TESE DE DOUTORAMENTO

BIOLOGÍA DE LA FORMA ANÁDROMA DE LA TRUCHA COMÚN *SALMO TRUTTA* LINNAEUS, 1758, EN GALICIA

PABLO CABALLERO JAVIERRE

ESCOLA DE DOUTORAMENTO INTERNACIONAL DA UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PROGRAMA DE DOUTORAMENTO EN BIODIVERSIDADE E CONSERVACIÓN DO MEDIO NATURAL

SANTIAGO DE COMPOSTELA

2021

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

DECLARACIÓN DEL AUTOR DE LA TESIS

Pablo Caballero Javierre,

Título de la tesis: Biología de la forma anádroma de la trucha común *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, en Galicia

Presento mi tesis, siguiendo el procedimiento adecuado al Reglamento, y declaro que:

1) La tesis abarca los resultados de la elaboración de mi trabajo.

2) De ser el caso, en la tesis se hace referencia a las colaboraciones que tuvo este trabajo.

3) Confirmo que la tesis no incurre en ningún tipo de plagio de otros autores ni de trabajos presentados por mí para la obtención de otros títulos.

Y me comprometo a presentar el Compromiso Documental de Supervisión en el caso de que el original no esté en la Escuela.

En Santiago de Compostela,

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR/TUTOR DE LA TESIS

D. **Fernando Cobo Gradín**

En condición de: **Tutor y director**

Título de la tesis:
Biología de la forma anádroma de la trucha común *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, en Galicia

INFORMA:

Que la presente tesis, se corresponde con el trabajo realizado por D. Pablo Caballero Javierre, bajo mi dirección/tutorización, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director/tutor de esta tesis no incurre en las causas de abstención establecidas en la Ley 40/2015.

En Santiago de Compostela,

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

AUTORIZACIÓN DO DIRECTOR DA TESE

D. **Rufino Vieira Lanero**

En condición de: **Director**

Título de la tesis: Biología de la forma anádroma de la trucha común *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, en Galicia

INFORMA:

Que la presente tesis, se corresponde con el trabajo realizado por D. Pablo Caballero Javierre, bajo mi dirección, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director de esta tesis no incurre en las causas de abstención establecidas en la Ley 40/2015.

En Santiago de Compostela,

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

A mis padres, Doña Pilar y Don Antonio
y a mis chicas, Sandra, Sara y Zoa

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

AGRADECIMIENTOS

Aun considerando que el tiempo es una dimensión relativa, dado que la escala temporal de este trabajo ha sido bastante extensa, al menos si se compara con lo que normalmente suele durar una tesis, debo por ello de agradecer a mucha gente que me ha ayudado a llevar a cabo esta labor, desde hace más o menos unos 25 años, que aun a pesar de lo que dice el tango "Volver" (Gardel C., 1934), es un tiempo considerable para un ser humano.

La primera persona a la que debo agradecer el poder realizar este trabajo, es al Dr. Carlos García de Leániz, actualmente Profesor de la Universidad de Swansea en País de Gales, ya que él fue quien me inyecto la energía necesaria para no haber dejado de tener el gusanillo del estudio de los peces durante tantos años y que aún me dure. También es de justicia agradecerle que, sin su estancia de aproximadamente 4 años en Galicia, nunca hubiera sido posible iniciar el estudio de los salmónidos anádromos, o al menos no de la misma manera ni en ese momento. A él se debe la construcción de las estaciones de captura del Ulla y muchos de los métodos aplicados en esta tesis. Tras la migración de Carlos a otras latitudes, me quedé un poco desorientado y sin el amparo de ningún departamento de universidad, no recuerdo cómo, contacté con el Dr. Florentino Braña, de la Universidad de Oviedo, recuerdo que le presente cuatro o cinco temas de posible realización de la tesis, entre ellos los escasos datos que sobre el año 1996 había recopilado sobre los reos en Galicia, él no dudo un instante en decirme que ese tema era el más interesante para estudiar, entre otras razones porque acababa de dirigir una tesis sobre la trucha común en Asturias, en la que se incluía el estudio de los reos en Asturias. Gracias a él obtuve cuantiosa bibliografía sobre el reo y aceptó ser codirector de la tesis, y además de todo lo que me enseño de biología en general y sobre el reo particular le debo agradecer, su gran generosidad hacia mí. Durante no recuerdo cuanto tiempo estuve yendo a Oviedo para trabajar sobre el tema, al tiempo comencé con los cursos de doctorado e intenté obtener un codirector en algún departamento de la Universidad de Santiago de Compostela. Pasaron los años y tras abandonar mis viajes a Asturias, y casi sin darme cuenta, el impulso inicial de hacer una tesis se fue frenando por múltiples motivos, entre ellos la falta de apoyo de un departamento de la USC que unido a cierta desidia por mi parte (no hay porque negarlo), me llevó a un callejón sin salida con un expediente académico paralizado en el tercer ciclo. Entonces, a principios del Siglo XXI, tampoco recuerdo muy bien ni cómo ni porqué apareció la posibilidad de que dos profesores del Departamento de Zoología de la USC me dirigieran la tesis, los Doctores Fernando Cobo y Marcos González. Lo que no se me olvida de aquellos momentos es cómo el Dr. Fernando Cobo solucionó de un plumazo una situación académica muy complicada, por lo cual le estaré siempre agradecido, ya que ello permitió que tras la publicación del TIT en 2002 y lograr el DEA, todo el camino hacia lograr el título de doctor se había allanado. Sin embargo, diversos cambios en mi vida de tipo profesional y personal, que no vienen al caso explicar, truncaron este "largo y sinuoso camino" (Lennon & McCartney, 1970), hasta que a partir del año 2013 y base de diversos meses de agosto, en los cuales mi familia hubo de prescindir de mí, logré por fin finalizar el trabajo que se plasma en esta memoria.

Pero no debo olvidarme de incluir en estos agradecimientos a muchas otras personas que sin su participación no hubiera sido posible hacer este trabajo. En primer lugar, quiero agradecerle a la Dra. Paloma Moran de la Universidad de Vigo, aunque cuando la conocí estaba en la de Oviedo, su colaboración y generosidad durante estos años al permitirme participar en diversos proyectos de investigación y trabajos de tesis doctorales desarrollados en su departamento y que me han permitido no abandonar mi labor investigadora en momentos en los que no tenía claro que hacer. Junto a ella también agradezco la labor de los investigadores que con ella hicieron tesis, la/os Dra/es, José Luis Campos, María Saura y sobre todo el mejor compañero de viaje posible, Marco Rius (siempre nos quedará Bangkok …). Tampoco debo olvidar al Dr. Javier Lobón del Museo Nacional de Ciencias por enseñarme a dar mis primeros pasos en esto dela ictiología continental en sus instalaciones de Trevías, donde empecé a dar calambres en el río, labor que también debo agradecer al Dr. Antonio Callejo que con un equipo de pesca eléctrica muy aparatoso pero efectivo me ayudo en mis primeros muestreos. Pero dentro del personal de la Xunta la persona a la que más le debo de agradecer es a Susana Torres, con la que empecé a colaborar casi desde mis inicios en esta empresa y con la que, por fortuna, aún lo sigo haciendo, ella siempre demostró confianza en mí, lo cual me ha permitido realizar gran parte de los trabajos incluidos en esta tesis. Al Dr. Manuel Rodríguez Solórzano también le debo agradecer su interés en recopilar los datos de reos de Coruña que han sido fundamentales en este trabajo, probablemente sin su trabajo inicial yo nunca me hubiera interesado tanto por el reo. Tampoco me puedo olvidar de Jesús Latas, porque su colaboración conmigo siempre ha sido excelente y aparte de recopilar la información de los 2 ríos lucenses incluidos en la tesis, también aportó los datos de la estación de Landrove que han sido fundamentales en el desarrollo del trabajo. A Paco Hervella le debo de agradecer, entre otras cosas, que tuviera la paciencia de aguantarme durante aquellos maravillosos años que estuvimos trabajando juntos en Lourizán. A Esteban Alvarez le debo agradecer su ayuda estadística y apoyo incondicional en la última fase de la tesis.

A todo el personal de los servicios provinciales de Conservación de la Naturaleza de Coruña, Lugo y Pontevedra (lo siento, pero en Ourense no se guió ningún reo…) debo de agradecerles su labor, ya que sin su rigor y dedicación no hubiéramos podido contar con tal volumen de información como la que se incluye en esta memoria. En especial debo de agradecer al personal que trabajó recopilando la información de la estación de Landrove que aquí se ofrece. También debo agradecer la colaboración de varios pescadores que desinteresadamente me ayudaron en la obtención adicional de escamas de reos y en el intento de sexado que les propuse, no me acuerdo de todos, pero si de algunos, gracias a Pepe Casal, a Senén Paz (que además me proporcionó interesante bibliografía gracias a sus contactos en Escocia), Wenceslao Alvargonzalez, etc.

No puedo dejar olvidados a mis compañeros del Departamento de la USC, primero denominado de Biología Animal y ahora de Zoología, Xenética y Antropología Física, por lo bien que siempre me han tratado; seguramente me quedan varios sin citar, pero quiero dar la gracias a María José Servia, Enrique Rego, Javier Sánchez, Pablo Gómez, Sandra Barca, Sergio Silva, David Nachón, etc.

Debo de agradecer a mis dos directores de tesis toda su labor para que este trabajo llegara a término y no haberme mandado a hacer gárgaras, lo cual hubiera sido fácilmente entendible. A mi director/tutor, el Dr. Fernando Cobo por enseñarme múltiples cosas sobre zoología y ecología fluvial que yo desconocía, y también por su apoyo y comportamiento conmigo. Y al codirector Dr. Rufino Vieira le tengo que agradecer su infinita paciencia, sobre todo en la agobiante fase final del proceso del doctorado, si hubiera un campeonato mundial de forma de ser, él sería el campeón …

Dejo para el final el agradecimiento al personal de las estaciones de captura de Pontevedra, porque su colaboración ha sido fundamental para la realización del trabajo que se presenta. En el río Ulla en especial, debo de agradecer el esfuerzo al Agente Medioambiental Manuel García Rego por su increíble capacidad de trabajo y dedicación a su labor como funcionario, si hubiera un campeonato mundial del trabajo, él sin duda saldría ganador. También debo hacer mención especial a José Antonio Garea que ha realizado y realiza siempre mucho más de lo que se le exige y siempre eficazmente, lamento que tu empresa no te lo agradezca debidamente, sé que no te vale de mucho que yo lo haga, pero debes saber que te estoy muy agradecido por todo lo que haces. En el Lérez debo agradecer al Agente Medioambiental Gonzalo Gamallo por haberme relevado en la coordinación de la estación de Bora, cuando se lo pedí y mostrar tanto interés y profesionalidad al llevarlo a cabo. Por último, en lo respecta a la cuenca del Miño y en especial a la labor realizada en el río Tea, debo agradecer a los Agentes Medioambientales Marcial Carrera y José Manuel Fernández Prendes su excelente colaboración en todos los trabajos propuestos en esa cuenca, también extensible al personal que ha trabajado en la estación de A Freixa (Dani, Leo) y principalmente a quien lo sigue haciendo, Daniel Costal, gracias por tu esfuerzo.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Índice

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

ÍNDICE

RESUMEN 1

ESTRUCTURA DE LA MEMORIA 7

1.- INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS 13

1.1.-Introducción general 13
1.1.1.-Taxonomía de los salmónidos 14
1.1.2.-Distribución del reo en Europa, Península Ibérica y Galicia 17
1.1.3.-Estado de conocimiento del ciclo vital del reo 22
1.1.3.1.-Fase fluvial y esguinado 25
1.1.3.2.-Fase marina 34
1.1.3.3.-Fase de retorno al río 37
1.1.3.4.-Fase de reproducción y zancado 41
1.1.4.-Revisión de estudios realizados sobre el reo 42

1.2.-OBJETIVOS 43

2.- ÁREA DE ESTUDIO 47

2.1.-Caracterización de los ríos gallegos con poblaciones de reo 47
2.1.1.-Río Masma 50
2.1.2.-Río Landro 52
2.1.3.-Río Sor 53
2.1.4.-Río Eume 53
2.1.5.-Río Mandeo 54
2.1.6.-Río Grande 55
2.1.7.-Río Tambre 56
2.1.8.-Río Ulla 57
2.1.9.-Río Lérez 59
2.1.10.-Río Tea 60

2.2.-Caracterización de las rías 61
2.2.1.-Ría de Foz 67
2.2.2.-Ría de Viveiro 67
2.2.3.-Ría do Barqueiro 67
2.2.4.-Ría de Ares y Betanzos 67
2.2.5.-Ría de Camariñas 68
2.2.6.-Ría de Muros e Noia 68
2.2.7.-Ría de Arousa 68
2.2.8.-Ría de Pontevedra 68
2.2.9.-Estuario del río Miño 69

