 56: 530 -540.

Estudio de la incidencia de la pesca deportiva

La tasa de explotación en las distintas localidades de los ríos es muy variable. La densidad y biomasa medias de truchas de talla legal muestran diferencias entre las poblaciones que es necesario conocer, así como su evolución temporal, ya que nos permiten identificar las localidades afectadas por la presión pesquera. El análisis de la contribución media de cada clase de edad a la población total, a la población reproductora y a la producción total de huevos proporciona una estima que ofrece la posibilidad de evaluar el efecto de la pesca extractiva de determinadas clases de edad en el reclutamiento final de la población.

Por ello, sería necesario efectuar un seguimiento de la pesca deportiva mediante la realización de cuestionarios a pescadores en temporadas sucesivas, para poder estimar la presión de pesca real sobre las poblaciones, así como la explotación a que se hallan sometidas. Finalmente, se debe llevar a cabo un estudio del posible efecto de la actual gestión pesquera sobre la dinámica de las poblaciones mediante un análisis conjunto de los parámetros poblacionales y de pesca.

Estudio de la capacidad de carga

Las variaciones espaciales de la densidad en las poblaciones de salmónidos están causadas principalmente por las características del hábitat físico, que determinan finalmente la capacidad de carga de un río, entendida ésta como la máxima abundancia de peces que el río puede soportar en condiciones naturales durante el periodo de mínimo hábitat disponible. Es un parámetro clave en la gestión sostenible de las poblaciones, ya que permite conocer la abundancia potencial que pueden albergar los sistemas fluviales, y evaluar el

estado de conservación de las poblaciones, así como analizar los cambios producidos en ellas como consecuencia de alteraciones en el hábitat u otros impactos de origen antrópico (Ayllón *et al.* 2009; 2010a; b; 2012a).

Se han desarrollado modelos de simulación del hábitat, utilizando un sistema de simulación del hábitat físico *PHABSIM* (*Physical Habitat Simulation System*), que permiten determinar el hábitat potencial útil por clases de edad en función del caudal, combinando un modelo hidráulico con uno biológico de selección del hábitat. Las curvas de hábitat potencial útil en función del caudal se relacionan con la serie de caudales estivales medios, y se incorpora el tamaño de territorio, que se calcula determinando los requerimientos espaciales mínimos de los individuos. Todo ello sirve para calcular la capacidad de carga para cada año y clase de edad, como el cociente entre el hábitat potencial útil disponible y el tamaño de territorio de un individuo de longitud media de dicha clase de edad (Ayllón *et al.* 2012b; Ayllón *et al.* 2013a; Ayllón *et al.* 2014).

La relación entre la densidad y la capacidad de carga nos permite evaluar el estado de conservación de las poblaciones. Finalmente, el análisis de los factores de alteración e impactos negativos existentes permiten establecer los factores determinantes del estado de conservación de las poblaciones (Ayllón *et al.* 2012c).

IV. Conclusiones

La gestión sostenible de los recursos animales implica el mantenimiento de actividades de alto valor añadido mediante su uso

sostenible (pesca) acorde con la conservación de los componentes de la diversidad biológica del recurso animal (Trucha Común).

La realización de una gestión sostenible de la Trucha Común requiere un conocimiento profundo de su diversidad e introgresión genética, de la regulación de la dinámica poblacional y de la presión de explotación.

V. Referencias bibliográficas

ALMODÓVAR, A. (2002). *La trucha común: hacia una nueva estrategia de conservación*. En: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2ª ed., Doadrio, I. (ed.), Ministerio Medio Ambiente, C.S.I.C., Madrid, pp. 303-311.

ALMODÓVAR A. y NICOLA, G.G. (1998). *Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications*. Italian Journal of Zoology 65: 539-543.

— (1999). *Short-term effects of a small hydropower station upon brown trout (*Salmo trutta* L.) and macrobenthos in the Hoz Seca river (Tagus River, Spain)*. Regulated Rivers, Research and Management 15: 477-484.

— (2004a). *La pesca fluvial*. En: Atlas del Turismo Rural de Castilla-La Mancha, Ministerio de Educación y Ciencia, Consejería de Educación y Ciencia de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Centro Nacional de Información Geográfica, Universidad de Castilla-La Mancha y Universidad de Alcalá, Madrid, pp. 244-253.