2.3.- Caracterización de la pesquería del reo en Galicia y de las zonas de pesca 70
2.3.1.-Río Masma: Cotos de Celeiro y Mondoñedo 73
2.3.2.-Río Landro: Coto de Viveiro 74
2.3.3.-Río Sor: Cotos de Ribeiras y Segade 74
2.3.4.-Río Eume: Coto de Ombre 74
2.3.5.-Río Mandeo: Coto de Betanzos 75
2.3.6.-Río Grande: Coto de Ponte do Porto 75
2.3.7.-Río Tambre: Coto de Noia 75
2.3.8.-Río Ulla: Cotos de Sinde. Couso y Ximonde 75

2.4.-Caracterización de las estaciones de captura 76
2.4.1.-Río Ulla: estaciones de captura de Ximonde y Liñares 76
2.4.2.-Río Lérez: estación de captura de Bora 80
2.4.3.-Río Tea: estación de captura de A Freixa 82
2.4.4.-Río Landro: estación de captura de Landrove 85

3.- MATERIAL Y MÉTODOS 89

3.1.-Material estudiado 89
3.1.1.-Datos de las estaciones de captura 89
3.1.2.-Datos de la pesquería oficial de reo 91
3.1.3.-Datos de muestreos mediante pesca eléctrica 93

3.2.-Terminología utilizada en la designación de las fases del ciclo vital del reo 94

3.3.-Toma de datos y muestras 98

3.4.-Marcado de reos 100

3.5.-Determinación de la edad 103
3.5.1.-Preparación y lectura de las escamas 105
3.5.2.-Selección de ejemplares para la determinación de la edad 107
3.5.3.-Notación de la edad 108

3.6.-Retrocálculo y cálculo del crecimiento 127

3.7.-Obtención de parámetros reproductivos 128

3.8.-Tratamiento de datos 128

3.9.-Análisis crítico de la metodología de muestreo 131
3.9.1.-Análisis comparativo entre las tallas de esguines obtenidas mediante retrocálculo y las obtenidas en estaciones de captura 131
3.9.2.-Comparación entre los datos obtenidos en las estaciones de captura y los obtenidos de la pesquería de reo 133
3.9.2.1.-Datos biométricos y demográficos 134
3.9.2.2.-Estudio comparativo de los datos de edad de primera reproducción e iteroparidad del reo obtenidos en estaciones de captura frente a los obtenidos en las poblaciones estudiadas a partir de la pesquería. 138

4.- FASE FLUVIAL Y ESGUINADO.....147

4.1.-Fase Fluvial..... 147
4.1.1.-Determinación de la fórmula de retrocálculo..... 147
4.1.2.-Crecimiento fluvial..... 148
4.1.3.-Presencia de plus de crecimiento primaveral en esguines..... 154
4.1.4.-Características de la población de truchas residentes en el río Ulla (estación de captura de Ximonde)..... 160

4.2.-Fase de esguinado..... 164
4.2.1.-Características de los esguines capturados en las estaciones de captura del río Ulla..... 164
4.2.1.1.-Características biométricas y demográficas en la cuenca del Ulla..... 165
4.2.1.2.-Migración de descenso de los esguines en la cuenca del Ulla y en el río Tea . 170
4.2.2.-Comparación de las características biométricas y demográficas de los esguines en las poblaciones gallegas de reo..... 177

5.- FASE MARINA.....185

5.1.-Datos de marcado y recaptura..... 185
5.1.1.-Recapturas en las estaciones de captura originales..... 185
5.1.2.-Recapturas fuera de las estaciones de captura originales..... 186
5.1.3.-Determinación del crecimiento marino..... 188
5.1.3.1.-Estudio del crecimiento marino del reo a partir de los datos de las recapturas realizadas en las estaciones de captura..... 188
5.1.3.2.-Análisis del crecimiento marino del reo a partir de los datos de los adultos obtenidos en la pesquería gallega..... 194

6.- FASE DE RETORNO AL RÍO.....201

6.1.-Calendario de la migración del reo en Galicia..... 201

6.2.-Características biométricas y demográficas de los adultos de retorno capturados en las estaciones de captura..... 208
6.2.1.-Biometría de los adultos de retorno..... 208
6.2.2.-Edad de los adultos de retorno..... 212

6.3.-Calendario y características biométricas y demográficas de los adultos de retorno, según los datos obtenidos en la pesquería gallega de reo..... 217

6.4.-Recapturas durante la estancia en el río..... 224

7.- FASE DE REPRODUCCIÓN Y ZANCADO.....229

7.1.-Reproducción y características de los reproductores..... 229
7.1.1.-Proporción y características de sexos..... 229
7.1.2.-Período reproductor..... 231
7.1.3.-Fecundidad y tamaño del huevo..... 231
7.1.4.-Relación longitud-fecundidad..... 232
7.1.5.-Determinación de la edad de primera reproducción e iteroparidad según datos de las estaciones de captura..... 232

7.1.6.-Determinación de la edad de primera reproducción e iteroparidad a partir de los datos de la pesquería gallega de reo 234

7.2.-Fase de zancado 240
7.2.1.-Migración de retorno al mar 240
7.2.2.-Tasa de supervivencia tras la reproducción 244

8.- DESCRIPCIÓN DEL CICLO VITAL Y ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS POBLACIONES GALLEGAS DE REO 249

8.1.-Descripción del ciclo vital de la trucha común anádroma en Galicia 249

8.2.-Similitud entre las cuencas gallegas en función de las características biológicas de las poblaciones de reo 253

8.3.-Correlación entre las características de las poblaciones de reo gallegas y las variables ambientales 256

8.4.-Influencia de las variables ambientales en las características de las poblaciones de reo gallegas 258

9.- DISCUSIÓN 263

9.1.-Fase fluvial y esguinado 263
9.1.1.-Crecimiento fluvial 263
9.1.2.-Esguinado 265

9.2.-Fase marina 270
9.2.1.-Homing y straying 270
9.2.2.-Movimientos en el mar 271
9.2.3.-Crecimiento marino 273
9.2.3.1.-Comparación del crecimiento marino entre los reos del Ulla y los del Lérez, según los datos obtenidos mediante marcado/recaptura 273
9.2.3.2.-Comparación del crecimiento marino en las siete poblaciones estudiadas de acuerdo con los resultados del retrocálculo de escamas de individuos capturados en la pesquería. 274
9.2.3.3.-Comparación del crecimiento en las diferentes clases de edad marina 274
9.2.3.4.-Comparación del crecimiento según los datos obtenidos mediante marcado/recaptura y retrocálculo. 274

9.3.-Fase de retorno al río 276
9.3.1.-Calendario de retorno 276
9.3.2.-Características biométricas y demográficas 280
9.3.3.-Variación del peso en el río 282

9.4.-Fase de reproducción y zancado 282
9.4.1.-Reproducción 282
9.4.2.-Fase de zancado 286
9.4.3.-Supervivencia y mortalidad 288

9.5.-Descripción del ciclo vital y análisis comparativo de las poblaciones gallegas de reo .. 289

10.- CONCLUSIONES 295
11.- BIBLIOGRAFÍA 301

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Resumen

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

RESUMEN

La trucha común, *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, como algunas otras especies de la Familia *Salmonidae*, presenta poblaciones con formas anádromas junto a formas potamódromas o residentes, fenómeno denominado "migración parcial". Los estudios del reo o trucha anádroma son, en general, relativamente escasos en Europa y mucho más en la Península Ibérica. Gracias al análisis combinado de la información procedente de la pesquería oficial de reo y de estaciones de captura, junto a la determinación de la edad y de marcas de reproducción mediante la lectura de escamas, el retrocálculo y el marcado/recaptura de esguines y adultos de reo, se ha realizado este estudio cuyo objetivo es mejorar el conocimiento de la biología y caracterizar las poblaciones del reo en Galicia.

Para validar la información obtenida, se compararon resultados del retrocálculo con los de las estaciones de captura, detectándose que el retrocálculo ofrece valores de tallas superiores a los de las estaciones. También se compararon las poblaciones de reo obtenidas a partir de datos de pesca con caña con las de las estaciones de captura, comprobándose que el tamaño del río condiciona la representatividad de los datos obtenidos a partir de la pesca.

El crecimiento fluvial se ha calculado por medio del retrocálculo y se ha determinado la edad en escamas, precisando así el tiempo de estancia en el río, que es mayoritariamente de 2 o 3 años. Se detecta un menor crecimiento fluvial en los reos de los ríos que desembocan en las Rías Altas (con la excepción del río Masma) que en los situados más al sur. También se ha detectado la presencia de esguines que realizan un plus de crecimiento primaveral para alcanzar la talla de esguinado, en un 38% de los casos y con mayor incidencia entre los esguines más jóvenes y los de menor tamaño. La edad media de esguinado (MSA) en las poblaciones gallegas de reo es de 2.34 años (desde los 2.04 del río Tambre a los 2.70 del río Sor). La migración de esguinado tiene lugar en primavera, con un máximo en el mes de abril, pero la información recogida sugiere que muchas de las truchas que migran al mar no esguinan.

Las labores de marcado/recaptura realizados en los ríos Ulla y Lérez permiten afirmar que el grado de retorno al río de origen (filopatría o homing) es elevado al menos en adultos, y que las migraciones marinas de estas truchas se realizan sin separarse mucho de la costa y normalmente sin alejarse mucho del río natal, aunque se han detectado ejemplares a más de 500 Km del lugar de marcado. El crecimiento marino de los reos del Ulla es notablemente superior al de los del Lérez, y el de los reos del sur de Galicia también es superior al de los reos de las Rías Centrales y Altas.

En general el retorno a los ríos principales tras la estancia marina, se produce en dos períodos, uno en primavera y verano y, tras una pausa en septiembre, otro en otoño más relacionado con desplazamientos hacia las áreas de freza. Sin embargo, la entrada de reos en los afluentes se retrasa hasta el momento de la reproducción. La información de la pesquería gallega de reo indica que existen diferentes patrones de entrada en los diferentes ríos analizados. Se han encontrado 4 clases de edad de río (de 1 a 4 años) y 7 clases de

edad marina (de 0 a 6 años), detectándose 19 clases río/mar en los ríos gallegos, las poblaciones con mayor número de estas clases son aquellas en las que se registran mayores capturas medias anuales en la serie analizada (1995-2010). El análisis del peso de los reos recapturados en el río tras su retorno al mar permitió comprobar que durante el periodo de estancia fluvial su peso disminuye.

La proporción de sexos en los ríos Lérez, Ulla y Tea, está entre 2 y 2.5 hembras por cada macho. En estos ríos también se detecta dimorfismo sexual en la talla corporal, ya que los machos son de mayor edad marina y por tanto más grandes que las hembras. Los reos se reproducen por primera vez tras permanecer en el mar entre unos meses y 2 años, la edad media de primera reproducción (MMA) difiere entre las poblaciones del sur y las del norte, de modo que en las primeras es menor que en las segundas. Lo mismo sucede con la proporción de reproductores múltiples, ya que el porcentaje de reos que han desovado al menos una vez varía entre un 15% en el río Tambre y un 35% en el Sor. En este estudio se describe igualmente la migración al mar de los zancados tras el desove, que se realiza en dos fases, una durante el invierno, justo tras el desove, y otra en primavera.

Tras describir por primera vez el ciclo vital de las poblaciones gallegas de trucha común anádroma y analizar sus características clave se concluye que existen diferentes estrategias poblacionales, con crecimientos más pobres tanto en río como en mar, primera reproducción más tardía y con mayor frecuencia, en las poblaciones del norte de Galicia (Rías Altas) frente a las del sur (Rías Baixas), presentando las poblaciones de las Rías Centrales valores intermedios. Todo ello nos permite sugerir que las características que presentan estas poblaciones son compatibles con la existencia de adaptaciones locales. Las variables ambientales detectadas en este trabajo, que influyen sobre esta variabilidad hallada en las poblaciones gallegas de reo son: la superficie de las rías, el contenido en clorofila de las rías, la longitud fluvial junto al contenido en sílice, la dureza temporal (TAC), la conductividad y la temperatura del agua de río, además de la latitud y la proporción de longitud accesible para los peces.

ABSTRACT

Brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, like some other species of the family *Salmonidae*, presents populations with anadromous and potamodromous or resident morphs, a phenomenon called "partial migration". Sea trout studies are, in general, relatively scarce in Europe and much more so in the Iberian Peninsula. Thanks to the combined analysis from the official sea trout catches and traps information, together with the age and reproduction marks determination through scale reading, back-calculation and sea trout smolts and adults mark/recapture, this study has been carried in Galician waters with the chief purpose of improve the sea trout biology and population features knowledge.

To validate the information obtained, back-calculation results were compared with those fo the traps, detecting that the back-calculation offers size values higher than those of the stations. Sea trout populations obtained from angling data were also compared with those obtained from traps, verifying that the size of the river conditions the representativeness of the data obtained from fishing.

The fluvial growth and age has been determined by back-calculation and scale reading. The freshwater stage duration was mostly 2 or 3 years. Less degree of fluvial growth is detected in the northern Galician rivers (with the exception of the Masma River) than in those located further south. The presence of smolts with B-Type growth in spring has also been detected, in 38% of the cases with the highest incidence in the youngest and smaller smolts. The mean smolt age (MSA) in the sea trout Galician populations is 2.34 years (from 2.04 for the Tambre River to 2.70 for the Sor River). The smolt migration takes place in spring, with a maximum in April, but the information collected suggests that many of the trout that migrate to the sea do not smolt.

The studies carried out in the Ulla and Lérez rivers allow to affirm that the homing degree is high at least in adults, and that marine migrations of these trout are done near the coast and normally without straying too far from the native river, although movements of more than 500 km from the tagging site were detected. Marine growth from Ulla Sea trout is notably higher than the Lérez ones, and marine growth from southern Galicia Sea trout populations is also higher than that from the Central and northern populations.

In general, the return to the main rivers after the marine stage occurs in two periods, one in spring and summer and, after a pause in September, another in autumn more related to movements towards spawning areas. However, the Sea trout run into the tributaries is delayed until the time of reproduction. The information from the Galician Sea trout fishery indicates that there are different patterns of return runs to the different analyzed rivers. There has been founded 4 river age classes (from 1 to 4 years) and 7 marine age classes (from 0 to 6 years), detecting 19 river/sea classes in Galician rivers, the populations with the highest number of these classes are those in which the highest average annual catches are registered in the series analyzed (1995-2010). The analysis of the weight tag & Sea trout recaptured in the river after their return from the sea made it possible to verify that during the period of stay in freshwater their weight decreases.

Sea trout sex ratio in the Lérez, Ulla and Tea rivers is between 2 and 2.5 females for each male. In these rivers, sexual size dimorphism is also detected, since males have higher marine age and thus are bigger than females. Sea trout reproduces first time after being between a few months and 2 years at sea, mean maiden age (MMA) differs between the southern and northern populations, so that in the former the return age is lower than in the latter. The same happens with the proportion of previous spawners, since the percentage of Sea trout that have spawned at least once varies between 15% in the Tambre River and 35% in the Sor. This study also describes the migration to the sea of kelts after

spawning, which is also carried out in two phases, one during winter, just after reproduction, and another in spring.

After the first description of Galician Sea trout life cycle and analyzing their populations key features, we concluded that different population strategies are observed, with poorer growth both in river and sea, greater MMA and spawning frequency in the northern populations (Rías Altas) compared to southern ones (Rías Baixas), with the populations of the Central Rías showing intermediate values. All this allows us to affirm that the traits founded in these populations are compatible with the existence of local adaptations. The environmental variables detected in this work, which influence this variability found in the Sea trout Galician populations are: the surface of the estuaries/bays (Rías), the chlorophyll content of the estuaries, the fluvial length together with the silica content, the temporal hardness (TAC), the conductivity and the temperature of the river water, as well as the latitude and the accessible river length proportion to fish.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Estructura de la memoria

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

ESTRUCTURA DE LA MEMORIA

La presente memoria trata de los estudios realizados sobre las poblaciones gallegas de trucha anádroma o reo en los últimos años. En ella se desarrollan los trabajos de obtención de la información necesaria para describir el ciclo vital y las características biológicas que definen las poblaciones gallegas de la forma migradora de la trucha común *Salmo trutta* Linnaeus, 1758. El documento incluye tres capítulos introductorios y cinco capítulos donde se exponen los resultados obtenidos, tras los que se presenta un capítulo en el que se discuten los principales resultados obtenidos, para finalizar con dos últimos apartados sobre las conclusiones obtenidas y las referencias bibliográficas.

En el primer capítulo de introducción existen varios sub-apartados. En primer lugar se trata sobre la compleja y dinámica taxonomía de la Familia *Salmonidae* Cuvier, 1816, pero más específicamente sobre el Género *Salmo* Linnaeus, 1758. Dentro de este género se incluye la especie *Salmo trutta* que debido a su gran capacidad de adaptación y plasticidad presenta una gran diversidad de sus historias vitales que hacen que su clasificación taxonómica haya variado considerablemente desde finales del siglo XIX hasta nuestros días. El siguiente apartado de la introducción habla sobre la distribución de la trucha anádroma o reo en su área natural de distribución, que es Europa, y también en la Península Ibérica y Galicia. En la tercera parte se presenta el ciclo vital del reo; tras una primera parte en la que se describen diversas características que definen el carácter migrador de esta forma de la trucha común, se tratan las cuatro fases en las que se divide la vida del reo en este trabajo, que son: fase fluvial y esguinado, fase marina, retorno al río y reproducción/fase de zancado. Tras esta introducción de la historia vital de la trucha anádroma se incluye un apartado de revisión de los estudios realizados sobre el reo tanto a nivel europeo como ibérico. Para finalizar este primer capítulo de introducción presentamos los objetivos marcados en la realización de este estudio sobre la biología de las formas anádromas de la trucha común en Galicia.

En el capítulo 2 se describe el área de estudio. Al tratarse de una especie anádroma, el área de estudio incluye tanto los ríos en los cuales se han estudiado las poblaciones de reo, como las rías donde estos ríos desembocan, en las que el reo pasa una fase de su vida. Se realiza una breve descripción de los 10 ríos y 8 rías en las que se desarrolla este trabajo. Se incluyen las variables hidromorfológicas y físico-químicas que caracterizan los ríos, también aquellas variables que definen la geometría básica y las de algunas de las variables físico-químicas de las rías gallegas incluidas en el trabajo. A continuación se describe la pesquería recreativa del reo en Galicia, a partir de la cual se ha obtenido gran parte de la información con la que se ha realizado este trabajo, así como los datos de los lugares donde se pescan los reos de esta pesquería, cotos en su mayoría. Para finalizar el capítulo 2 de esta memoria se describen las cinco estaciones de captura cuyos datos hemos utilizado en la realización de esta memoria.

En el capítulo 3 se definen los métodos y el material utilizado para la realización de este estudio. En primer lugar se describe y enumera el origen de los datos obtenidos sobre los reos, en concreto las fuentes ya comentadas en el anterior capítulo, las estaciones de captura y la pesquería oficial de reo en ocho ríos gallegos y, también, aunque en menor

medida, los datos obtenidos mediante la pesca eléctrica realizada en determinados lugares. A continuación se incluye la terminología utilizada en la designación de las diferentes fases vitales de la trucha anádroma, tras lo cual se describe cómo se ha realizado la toma de datos y muestras de los reos. También se comentan los diferentes tipos de marcas utilizados para conocer tanto las rutas de migración de los reos en los ríos y rías gallegas como para determinar su crecimiento mediante marcado/recaptura. Una parte básica de este estudio es la determinación de la edad de los reos mediante la lectura de escamas, que aporta información básica para la caracterización de sus poblaciones; se define el lugar de su extracción, la preparación, análisis e interpretación para determinar la edad y otros parámetros obtenidos a partir de estas estructuras de los peces. Se describe la selección realizada de los ejemplares en los que se determinó la edad, al tiempo que se define la notación de la edad. Se presenta una guía de escamas de truchas anádromas de referencia en diferentes fases de su vida, con ejemplos de escamas obtenidas del mismo individuo en distintos momentos de su vida mediante el marcado/recaptura, lo que nos permite de esta forma validar la determinación de la edad mediante este método. Debido a que en su fase juvenil es imposible distinguir a los individuos de trucha que van a migrar al mar de aquellos que permanecerán toda su vida en el río, otro método importante en este trabajo ha sido el retrocálculo, una técnica que mediante la realización de una serie de medidas del pez y de las escamas, permite conocer la longitud del ejemplar en momentos anteriores de su vida. La utilización del retrocálculo ha permitido estimar las tallas de los reos durante la fase fluvial y el esguinado en diversos ríos gallegos. También se definen en este capítulo cómo se obtuvieron y qué parámetros reproductivos se utilizaron en este estudio, gracias a las labores de reproducción artificial de reos del río Ulla efectuadas en la piscifactoría de Carballedo. A continuación se describe el tratamiento de los datos y, en particular, la determinación de las denominadas características clave de las poblaciones reo definidas por Harris & Milner (2006). Por último también hemos incluido en la descripción de los materiales y métodos usados en este estudio, un análisis crítico de la metodología de muestreo utilizada donde se comparan las tallas de esguines estimadas mediante el retrocálculo con las obtenidas mediante la medición de esguines en las estaciones de captura. Así para verificar si los datos obtenidos en la pesquería oficial de reo representan a las poblaciones reales, se compara la información obtenida mediante este método en los ríos Landro y Ulla con la información de esas mismas poblaciones obtenidas en las estaciones de captura de Landrove y Ximonde.

A continuación se presentan 5 capítulos de resultados sobre la biología del reo, se ofrece en cada capítulo la información obtenida a partir del retro-cálculo de escamas, de las estaciones de captura como de la pesquería oficial, de esta manera se permite comparar los datos obtenidos mediante las diversas fuentes, así como aumentar el número de poblaciones y área geográfica a estudiar.

El capítulo 4 trata sobre los resultados obtenidos en la fase fluvial y en la fase de esguinado. Los únicos datos que hemos podido utilizar en la fase fluvial proceden de las estimas de longitud realizadas mediante retrocálculo, que nos permiten conocer el crecimiento fluvial en siete poblaciones gallegas de reo. En el esguinado se obtuvo información sobre las tallas de los reos en esta fase de transición río/mar mediante el

retrocálculo y también mediante el trabajo realizado en las estaciones de captura, donde se obtuvo información sobre la dinámica de la migración.

El capítulo 5 se presenta la información disponible sobre la fase marina, obtenida gracias a las labores de marcado/recaptura realizadas en las estaciones de Ximonde en el río Ulla y de Bora en el río Lérez, por medio de la lectura de escamas y del retrocálculo, por el cual también se obtuvo información sobre el crecimiento marino en siete ríos gallegos.

En el capítulo 6 se incluyen los resultados obtenidos en cinco estaciones de captura gallegas sobre la fase de retorno al río de los reos tras su estancia marina, ofreciéndose también la información obtenida en la pesquería gallega de reo en ocho ríos. Se describe la dinámica de la migración de esta fase a lo largo de todo el año y las características biométricas y demográficas de la población adulta de reo que realiza este movimiento de remonte.

La última fase vital de la trucha anádroma descrita en este trabajo, la reproducción y fase de zancado, se incluye en el capítulo 7 de la memoria. En ella se describen los parámetros de la reproducción obtenidos tanto en las labores realizadas en la piscifactoría de Carballedo, como por medio de la determinación de la edad y detección de marcas de freza en las escamas, así como a partir de la información de las estaciones de captura y de la pesquería. Entre la información obtenida en las estaciones de captura además de la edad media de primera reproducción y la frecuencia media de reproducciones, también obtenidas en la pesquería, destaca la proporción de sexos obtenida en las estaciones de captura de Bora, Ximonde y A Freixa. De la fase de zancado se obtuvo la información en las tres estaciones de captura que cuentan con trampa de descenso (Ximonde, Liñares y A Freixa), e incluye la descripción de la migración del retorno al mar de los adultos de reo tras su reproducción, analizando las características por sexos, principalmente en el río Tea. Por último, se describen los datos que, mediante marcado/recaptura, permiten calcular el índice de supervivencia tras la reproducción en las estaciones de captura de Bora y Ximonde.

En el capítulo 8 se utiliza la información obtenida en los capítulos de resultados anteriores, para describir el ciclo vital del reo en Galicia, clasificar las poblaciones gallegas de trucha anádroma por sus características clave, correlacionar las características de las poblaciones de reo con las variables ambientales disponibles para todas las poblaciones y, finalmente, determinar las variables que explican la mayor proporción de variabilidad de las poblaciones estudiadas.

En el capítulo 9 se discuten los resultados obtenidos en los capítulos anteriores con los datos existentes en la bibliografía científica.

Finalmente, en el capítulo 10 enumeramos las conclusiones más significativas que hemos extraído del trabajo realizado. Acaba la memoria con una relación de todas las referencias bibliográficas incluidas en este trabajo.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Capítulo 1:
Introducción general y objetivos

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1 INTRODUCCIÓN

1.1.- INTRODUCCIÓN GENERAL

Los peces son la clase de Vertebrados más abundante y probablemente todavía la menos conocida, están presentes en casi todos los tipos de hábitats acuáticos y su amplia distribución ha originado multitud de diseños morfológicos diferentes acordes con sus especiales modos de vida (Bone & Marshall, 1982). De entre ellos, los Teleósteos, de los que se estima existen 23600 especies (Nelson, 1994), son el grupo más diverso de la clase de los *Actinopterigios*. Esta gran diversidad taxonómica en los Teleósteos está acompañada por una amplia variedad de patrones morfológicos y adaptaciones a diferentes hábitats de agua dulce, salobre y marina a lo largo de todo el mundo (Arratia, 1996). Se estima que en torno al 58 % de las especies existentes actualmente son marinas, mientras que el 41 % viven en agua dulce (medio que tan solo representa el 0.0093 % del agua del planeta) y apenas un 1 % migran entre el agua dulce y la salada (Moyle & Cech, 1982); en conjunto, unas 225 especies se consideran diádromas (Nelson *et al.,* 2016).