- (2004b). *The effects of fishery management on conservation of Spanish stream-dwelling brown trout* *Salmo trutta* L. *Fisheries Management and Ecology* 11: 173-182.
- (2007). *Pesca*. En: Atlas del Turismo Rural de la Sierra Norte de Guadalajara, Universidad de Alcalá, Madrid, pp.: 142-145.
- (2008). *La pesca continental*. En: Atlas Nacional de España. Turismo en espacios rurales y naturales, Instituto Geográfico Nacional, Madrid, pp: 132-137.
- ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G. y SUÁREZ, J. (2000). *La trucha. Un pez en crisis*. *Biológica* 48: 44-52.
- (2001a). *Gestión y conservación de la trucha común*. En: Comunicaciones Técnicas, V Congreso Nacional de Medio Ambiente, Colegio Oficial de Físicos (ed.), Madrid, CD-Rom.
- ALMODÓVAR, A.; SUÁREZ, J.; NICOLA, G.G. y NUEVO, M. (2001b). *Genetic introgression between wild and stocked brown trout* *Salmo trutta* in the Douro River Basin (Spain). *Journal of Fish Biology* 59: 68-74.
- ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G. y SUÁREZ, J. (2002). *Effects of fishery management on populations of brown trout* *Salmo trutta* in central Spain. En: Conservation of Freshwater Fishes: Options for the future, Collares-Pereira, M.J.; Cowx, I.G. y Coelho M.M. (eds.), Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, pp. 337-345.
- ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G. y ELVIRA, B. (2006a). *Spatial variation in brown trout production: the role of environmental factors*. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 1348-1360.
- ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G.; ELVIRA, B. y GARCÍA-MARÍN, J.L. (2006b). *Introgression variability among Iberian brown trout*

- evolutionary significant units: the influence of local management and environmental features.* *Freshwater Biology* 51: 1175-1187.
- ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G.; AYLLÓN, D. y ELVIRA, B. (2012). *Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout.* *Global Change Biology* 18: 1549-1560.
- AYLLÓN, D.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G. Y ELVIRA, B. (2009). *Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns.* *River Research and Applications* 25: 1051-1065.
- (2010a). *Ontogenetic and spatial variations in brown trout habitat selection.* *Ecology of Freshwater Fish* 19: 420-432.
- (2010b). *Modelling brown trout spatial requirements through physical habitat simulations.* *River Research and Applications* 26: 1090-1102.
- (2012b). *The influence of variable habitat suitability criteria on PHABSIM habitat index results.* *River Research and Applications* 28: 1179-1188.
- AYLLÓN, D.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G.; PARRA, I. y B. ELVIRA (2012a). *A new biological indicator to assess the ecological status of Mediterranean trout type streams.* *Ecological Indicators* 20: 295-303.
- (2012c). *Modelling carrying capacity dynamics for the conservation and management of territorial salmonids.* *Fisheries Research* 134-136: 95-103.
- AYLLÓN, D.; NICOLA, G.G.; PARRA, I.; ELVIRA, B. y ALMODÓVAR, A. (2013a). *Intercohort density dependence drives brown trout habitat selection.* *Acta Oecologica* 46: 1-9.
- AYLLÓN, D.; NICOLA, G.G.; ELVIRA, B.; PARRA, I. y ALMODÓVAR, A. (2013b). *Thermal carrying capacity for a thermally-sensitive species at the warmest edge of its range.* *PLoS ONE* 8: e81354.

- (2014). *Spatio-temporal habitat selection shifts in brown trout populations under contrasting natural flow regimes*. *Ecohydrology* 7: 569-579.
- CONOVER, D.O. (2000). *Darwinian fishery science*. *Marine Ecology Progress Series* 208: 303-307.
- CONOVER, D.O. y MUNCH, S.B. (2002). *Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales*. *Science* 297: 94-96.
- DAUFRESNE, M.; LENGFELLNER, K. y SOMMER, U. (2009). *Global warming benefits the small in aquatic ecosystems*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 12788-12793.
- EDELIN, E.; CARLSON, S.M.; STIGE, L.C.; WINFIELD, I.J.; FLETCHER, J.M.; BEN JAMES, J.; HAUGEN, T.O.; VØLLESTAD, L.A. y STENSETH, N.C. (2007). *Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 15799-15804.
- ELVIRA, B. (1996). *Endangered freshwater fish of Spain*. En: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*, Kirchhofer, A. y Hefti, D. (eds.), Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland, pp. 55-61.
- ELVIRA, B. y ALMODÓVAR, A. (2001). *Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century*. *Journal of Fish Biology* 59: 323-331.
- FENBERG, P.B. y ROY, K. (2007). *Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know?* *Molecular Ecology* 17: 209-220.