Los salmónidos representan un excelente modelo para la comprobación de predicciones de la teoría evolutiva (Hendry & Stearns, 2003) de hecho en ellos se han estudiado diversos aspectos: tácticas alternativas de apareamiento (Gross, 1985), evolución de características reproductivas (Kimison *et al.,* 2002; Olsen & Vollestad, 2003), evolución de la migración (Gross, 1987; Kimison *et al.,* 2002) y mecanismos del "homing" (McDowall, 2001). También son especialmente interesantes por el polimorfismo tanto de sus alternativas o estrategias vitales como de su conducta migratoria (Cucherousset *et al.,* 2005). Esta plasticidad permite a la trucha común ser la especie de salmónido más variable y exitosa desde el punto de vista ecológico (Jonsson, 1989; Elliott, 1994; Baglinière, 1999).

Si hubiese que elegir una sola característica para definir la vida de la trucha común, probablemente la elección más correcta sería la de afirmar que es una especie extraordinariamente adaptable, debido a que muestra una notable variación en su historia vital tanto dentro como entre sus poblaciones (Klemetsen *et al.*, 2003). Pocas especies de peces explotan un nicho ecológico tan amplio como la trucha común, se alimentan en agua dulce y salada reproduciéndose tanto en pequeños regatos como en los cursos principales e incluso se ha descrito la reproducción en aguas salobres (Landergren, 2001). Para tener éxito en estas amplias áreas y rangos de hábitats, sus poblaciones exhiben un alto grado de polimorfismo; esta diferenciación de formas que es en parte heredada y en parte influenciada por el ambiente, representa una estrategia de defensa que proporciona medios para adaptarse a las condiciones poco predecibles del entorno en el que viven (Jonsson & Jonsson, 2006).

1.1.1.- TAXONOMÍA DE LOS SALMÓNIDOS

En este trabajo seguimos la clasificación propuesta por Nelson *et al*. (2016), en la que los Teleósteos se dividen en ocho Superórdenes que a su vez incluyen un total de 51 órdenes, de modo que el Orden Salmoniformes Bleeker, 1859, queda incluido junto con el Orden Esociformes Bleeker, 1859, dentro del Superorden *Protacanthopterygii.* Actualmente el Orden Salmoniformes incluye únicamente la Familia *Salmonidae* Cuvier, 1816, que integra diez géneros actuales y más de doscientas especies (Nelson *et al.*, 2016).

Familia *Salmonidae* Cuvier, 1816.
- Subfamilia *Coregoninae* (Bonaparte, 1845)
  - Género *Coregonus* Linnaeus, 1758
  - Género *Prosopium* Jordan, 1878
  - Género *Stenodus* Richardson, 1836

- Subfamilia *Thymallinae* Gill, 1885
  - Género *Thymallus* Linck, 1790

- Subfamilia *Salmoninae* Jarocki o Schinz, 1822
  - Género *Branchymistax* Gunther, 1866
  - Género *Hucho* Gunther, 1866
  - Género *Parahucho* Vladykov, 1963
  - Género *Salvelinus* Richardson, 1836
  - Género *Salmo* Linnaeus, 1758
  - Género *Oncorhynchus* Suckley, 1861

En total, en la Subfamilia *Coregoninae* se incluyen unas 88 especies, de las cuales tres son anádromas [*Coregonus autumnales* (Pallas, 1776)*, C. laurettae* (Bean, 1881) y *C. sardinilla* (Valenciennes, 1848)], considerándose un grupo con mayor vinculación al agua dulce de ríos y lagos que al mar (Resetnikov, 1988).

En la Subfamilia *Thymallinae,* el género *Thymallus* incluye 14 especies, todas ellas residentes en agua dulce.

La subfamilia *Salmoninae* engloba 6 géneros actuales y 121 especies. Incluye además un género ya extinto: el género *Eosalmo*, Wilson 1977. Las especies de los géneros *Branchymistax* y *Hucho* viven toda su vida en agua dulce; por el contrario, en los géneros *Salvelinus, Salmo* y *Oncorhynchus* el tiempo que la progenie está en agua dulce varía considerablemente entre especies, desde escasos días a toda la vida.

Algunos trabajos sobre relaciones filogenéticas han conducido a una considerable revisión de la taxonomía de los salmónidos (Smith & Stearley, 1989; Sandford, 1990), de esta forma la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) y la trucha de Clark (*O. clarkii* Richardson, 1836) han sido transferidos del género *Salmo* al género

Oncorhynchus, que en la actualidad engloba los salmones y truchas del Pacífico, mientras que el género *Salmo* hasta hace relativamente poco solo incluía al salmón atlántico (*S. salar* Linnaeus, 1758) y a la trucha común (*S. trutta* Linnaeus, 1758).

Esta clasificación es el fruto de un análisis de 49 caracteres morfológicos (Smith & Stearley 1989), pero no se descarta una reorganización de las relaciones filogenéticas de los salmónidos en un futuro próximo (Elliott, 1994; Figura 1.1). De esta forma, la diversidad taxonómica de los salmónidos es aún objeto de controversia a nivel de especie y género, por lo que es probable que esta clasificación cambie no a muy largo plazo, dado que al menos en el género *Salmo* la sistemática no está asentada debido a la alta variabilidad de las especies (Nelson, 2006). Prueba de ello es la reciente inclusión de dos especies, relacionadas estrechamente con *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, en el género *Salmo*. Así, en la reciente revisión de la historia filogeográfica de la trucha común (Sanz, 2017), la trucha belvica (*S. ohridanus* Stenindacher, 1982) y la trucha de boca blanda [*S. obtusirostris* (Heckel, 1851)], dos especies de trucha del área del Mar Adriático, han sido reclasificadas dentro del género *Salmo* diferenciándolas del denominado "*Complejo de especies de la trucha común*" (Philips *et al.*, 2000; Snoj *et al.*, 2002). Por lo tanto, la intrincada historia evolutiva de la trucha común ha venido acompañada por una taxonomía confusa que ha conducido a una continua reclasificación y definición de esta especie a lo largo de los años y aunque la sistemática de la trucha común no ha sido todavía resuelta, la filogeografía y la estructura genética de estas dos especies ha sido clarificada (Sanz, 2017).

Por otro lado, Stearley (1992) reconoce 13 especies en el género *Oncorhynchus* si bien el status de algunas formas de truchas es discutible (McPhail, 1997). El género *Oncorhynchus* muestra una excelente serie de graduación de tiempo de permanencia en agua dulce entre sus diferentes especies de salmones y truchas del pacífico. El salmón pink [*O. gorbuscha* (Walbaum, 1792)] se reproduce en las partes bajas de los ríos y sus juveniles migran al mar tras la emergencia de la grava; los juveniles del salmón kum [*O. keta* (Walbaum, 1792)] también migran al mar tras la emergencia, si bien se reproducen más aguas arriba. Los salmones chinook [*O. tschawytscha* (Walbaum, 1792)] y sockeye [*O. nerka* (Walbaum, 1792)] crían normalmente en tramos altos de los ríos pero la duración de su residencia en agua dulce varía considerablemente, de escasas semanas a varios años según las poblaciones, e incluso pueden permanecer toda su vida en el río en el caso de algunos machos de *Chinooks* y en machos y hembras de *Sockeye*. El salmón coho [*O. kisutch* (Walbaum, 1792)] tiene un patrón más parecido al género *Salmo* ya que los juveniles permanecen 1 ó 2 años en agua dulce antes de migrar al mar.

El género *Salvelinus* incluye los subgéneros *Salvethymus* Chereshnev & Skopots, 1990, y *Salvelinus* s. str. (Nelson *et al.*, 2016). El Género *Salvethymus* cuenta con una única especie, *S. svetovidori* Chereshnev & Skopots, 1990, que es potamodroma; mientras que dentro del género *Salvelinus* s. str. hallamos hasta 52 especies, todas de agua dulce y anádromas.

Por último el género *Parahucho*, un género que habita en Rusia, poco conocido y amenazado, presenta únicamente la especie *Parahucho perryi* (Brevoort, 1856), que es anádroma.

Todos los miembros de la familia *Salmonidae* se reproducen en agua dulce, lo que se ha utilizado como evidencia para respaldar la idea de que su origen es el agua dulce (Tchernavin, 1939).

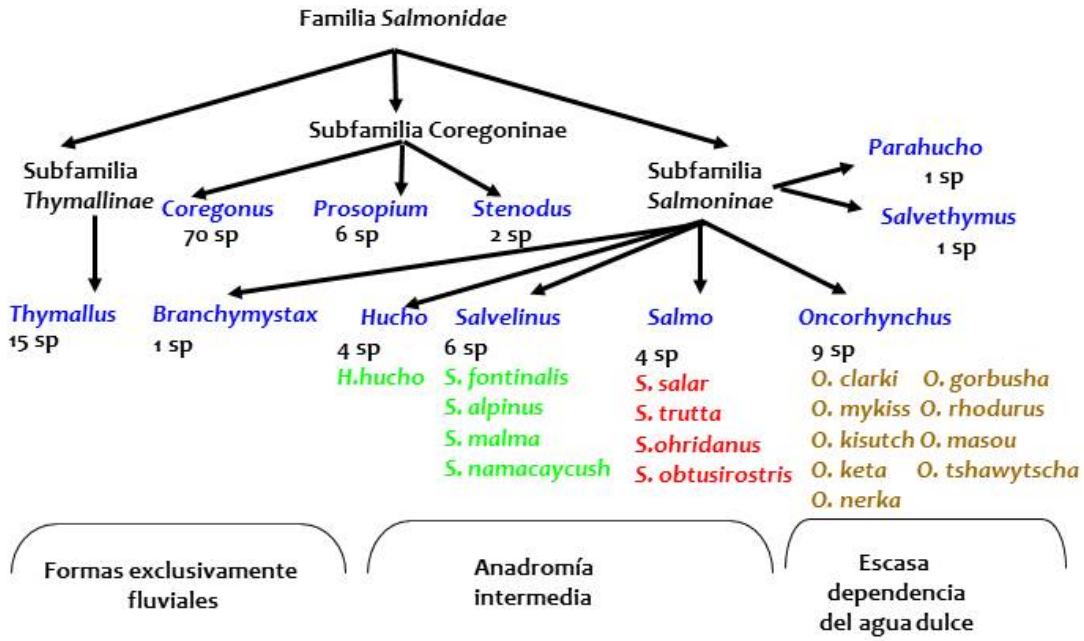


Figura 1.1: Taxonomía de la Familia *Salmonidae* [modificado de Elliott (1994), tras Smith & Stearley (1989) e incluyendo a Philips et al. (2000) y Snoj et al. (2002), en revisión de Sanz (2018)].

En 1758, Linneo en la 10ª edición de su libro *Systema Naturae,* describió cuatro especies del género *Salmo*: la trucha de arroyo (*Salmo fario*), la trucha de río (*Salmo trutta*), la trucha de mar (*Salmo eriox*) y el salmón anádromo (*Salmo salar*). Desde entonces, se han descrito más de 50 especies a partir de variedades de trucha común (Behnke, 1986). Todas esas variedades fueron agrupadas en una sola especie politípica, *Salmo trutta*, por Reagan (1911). Aunque esta visión aún prevalece, el status exacto de algunas poblaciones mediterráneas, turcas e iraníes permanece sin resolver (Ferguson, 1989). Hasta hace poco solo eran reconocidas dos especies del género *Salmo*: la trucha común o europea (*S. trutta*) y el salmón Atlántico (*S. salar*). El salmón Atlántico es una especie anádroma que presenta algunas poblaciones residentes en agua dulce, mientras que la trucha común es una especie residente, si bien existen numerosas poblaciones anádromas. En las islas británicas se reconocieron simultáneamente diez especies diferentes de trucha común (Gunther, 1866). Actualmente, el Catálogo de Fishbase reconoce hasta 45 especies de trucha, dentro del Género *Salmo* (Sanz, 2017). Algunos autores aún reconocen 2 subespecies, separando la trucha que migra al mar, o reo (*S. trutta trutta*) de la que no lo hace (*S. trutta fario*), pero actualmente la opinión prevalente

es que reos y truchas residentes forman parte de fracciones que se aparean libremente dentro de un stock reproductor único (Trewavas, 1953; Frost & Brown, 1967; Solomon, 1982) y que por lo tanto no cabe la separación en subespecies, pero la discusión no está del todo cerrada. Así, dado su interés aclaratorio sobre la denominación de la trucha común y su forma anádroma, traducimos textualmente un párrafo titulado "Nomenclatura" incluido en el prólogo que Harris & Milner escribieron en 2006 como editores en el libro de ponencias del penúltimo congreso internacional sobre el reo. *"En un inglés coloquial, "sea trout" (reo o trucha de mar) es el nombre dado normalmente a la forma de Salmo trutta adulta anádroma (migratoria o que va al mar). Entre los taxónomos S. trutta se conoce normalmente como la trucha común. Sin embargo, aunque no de forma universal, el uso popular ha adoptado el término "trucha común, brown trout en inglés" como representación de la forma no migratoria y ello puede llevar a la confusión. Se puede perder mucho tiempo debatiendo sobre la clasificación de los fenotipos que representan el continuo de la historia vital en S. trutta y la nomenclatura y sinónimos (ej: residente, no migratoria, de agua dulce, anádroma, trucha común, trucha de marea, trucha de mar……). En este volumen no trataremos de prescribir terminología, debido a que no existe consenso en todos los ámbitos, pero si reconocemos que en el futuro sería deseable*".

Por último, debemos mencionar que dentro de este "*complejo de especies*", Bernatchez *et al*. (1992) identificaron cinco linajes evolutivos para la trucha común: Adriático, Mediterráneo, Marmoratus, Atlántico y Danubio. Estudios adicionales han descrito un sexto linaje restringido al río Duero en la Península Ibérica (Vera *et al*., 2010) y un séptimo en el río Tigris, en Turquía (Susnik *et al*., 2005).

1.1.2.- DISTRIBUCIÓN DEL REO EN EUROPA, PENÍNSULA IBÉRICA Y GALICIA

La distribución natural de la trucha común (Figura 1.2) es esencialmente europea (Baglinière, 1991; Elliott, 1994), sus límites al norte son Islandia, el norte de Escandinavia y Rusia. Al Oeste el límite es la línea de costa europea y el límite sur viene definido por la línea de costa del Mar Mediterráneo incluyendo las Islas de Córcega, Cerdeña y Sicilia, junto las montañas del Atlas del norte de África. Los límites al Este son más complejos de definir (Elliott, 1994) pero éstos vienen probablemente definidos por los Montes Urales, el Mar Caspio y más al sur por los tramos altos de Orontes en el Líbano (Frost & Brown, 1967; MacCrimmon & Marshall, 1968; MacCrimmon *et al*, 1970; Lelek, 1987; Elliott, 1989), también cabe mencionar que una población aislada en el Mar Aral y sus ríos tributarios, está probablemente extinta (Williams & Aladin, 1991). El límite Este también ha sido situado hasta las estribaciones del Himalaya incluyendo los mares Caspio y Aral (Baglinière, 1991).

No obstante, en la actualidad ha sido introducida en al menos 24 países fuera de Europa por lo que, salvo en la Antártida, la especie está presente en todos los continentes.

En España la trucha común (Figura 1.3) habita en toda la zona norte y parte del centro, estando poco presente en el sur, donde aún se encuentra en las cabeceras de tres cuencas hidrográficas Guadalquivir, Segura y Sur (Larios, 2017).

El área de distribución de la forma anádroma de la trucha común (Figura 1.2) se extiende desde los ríos que fluyen al mar en Escandinavia, Mar Blanco y al Golfo de Cheshkaya, Mar Báltico, Canal de la Mancha, Mar de Irlanda y Océano Atlántico (Baglinière, 1991; Elliott, 1994; Ferguson *et al* 2017) hasta los 40° de latitud N del río Mondego en Portugal (Willson & Veneranta, 2019) dado que si bien hasta hace poco el límite sur de distribución del reo estaba fijado en ríos del norte de Portugal (Maia, 2003), recientemente se detectó una población de reos en este río del centro de Portugal, donde tras desarrollarse trabajos de recuperación su abundancia se está incrementando en los últimos años (Alexandre, C. com. pers.) (Figura 1.4). En Portugal ha desaparecido de diversos ríos, ya que se establece su área potencial hasta los 39° de latitud N, en el río Tajo, habiéndose extinguido en ríos como el Vouga y el Duero. También se ha constatado su desaparición en algunos ríos de su área de distribución natural, como en varios ríos de Finlandia (Kallio-Nyberg *et al*, 2010).



Figura 1.2: Distribución natural de la trucha común y el reo (línea discontinua). (Tomado de Willson & Veneranta, 2019).

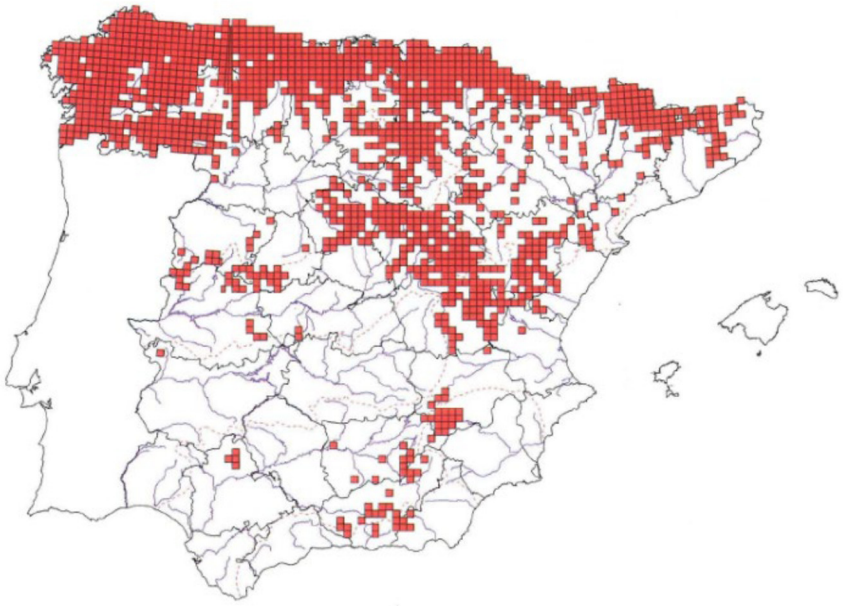


Figura 1.3: Distribución natural de la trucha común en España (Tomado de Doadrio, 2001).

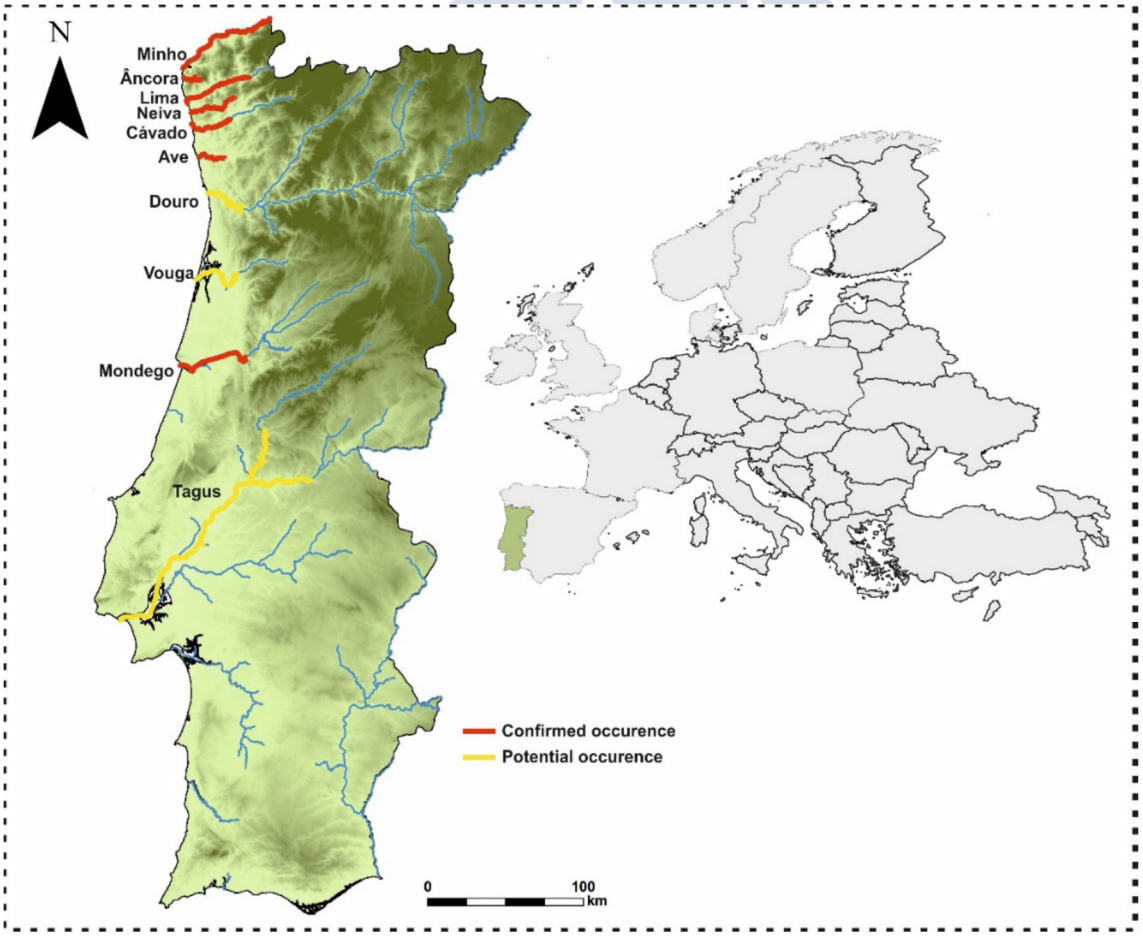


Figura 1.4: Distribución del reo en Portugal, los límites aguas arriba están definidos por las primeras barreras infranqueables. (Tomado de Willson & Veneranta, 2019).

La realización por parte del ICES (International Council for the Exploration of the Sea), de un Workshop sobre la trucha común anádroma a finales del 2013, finalizó con la elaboración de un informe sobre el status de esta especie en toda su área de distribución natural, incluyendo la península Ibérica (ICES WK REPORT 2013; Caballero *et al*., 2017). Para conocer de una forma más precisa la distribución del reo en España, se realizó una encuesta sobre su presencia en los diferentes ríos españoles a las diferentes Administraciones encargadas de la gestión de su conservación y pesca. La encuesta incluyó 50 cuencas donde la longitud de los ríos principales era superior a 15 Km, de los cuales el reo estaba presente en 46, faltando en tres de los restantes por problemas de calidad de agua y en otro por la presencia de un salto natural en su desembocadura. De los casi 3000 km de longitud de los 46 cursos principales donde el reo está presente en España, solo el 40 % (1200 km) son accesibles para las especies anádromas (Figura 1.5 y 1.6). Esta reducción de la accesibilidad original en estos ríos ha sido ocasionada, fundamentalmente, por la construcción de presas con fines de producción eléctrica. También se debe tener en cuenta que además de estas 46 cuencas hidrográficas, en España el reo también está presente en pequeños ríos costeros.

En Galicia la trucha común está ampliamente distribuida por la mayoría de los cursos de agua dulce de toda su geografía; sin embargo, la distribución de la forma anádroma está más limitada que la de la trucha potamódroma y sedentaria (Figura 1.7), principalmente debido a la presencia de obstáculos infranqueables, tanto naturales como artificiales.

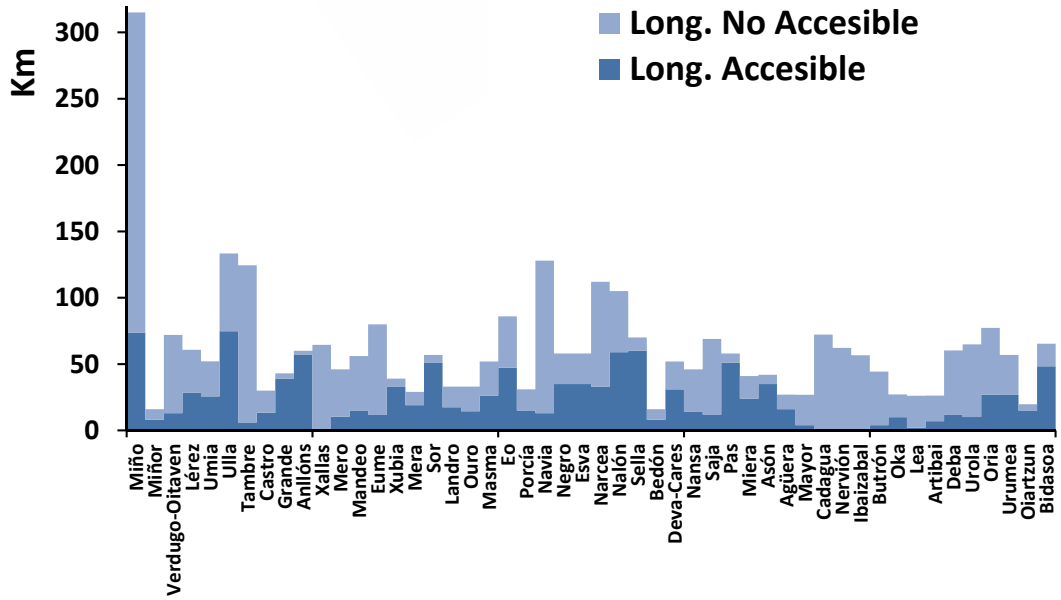


Figura 1.5: Longitud Accesible y No Accesible para el reo en 50 ríos principales españoles que desembocan en el Océano Atlántico y en el Mar Cantábrico (ICES WK REPORT 2013).