- GELL, F.R. y ROBERTS, C.M. (2003). *Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves*. Trends in Ecology and Evolution 18: 448-455.
- GRIFT, R.E.; RIJNSDORP, A.D.; BAROT, S.; HEINO, M. y DIECKMANN, U. (2003). *Fisheries-induced trends in reaction norms for maturation in North Sea plaice*. Marine Ecology Progress Series 257: 247-257.
- HALPERN, B.S. y WARNER, R.R. (2002). *Marine reserves have rapid and lasting effects*. Ecology Letters 5: 361-366.
- HEINO, M. y GODO, O.R. (2002). *Fisheries-induced selection pressures in the context of sustainable fisheries*. Bulletin of Marine Science 70: 639-656.
- LAW, R. (2000). *Fishing, selection and phenotypic evolution*. ICES Journal of Marine Science 57: 659-668.
- MACHORDOM, A.; GARCÍA-MARÍN, J.L.; SANZ, N.; ALMODÓVAR, A. y PLA, C. (1999). *Allozyme diversity in brown trout (Salmo trutta) from Central Spain: genetic consequences of restocking*. Freshwater Biology 41: 707-717.
- MACHORDOM, A.; SUÁREZ, J.; ALMODÓVAR, A. y BAUTISTA, J.M. (2000). *Genetic differentiation and phylogenetic relationships among Spanish brown trout (Salmo trutta) populations*. Molecular Ecology 9: 1325-1338.
- MILLER, R.B. (1957). *Have the genetic patterns of fishes been altered by introductions or by selective fishing*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 14: 797-806.
- NICOLA, G.G. y ALMODÓVAR, A. (2002). *Reproductive traits of stream-dwelling brown trout Salmo trutta in contrasting neighbouring rivers of central Spain*. Freshwater Biology 47: 1353-1365.

- (2004). *Growth pattern of stream-dwelling brown trout under contrasting thermal conditions*. Transactions of the American Fisheries Society 133: 66-78.
- NICOLA, G.G.; ALMODÓVAR, A. y ELVIRA, B. (2008). *Recruitment variability of resident brown trout in peripheral populations from southern Europe*. Freshwater Biology 53: 23-64.
- (2009). *Variable importance of hydrologic attributes on brown trout recruitment in low-latitude range margins*. Oecologia 160: 515-524.
- OLSEN, E.M.; HEINO, M.; LILLY, G.R.; MORGAN, M.J.; BRATTEY, J.; ERNANDE, B. y DIECKMANN, U. (2004). *Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod*. Nature 428: 932-935.
- PARRA, I.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G. y ELVIRA, B. (2009). *Latitudinal and altitudinal growth patterns of brown trout at different spatial scales*. Journal of Fish Biology 74: 2355-2373.
- PARRA, I.; ALMODÓVAR, A.; AYLLÓN, D.; NICOLA, G.G. y ELVIRA, B. (2011). *Ontogenetic variation in density-dependent growth of brown trout through habitat competition*. Freshwater Biology 56: 530-540.
- (2012). *Unravelling the effects of water temperature and density dependence on the spatial variation of brown trout body size*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 821-832.
- PARRA, I.; NICOLA, G.G.; VØLLESTAD, L.A.; ELVIRA, B. y ALMODÓVAR, A. (2014). *Latitude and altitude differentially shape life history trajectories between the sexes in non-anadromous brown trout*. Evolutionary Ecology 28: 707-720.

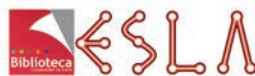
- SUÁREZ, J.; BAUTISTA, J.M.; ALMODÓVAR, A. y MACHORDOM, A. (2001). *Evolution of the mitochondrial control region in Palaearctic brown trout (Salmo trutta) populations: the biogeographical role of the Iberian Peninsula*. Heredity 87: 198-206.
- VALLIN, L. y NISSLING, A. (2000). *Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, Gadus morhua - implications for stock structure effects on recruitment*. Fisheries Research 49: 21-37.
- VAN DER PUTTEN, W.H.; MACEL, M. y VISSER, M.E. (2010). *Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 365: 2025-2034.
- WOODWARD, G.; PERKINS, D.M. y BROWN, L.E. (2010). *Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 365: 2093-2106.

Curriculum vitae

Catedrática del Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución de la Universidad Complutense de Madrid. Los objetivos de su actividad investigadora están relacionados con ecología de peces, estudios filogenéticos y evolutivos de peces autóctonos utilizando técnicas de biología molecular, gestión y conservación de peces, gestión sostenible de la pesca deportiva y ecología acuática. Ha participado en 58 proyectos y/o contratos de I+D. Ha realizado 144 publicaciones científicas, 9 libros, 22 capítulos de libros y 95 trabajos científicos en congresos, e impartido múltiples conferencias en cursos, seminarios y jornadas científicas. Participa como experta en reuniones científicas internacionales relacionadas con la conservación de los peces continentales y la gestión de la pesca deportiva.

Más información en la página web:

<http://www.ucm.es/aalmodovar/>



Entidades presentes en el Patronato de la Fundación Miguel Delibes