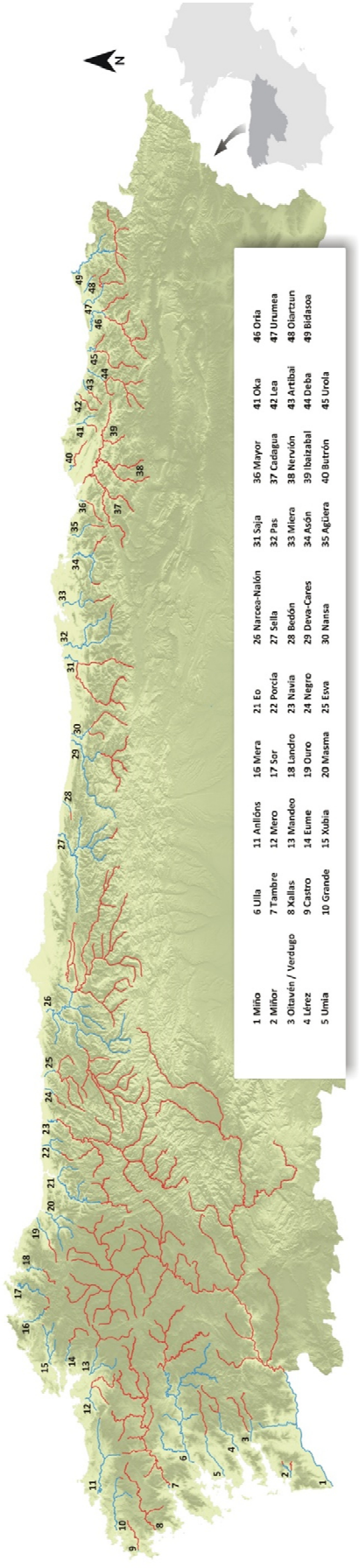
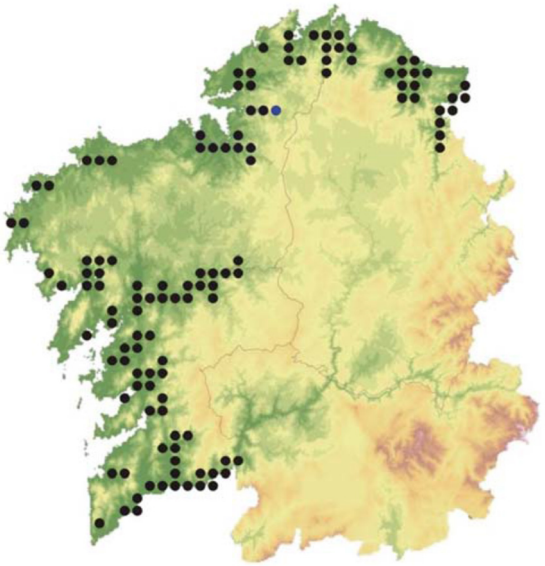


Figura 1.6: Mapa donde se muestra la longitud accesible (en azul) y la no accesible (en rojo) para el reo en los principales ríos españoles que desembocan en el Océano Atlántico y en el Mar Cantábrico.

Figura1.7: Distribución del reo (A) y de la trucha común (B) en Galicia. (Tomada de Hervella & Caballero, 1998).

A



B



1.1.3.- ESTADO DE CONOCIMIENTO DEL CICLO VITAL DEL REO

El ciclo vital de un organismo se define como el esquema de su crecimiento, diferenciación y, especialmente, reproducción, a lo largo de su vida (Begon *et al.*, 2005). Los peces han desarrollado una gran diversidad de patrones de ciclo vital (Breder & Rosen, 1966) cuyo objetivo final es el éxito reproductor y la supervivencia de la progenie suficiente como para que el ciclo continúe. Una estrategia de ciclo vital puede ser definida como un grupo de características reproductivas co-adaptadas, que resultan de la selección en un ambiente específico. Así, en algunas especies, la madurez sexual se alcanza en pocas semanas tras la eclosión del huevo, mientras que en otras tarda varios años; algunas especies son semélparas (solo se reproducen una vez en su vida) y otras iteróparas (se reproducen varias veces); algunas tienen cortos períodos vitales mientras que otras pueden vivir varias décadas. Incluso dentro de la misma especie puede haber importantes variaciones en los patrones mostrados por diferentes poblaciones.

La trucha común es una especie polimórfica que exhibe varias características migratorias en diferentes ríos. En algunas poblaciones de trucha común presentes en áreas fluviales con accesibilidad al mar, los individuos anádromos migran al mar mientras que los residentes pasan toda su vida en agua dulce (Jonsson, 1985; L'Abbée-Lund *et al.*, 1989). Los adultos migradores y los residentes pueden aparearse con éxito entre ellos (Jonsson, 1985; Pettersson *et al*., 2001) y los juveniles pueden crecer juntos, siendo indistinguibles hasta el momento del esguinado (Baglinière, 2000). Los migradores alcanzan la madurez tras un período de crecimiento en el mar, mientras que los residentes maduran en agua dulce, frecuentemente con una talla menor y a una edad más temprana, y raramente esguinan posteriormente (Jonsson & Jonsson, 1993). Esta particularidad por la que parte de la población es anádroma y parte residente en agua dulce es un ejemplo de plasticidad fenotípica y está influenciada por factores tanto genéticos como ambientales (Jonsson & Jonsson, 1993; Klemetsen *et al.*, 2003).

La migración es uno de los eventos naturales más espectaculares y ha sido definida como "*movimientos de larga distancia realizadas por muchos individuos más o menos en la misma dirección y en el mismo momento del año*" (Endler, 1977). Cada año billones de animales realizan un viaje estacional con fines de alimentación o reproducción, eludir depredadores o escapar de condiciones adversas. Entender la migración es importante debido a que representa una poderosa herramienta que da forma a la distribución de los animales a lo largo del espacio y del tiempo, influenciando procesos a todas las escalas, de individuo a ecosistema (Chapman *et al.,* 2012). Por lo tanto, conocer los detalles del proceso migratorio es una fase crítica que nos permitirá entender de forma general los procesos ecológicos y evolutivos, siendo además crucial para muchas disciplinas aplicadas tales como la conservación de especies o la gestión de pesquerías comerciales o recreativas.

La migración permite que los individuos exploten hábitats heterogéneos entre ambientes separados espacialmente, pero ello conlleva frecuentemente costes energéticos

y puede estar asociado con un incremento en la mortalidad; sin embargo, las mejores oportunidades de alimentación y crecimiento compensan este gasto y, en última instancia, conducen a un igual o mayor éxito reproductor entre los migradores (Gross, 1987; Gross *et al*., 1988; Alerstam *et al*., 2003). A consecuencia de todo ello la anadromía en los peces (reproducción en agua dulce, de donde los individuos migran al medio marino) es frecuentemente más prevalente cuando el hábitat marino es más productivo que el hábitat fluvial (regiones templadas), mientras que la catadromía (reproducción en el mar, de donde los individuos migran al agua dulce) es más prevalente cuando el hábitat fluvial es más productivo que el marino (regiones tropicales) (Gross *et al*., 1988).

El término conocido como ***migración parcial***, se utiliza para definir el fenómeno mediante el cual una población está compuesta por individuos tanto migradores como residentes, y ha sido profusamente documentado en un amplio rango de taxones incluyendo peces, aves, anfibios, insectos y mamíferos (Jonsson *&* Jonsson*,* 1993; Alerstan *et al*., 2003; Chapman *et al*., 2012). Recientemente se ha conocido que entre los peces la migración parcial está muy extendida, incluyendo no solo especies anádromas sino también catádromas, potamódromas (especies que viven y migran entre diversas zonas de una misma cuenca fluvial) y oceanodromas (especies que viven y migran entre diversas zonas marinas) y también entre los diversos ordenes, con ejemplos en muchas especies, desde Perciformes hasta Pleuronectiformes (Chapman *et al*., 2012). Muchos estudios muestran ahora que las poblaciones de peces pueden incluir tanto individuos migradores como residentes (individuos que permanecen en el medio fluvial durante todo su ciclo vital sin salir de la cuenca), y que la migración parcial ocurre en una gran variedad de hábitats y de escalas, tanto espaciales como temporales.

Muchos salmónidos exhiben migración parcial, de forma que las poblaciones casi siempre comprenden formas residentes fluviales que coexisten con individuos migradores que pueden ser potamodromas o anádromos. La migración parcial es bien conocida en la trucha arco iris [*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)] (McPhee *et al.*, 2007), en el salvelino (*Salvelinus alpinus* Linnaeus, 1758), y en la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis* Mitchill, 1814) (Morinville & Rasmussen, 2003). La trucha común es un claro ejemplo de migración parcial (Jonsson *et al*., 1993; Elliott, 1994; Cucherousset *et al*., 2005), y esta característica añadida a otras refuerza aún más si cabe el carácter polimórfico de esta especie. Incluso, algunos autores llegan a citar que en el salmón Atlántico (*Salmo salar*) la migración parcial aparece mediante una migración temprana y una tardía (Metcalfe *et al*., 1988).

Especialmente en la trucha común, los individuos o subpoblaciones con múltiples estrategias son comunes dentro de la misma población. Las estrategias en la trucha común constituyen un **"*continuo de migración*"** (Lucas & Baras, 2001) que incluye individuos que residen en su río natal toda su vida (residentes fluviales), individuos potamódromos que migran hacia las zonas del río situadas aguas abajo (fluvial-adfluvial) o a los lagos (lacustre-adfluvial) (Boel *et al*., 2014), e individuos anádromos que migran al ambiente marino (Elliott, 1994; Klemetsen *et al*., 2003; Cucherousset *et al*., 2005). Para complicar

aún más este diverso patrón del continuo de migración en la trucha común, también se puede hablar del término **"anadromía parcial"** (Secor & Kerr, 2009), una forma de migración donde un contingente migratorio de la población realiza incursiones desde el agua dulce al agua salada o salobre; estas truchas que suelen vivir en las partes bajas de los ríos son denominadas "*truchas de marea*" ("*tidal trout*"; Fahy, 1988). Se ha sugerido que el continuo de migración vincula a los individuos de trucha localizando un hábitat que le proporcione suficientes recursos, lo que le permite mantener una tasa ideal de crecimiento en consonancia con su tasa metabólica intrínseca (Cucherousset *et al*., 2005). El continuo de migración está en contraposición con la dicotomía de migración *versus* residencia e implica que existan respuestas de comportamiento ante los cambios de recursos disponibles en el tiempo y el espacio a lo largo de la ruta de migración (Boel *et al*., 2014).

Las migraciones no deben de ser interpretadas solamente teniendo en cuenta la distancia y la salinidad del ambiente que los peces atraviesan, sino que se deben de observar desde un punto de vista ecológico y biológico. El concepto del **"*continuo de migración*"** es una nueva forma de investigar este complejo fenómeno. La migración, independientemente de la distancia y del hábitat por el que se realice el viaje, depende probablemente del intercambio entre los beneficios y costes ambientales (Jonsson & Jonsson, 1993). El acceso a un ambiente con mayor producción puede estar equilibrado por condiciones desfavorables, tales como una mayor tasa de mortalidad o los cambios de osmorregulación (Northcote, 1992; Jonsson & Jonsson, 1993). De este modo, la hipótesis de disponibilidad de alimento (Gross *et al*., 1988) es importante para entender por qué un pez migra, entendiendo la existencia de migración parcial en una población como una respuesta a la disponibilidad de alimento en un ambiente cambiante (Jonsson & Jonsson, 1993) ya que, de acuerdo con el concepto comúnmente aceptado del "río como un continuo" o "*River Continuum Concept"* (Vannote *et al*., 1980), los ecosistemas acuáticos presentan un gradiente continuo de condiciones físicas. De esta forma, y gracias a su plasticidad fenotípica, la trucha puede exhibir un continuo, en el tiempo y el espacio, de estrategias de historias vitales para optimizar el "fitness" individual y la persistencia de la población.

De forma general, en nuestra latitud el ciclo de vida de las truchas anádromas puede ser descrito del siguiente modo: Las truchas adultas, anádromas y residentes, realizan la puesta en un lecho de grava fluvial desde finales del otoño y durante el invierno (entre noviembre y mediados de febrero) y la eclosión del huevo se produce al inicio de la primavera. Los ejemplares que migran al mar permanecen un tiempo variable en el río y migran al mar como esguines en primavera. La fase marina es una fase de desarrollo y durante ella por lo general, no suelen alejarse mucho de sus ríos de origen. Los reproductores regresan tanto el mismo año del esguinado, como uno o dos años después, para realizar su primera reproducción en las mismas zonas de aguas frías y oxigenadas de los ríos donde nacieron. El remonte se inicia en los meses abril y mayo, con un pico entre los meses de junio y agosto; luego en otoño se vuelven a producir movimientos relacionados con la freza. La trucha común es un pez iteróparo, por ello después de la

reproducción, una importante fracción de la población de reos (zancados) consigue volver al mar tras el desove. Tras otro/s periodo/s de estancia en el mar, suelen volver a reproducirse al río por segunda vez o incluso en varias ocasiones, normalmente en años sucesivos, habiéndose descrito hasta siete reproducciones en truchas anádromas.

1.1.3.1.- Fase fluvial y esguinado

La fase fluvial de las truchas anádromas tiene una duración muy variable según la latitud, debido a que hay factores ambientales que determinan su desarrollo, tales como la competencia inter e intraespecífica, la disponibilidad de alimento, el caudal, la temperatura y la predación (Nevoux *et al*., 2019), esta fase fluvial puede variar desde los 1-3 años en Francia a los 5-7 en Noruega. Estos factores ambientales influyen sobre las decisiones individuales de la historia vital y la estrategia de migración de las truchas. La variación en la tasa de crecimiento induce dos fenómenos antagonísticos, la maduración sexual y la migración (Baglinière & Maisse, 1985; Jonsson & Jonsson, 1993; Maisse & Baglinière, 1999). Por tanto, durante su vida fluvial las truchas deben adoptar la decisión de quedarse toda la vida en el río y madurar para reproducirse sin salir de él, o migrar al mar, además también debe decidir cuál es el momento mejor para migrar al mar (Ferguson *et al*., 2019).

Reproducción e inicio del desarrollo

La reproducción es el proceso mediante el cual se transfiere el material genético a la siguiente generación, su éxito depende de cuándo y dónde maduran los reproductores y se reproducen, dependiendo también de los recursos disponibles para usar durante este proceso (Wootton, 1990). Antes de que los peces maduren sexualmente, necesitan localizar los recursos requeridos para desarrollar los caracteres sexuales primarios (gónadas) y secundarios, y para las actividades asociadas con los intentos de reproducción (Fleming & Reynolds, 2003). Además, la reproducción debe suceder en el momento del año más adecuado para que los alevines sobrevivan (Jonsson & Jonsson, 2011). Los salmónidos viven en ambientes con fuertes variaciones estacionales en fotoperiodo y temperatura, de forma que el ambiente influye sobre el momento de la maduración sexual a través del control hormonal, junto al crecimiento somático, la talla corporal y el almacenamiento de energía (Fleming & Reynolds, 2003).

Existen modelos experimentales que proponen la existencia de un nivel genético límite por el cual, antes del comienzo de la maduración sexual del pez, se debe alcanzar una talla crítica a una edad determinada y/o un nivel de reservas de energía acumuladas (Thorpe *et al*., 1998).

En muchas poblaciones de trucha común las hembras anádromas pueden reproducirse con machos no migradores (Campbell, 1977). La progenie de padres anádromos, residentes (no migradores) o con mezcla de parentales, no se puede distinguir durante la fase juvenil, aunque se han encontrado algunas diferencias bioquímicas y

genéticas (Jonsson, 1982; Ferguson, 1989; Skaala *et al*., 1989). En la trucha común, cuando existen subpoblaciones de ambos sexos divididas entre hábitats con diferentes oportunidades de alimentación, la frecuencia de residentes (en comparación con los migradores) puede reflejar la productividad del sistema mejor que en el caso del salmón Atlántico (Jonsson, 2011). Las poblaciones anádromas suelen ser comunes donde la productividad en agua dulce es baja comparada con la producción en el mar (Nikolsky, 1963; Northcote, 1978; Gross, 1987; Gross *et al*., 1988). Además, la proporción de reproductores residentes suele ser mayor cuando la migración al mar supone que el pez ha de hacer frente a un alto gasto energético para alcanzar frezaderos a una altitud relativamente elevada (Bohlin *et al*., 1993; Jonsson & Jonsson, 2006).

En la Galicia la freza de la trucha común se produce desde finales del otoño y durante el invierno (entre noviembre y mediados de febrero). Durante la freza los huevos son enterrados en un lecho de grava fluvial donde permanecen en incubación de uno a varios meses, hasta que eclosionan al inicio de la primavera; a partir de entonces, las larvas, denominadas alevines o *eleuteroembriones*, se alimentan durante semanas del saco vitelino (Klemetsen *et al.*, 2003). La duración del período de incubación de los huevos fecundados y de la alimentación endógena de las larvas depende de la temperatura del agua, y será mayor cuanto más baja sea ésta (Crisp, 1988; Elliott & Hurley, 1998). La eclosión también puede ocurrir antes de lo esperado si la temperatura media del agua existente entre la grava del frezadero es superior a la del agua circulante cerca de la superficie (Acornley, 1999), o como consecuencia de alteraciones ambientales y por stress (Næsje & Jonsson, 1988).

La temperatura es el principal factor que determina la tasa de desarrollo y la duración de la fase embrionaria y larvaria en los salmónidos (Crisp, 2000; Elliott, 1994). Por diversos motivos es importante predecir, con una precisión razonable, el progreso del desarrollo en estas fases. En la literatura científica existen varios modelos matemáticos (Alderdice & Velsen, 1978; Crisp, 1981, 1988; Jungwirth & Winkler, 1984; Elliott *et al*., 1987; Beacham & Murray, 1990) en los que se establecen las denominadas Unidades de Temperatura Acumuladas o ATUs (Billard & Jensen, 1996) mediante las cuales se predice el número de días que se tarda en alcanzar un determinado estadio de desarrollo (fase de huevo embrionado, eclosión) según la temperatura media del agua. Para ello, en la práctica se utiliza el parámetro denominado Grados Día, resultado de la multiplicación del nº de días tras la fertilización por los grados de temperatura del agua. De esta forma, para la trucha común los Grados Día necesarios para alcanzar la fase de huevo embrionado a una temperatura de 8 °C es de 220 (27-28 días) y de 490 para la eclosión (61-62 días) (Willoughby, 1999). Cuanto mayor sea la temperatura de incubación (dentro de los límites de viabilidad), menor será el tamaño de los alevines y más cantidad de vitelo presentarán en sus sacos vitelinos, ya que la eficiencia de la conversión de vitelo en tejido corporal disminuye al aumentar la temperatura (Fleming & Gross, 1990; Jonsson & Jonsson, 1999). Sin embargo, el principal determinante de la cantidad de vitelo y de la talla de la larva es la talla de la hembra (Elliott & Hurley, 1998), de modo que cuanto mayor es el tamaño de la hembra mayor es el tamaño del huevo, lo cual se debe, al menos

parcialmente, al ambiente y los contenidos lipídicos (Lobón-Cerviá *et al.*, 1997; Jonsson & Jonsson, 1999).

La supervivencia de huevo a alevín en la trucha común depende de varios factores bióticos (entre ellos la eficacia biológica o "fitness" de los reproductores), las características del huevo, la depredación y la tasa de fertilización; y también de dos factores abióticos principales: la calidad y caudal del agua intersticial y la composición del substrato (Rubin, 1995; Rubin & Glimsäter, 1996). Es conocido que el depósito de sedimentos finos sobre el lecho fluvial produce efectos muy dañinos y un incremento en la mortalidad de las fases iniciales de los salmónidos (Chapman, 1998; Crisp, 1993; Bolliet & Bardonnet, 2018). Los huevos son enterrados bajo 10-15 cm de substrato, y éste debe presentar un tamaño adecuado para permitir el desarrollo de los embriones primero y luego de las larvas, ya que esta fase ocurre entre la grava, de modo que justo antes del agotamiento completo del saco vitelino el alevín emerge de la grava para buscar refugio en las orillas o entre la vegetación y fijar su territorio.

Por otro lado, la calidad del agua intersticial y el caudal que fluye a través de los intersticios de la grava determinan la tasa de liberación de oxígeno a los embriones y la tasa de liberación de productos metabólicos tóxicos, en las que también influye la composición del substrato (Rubin, 1998). El estudio de Rubin & Glimsäter (1996) sobre la efectividad de la reproducción del reo en ríos de la Isla de Gotland (Mar Báltico, Suecia) mostró que la concentración del oxígeno intersticial depende de la permeabilidad del substrato (capacidad del agua para percolar a través de la grava) que a su vez depende de la granulometría del substrato (diámetro medio geométrico). Así, cuando la permeabilidad del substrato es baja también lo es el flujo intersticial, lo que provoca un descenso en la concentración del oxígeno intersticial y un incremento de la concentración de residuos. Por lo tanto, ya que la supervivencia del huevo hasta la eclosión depende directamente de la concentración del oxígeno intersticial, cuando el diámetro medio geométrico del substrato es bajo también lo es la supervivencia. Según estos autores (*op. cit.*), valores por debajo de 10 mg/l para la concentración del oxígeno intersticial, 2000 cm/h para la permeabilidad del substrato y 15 mm para el diámetro medio geométrico del substrato, provocaban que la supervivencia de huevo a alevín de reo fuese casi nula en los frezaderos de la Isla de Gotland. Además del efecto indirecto que ejerce la composición del substrato sobre la supervivencia de huevo a alevín a través de la limitación en la concentración de oxígeno, si el tamaño de las partículas del substrato es demasiado pequeño, los alevines que hayan eclosionado con éxito pueden ser incapaces de nadar entre la grava y alcanzar la superficie del lecho fluvial (Scrivener & Brownlee, 1989), si bien es difícil observar este efecto directamente en la naturaleza, debido a que cuando la calidad del substrato es baja, la mayoría de los huevos muere antes de la eclosión por la falta de oxígeno.

La emergencia de los alevines del substrato en el momento justo es crucial para su supervivencia, pues una emergencia prematura será una desventaja dado que la presencia de un residuo del saco vitelino afectará la habilidad natatoria, pero una emergencia

demasiado tardía puede también ser perjudicial ya que los territorios de alimentación favorables del río pueden estar ya ocupados por otros peces. Además, una emergencia en masa puede ser una buena estrategia contra los depredadores (Rubin, 1998).

Cuando la mayoría del vitelo esta consumido, los alevines, de unos 20 - 25 mm de longitud, emergen de la grava nadando hacia la superficie; empieza entonces la alimentación exógena en la zona donde se produjo la freza o en las inmediaciones. A partir de ese momento los alevines se muestran agresivos, inician la defensa de un territorio, forman jerarquías de dominancia y compiten intensivamente por los recursos (Kalleberg, 1958; Lahti *et al.*, 2001). Los que son incapaces de capturar alimento se dejan ir aguas abajo y muchos de ellos probablemente morirán en poco tiempo (Elliott, 1994). Aquellos que comienzan a alimentarse se dispersan a medida que van creciendo y aumentan sus necesidades de espacio y alimento.

Uso del hábitat

El primer cambio de hábitat que experimenta la trucha tiene lugar al final del período embrionario, cuando la larva migra a través de varios centímetros de grava hasta el lecho fluvial abierto (Thorpe, 1987). Después los alevines se alejan del nido; principalmente se mueven aguas abajo, yendo a favor de la corriente, pero también pueden ir aguas arriba o permanecer en el mismo lugar (Elliott & Hurley, 1998; Mortensen, 1977); estos movimientos reducen la densidad y, en consecuencia, se optimiza el uso del hábitat. Durante el primer verano los alevines frecuentemente permanecen en su río natal (Elliott, 1986), buscando alimento y refugio frente a los predadores y las elevadas velocidades de corriente (Heggeness & Traaen, 1988). El uso del hábitat en las siguientes fases del desarrollo varía entre poblaciones. Las truchas pueden utilizar diferentes estrategias a partir de este momento y la opción que tomen marcará su ciclo vital.

En ocasiones la trucha común puede permanecer inmóvil en pequeñas áreas de un río o arroyo, pero normalmente se mantienen en continuo movimiento (Crisp, 1993; Gowan *et al.*, 1994), por lo cual la tasa de movimiento en un área restringida puede ser considerable (Rodríguez 2002), dependiendo de condiciones ambientales tales como la disponibilidad de alimento, la velocidad de la corriente o la densidad de peces (Kalleberg, 1958; Nordwall *et al.*, 2001). La variabilidad y calidad de un hábitat fluvial influirá en gran medida en la densidad de peces (Heggeness *et al.*, 1999; Jutila *et al*., 2001; Rincón & Lobón-Cerviá, 2002).

Durante el primer año de vida, las truchas viven gran parte del tiempo en áreas poco profundas (< 30 cm), frecuentemente localizadas a lo largo de las riberas, y con velocidad de corriente moderadamente alta (0.2 - 0.5 m/s) (Roussel & Bardonnet, 1999). Con el paso del tiempo pasan a preferir partes del río más profundas y más lentas (Heggeness, 2002), si bien su uso del hábitat en la naturaleza es flexible, dependiendo de la disponibilidad del hábitat y de la hora del día (Elso & Giller, 2001; Greenberg *et al*., 2001; Heggeness *et al*., 2002). Las truchas están más predispuestas a explotar las pozas del río

durante la noche que durante el día y prefieren fondos pedregosos donde pueden ocultarse bajo refugios, pero también pueden encontrarse en substratos con partículas de menor tamaño, como grava, arena, lodo o fango (Heggeness *et al*., 1999).

Durante el verano, la conducta dominante durante el día es la alimentación pasiva, siendo más activas al crepúsculo y durante la noche (Young, 1999). En invierno cuando la temperatura del agua es baja, la actividad disminuye, y durante el día buscan refugio en espacios entre el substrato, aunque durante el periodo de oscuridad pueden mantener posiciones fijas sobre el lecho fluvial (Bremset, 2000). Durante el invierno la especie explota aguas con menor velocidad de corriente que durante el verano, y el cambio de actividad estival a invernal se produce cuando la temperatura del agua desciende por debajo de los 8 ºC (Heggeness & Dokk, 2001). En algunas poblaciones ibéricas que viven en zonas donde la temperatura del agua en invierno es mayor, las diferencias estacionales de actividad son menores (Rincón & Lobón-Cerviá, 1993).

El uso de Transpondedores Pasivos Integrados (PIT) como método de marcado para adquirir datos empíricos sobre el crecimiento de la trucha común (Vollestad *et al*., 2002), permite conocer con mayor precisión la conducta migratoria y su historia vital (Lucas & Baras, 2000). Así, un estudio de ocho años de duración realizado por Cucherousset *et al*. (2005) en un río de Normandía (Francia), permitió conocer las diferentes estrategias utilizadas por una población de truchas: se estudiaron 5 cohortes que fueron marcadas en diversos afluentes del río Oir y se detectaron cinco patrones de migración en la población de truchas. Se hallaron (1) machos de trucha con crecimiento lento que permanecieron toda su vida en el afluente de nacimiento, (2) machos que con un año de edad participaron como machos satélites en la freza, quedando el resto de su vida en el afluente o desplazándose al río Oir, (3) machos que migraron al río Oir y se reprodujeron a los dos años, (4) juveniles con un crecimiento intermedio que migraron hasta el río principal y se reprodujeron a los tres años y, finalmente, (5) hembras de crecimiento rápido que migraron al río principal y al mar, reproduciéndose también a la edad de tres años. Este estudio concluyó que las características de la historia vital en los juveniles de trucha común tienen una alta variabilidad anual, que el crecimiento en el primer año de vida juega un importante papel en la determinación del lugar al que posteriormente migrarán y que los patrones de historia vital no pueden ser clasificados exclusivamente en individuos anádromos y residentes, sino que deben ser descritos de una forma más precisa.

Alimentación y crecimiento

La trucha común es una especie eurifágica, ya que su espectro alimentario es amplio, está sujeto a fuertes variaciones, y posee una enorme facilidad de adaptación frente a los cambios en la disponibilidad del alimento, lo que le confiere un carácter típicamente oportunista. Así, se puede afirmar que la abundancia y la distribución de las presas en el ambiente son los principales factores que determinan la alimentación de la trucha (Cobo *et al*, 2015).

No obstante, tras la eclosión del huevo, en las fases tempranas del desarrollo puede diferenciarse una primera etapa de alevín vesiculado o *eleuteroembrión* ("*unfed fry*"), en la que el pez solo se alimenta del saco vitelino cargado de sustancias de reserva, y una fase posterior de alevín, en la que inicia una alimentación activa.

La primera alimentación es el periodo más crítico para la supervivencia de los alevines, ya que es la fase del ciclo vital en la cual se produce una mayor tasa de mortalidad, y también en la que se suceden los cambios ecológicos y fisiológicos más profundos tanto en poblaciones naturales como en piscicultura (Sánchez-Hernández *et al*., 2011). En los salmónidos muchos de los factores que determinan la primera alimentación de los alevines recién emergidos, están vinculados a las características maternales, por ejemplo, la decisión de la hembra sobre la elección del nido condicionará la primera dieta de los juveniles recién emergidos, ya que su escasa capacidad natatoria les obliga a alimentarse en los alrededores (Elliott, 1986; García de Leániz *et al.*, 2000). Además, la cantidad de vitelo disponible para los embriones determinará el tiempo en el que los alevines emergen del nido de grava para alimentarse, ya que el agotamiento de las reservas vitelinas les obliga a encontrar recursos alimenticios. También influyen rasgos individuales, como la capacidad de adquirir un territorio de alimentación, que juega un papel importante en el éxito de la primera alimentación (Titus, 1990) y el comportamiento agresivo observado de los alevines recién emergidos, que se sabe contribuye a la dispersión de grupos y al establecimiento de una jerarquía social (Elliott, 1990).

La alimentación de los alevines de trucha común ha sido estudiada tanto en laboratorio como en condiciones naturales, mostrando que la alimentación en alevines recientemente emergidos se puede iniciar antes de que el saco vitelino se haya agotado, incluso cuando los alevines aún están entre la grava (Zimmerman & Mosegaard, 1992; Skoglund & Barlaup, 2006; Sánchez-Hernández *et al*., 2011). Debido a la diferente metodología empleada, en los estudios comparados se encuentran diferencias en relación a la cantidad de vitelo presente al inicio de la alimentación exógena en salmónidos (Thorpe *et al*., 1984; Kane, 1988; Zimmerman & Mosegard, 1992; Skoglund & Barlaud, 2006; Sánchez-Hernández *et al*., 2011), pero los resultados sugieren que al menos un 30% del vitelo puede permanecer en el saco al comienzo de la ingestión de alimento. También se ha observado que la alimentación exógena reduce la absorción del saco vitelino en trucha común (Raciborski, 1987) y Zimmerman & Mosegard (1992) sugieren que el inicio de la alimentación exógena mientras el vitelo aún se está absorbiendo, puede incrementar la supervivencia potencial de los alevines, aunque la influencia real de esta alimentación precoz sobre la talla del pez, la tasa de crecimiento o la supervivencia, está aún en discusión (Skoglund & Barlaud, 2006).

Las larvas de Quironómidos (Diptera) y las ninfas de Baétidos (Ephemeroptera) parecen ser los ítems más importantes al inicio de la alimentación de los alevines (McCormack, 1962; Fahy, 1980; Hubert *et al*., 1993; Keeley & Grant, 1997; Nikcevic *et al*., 1998; Degerman *et al*., 2000; Skoglund & Barlaup, 2006; Sánchez-Hernández *et al*.,

2011) lo que parece indicar que son los invertebrados más accesibles entre los intersticios de la grava de las zonas de freza.

Se sabe igualmente que durante su vida la trucha común experimenta cambios ontogenéticos en lo que respecta a las presas principales de su dieta, de invertebrados acuáticos a presas terrestres en deriva (Kelly-Quinn & Bracken 1990; Montori *et al*.2006; Sánchez-Hernández & Cobo 2016). Así las truchas pequeñas normalmente consumen invertebrados acuáticos, mientras las de mayor tamaño se alimentan también de otros peces, así como insectos terrestres, roedores y anfibios capturados en deriva superficial (Kelly-Quinn & Bracken 1990; Jensen *et al*. 2012; Sánchez-Hernández *et al*. 2013; Milardi *et al*., 2016). Por ello las truchas grandes buscan su alimento con mayor frecuencia en la parte superior de la columna de agua (Gustafsson *et al*., 2010).

Los estudios sobre los cambios en la dieta en el primer verano, muestran un aumento en la diversidad, talla y número de presas en pocos meses (Hubert *et al*., 1993; King, 2005; Tonkin *et al*., 2006; Sánchez-Hernández *et al*., 2011). La trucha común, como especie, es conocida por su alimentación oportunista, y su dieta varía con el hábitat, la estación del año, la talla y la edad de los peces (Bridcut & Giller, 1995). Con el incremento de tamaño, ingieren gradualmente presas de mayor tamaño, tales como larvas de insectos de los grupos Plecoptera, Simulidae (Diptera) y Trichoptera (Jonsson & Graven, 1985; Haraldstad *et al*., 1987; Rincón & Lobón-Cerviá, 1999; Steingrimsson & Gislason, 2002). Pero, por otra parte, a nivel individual, pueden exhibir especializaciones en la dieta, lo que implica que algunos individuos se alimentarán principalmente de una presa en concreto, al menos durante algunos periodos de tiempo (Grey 2001; Sánchez-Hernández & Cobo, 2016). En las poblaciones de trucha más septentrionales, la actividad alimentaria se intensifica con el incremento de la temperatura en la primavera y el inicio del verano, coincidiendo este período de máxima ingesta con el mínimo contenido de grasa en el pez (Jonsson & Jonsson, 1997; Berg *et al.*, 2000). Estas diferencias estacionales son menores en las poblaciones del sur de Europa (Rincón & Lobón-Cerviá, 1993). La cantidad y calidad del alimento ingerido inciden en gran medida en la tasa de crecimiento del pez (Wootton, 1998); además, la habilidad de crecer continuamente durante toda su vida depende notablemente de si el pez tiene la oportunidad de cambiar a presas mayores al tiempo que crece (Garman & Nielsen, 1982) ya que, de lo contrario, la tasa de crecimiento normalmente se estancará.

El crecimiento y la talla de las truchas varía considerablemente tanto entre individuos como entre poblaciones, el peso de una trucha de 4 años puede variar entre los 20 g en un pez de crecimiento lento hasta los 0.5 - 1 kg de uno de crecimiento rápido (véanse Jonsson & Sandlund, 1979; Jonsson, 1985; Swales, 1986; L'Abée-Lund *et al*., 1989; Lobón-Cerviá *et al*., 1997; Champigneulle *et al*., 1999; Landergren, 2001). Los principales factores que ocasionan estas diferencias son probablemente las variaciones en el consumo de alimento y la temperatura (Alm, 1959; Elliott *et al*., 1995), pero también es importante el tamaño de las partículas del alimento (Wootton, 1998). La presencia de una alta densidad de truchas en una población tiene un efecto negativo sobre el crecimiento; ocurre

tanto en ríos (Jenkins *et al*., 1999) como en lagos (Jensen, 1977) y se debe, al menos parcialmente, a que un número elevado de ejemplares reduce la abundancia de alimento, pero también puede haber un efecto negativo derivado de una competencia intensificada y de encuentros agresivos una vez que la abundancia de peces hace disminuir la disponibilidad de alimento y de hábitat. Además, en los ríos la variación individual en la tasa de crecimiento disminuye con la densidad de peces; este efecto densodependiente sobre el crecimiento se establece durante el primer mes tras la eclosión de los alevines, probablemente como consecuencia de la competencia intraespecífica (Elliott, 1994). En cuanto a la temperatura, existe un límite mínimo (3 - 6 ºC) y otro máximo (25 - 26 ºC) que inhiben el crecimiento de la trucha, de modo que la temperatura óptima está entre 13 y 18 ºC, y el crecimiento se incrementa con el aumento del consumo de alimento (Elliott & Hurley, 2000; Ojanguren *et al*., 2001). No existen evidencias que muestren que las poblaciones de trucha estén genéticamente adaptadas a la temperatura de sus hábitats (Elliott *et al*., 1995), aunque se ha detectado un crecimiento sorprendentemente alto en ríos de origen glaciar (Jensen, 1985), y en un río del norte de España los crecimientos observados son consistentemente mayores a los predichos por Elliott *et al*. (1995) lo que sugiere que pueda ser debido a una adaptación local de la regulación térmica del crecimiento (Lobón-Cerviá & Rincón, 1998).

La tasa de producción de una población se define como la elaboración total de tejido del pez durante un intervalo de tiempo conocido (Ivlev, 1966) y es el producto de la biomasa media y de la tasa de crecimiento específico. Estos factores gobiernan el crecimiento y las tasas de mortalidad de las poblaciones e influyen en la tasa de producción. La tasa anual de producción de trucha en ríos varía entre 0.14 y 54.70 g/m^2 y año según resultados obtenidos en 38 estudios (Elliott, 1994).

Esguinado

Los motivos por los que los peces migran de los ríos al mar y viceversa de forma intra- e interespecíficamente sincronizada aún no son del todo conocidos, si bien para el caso de los salmónidos y de acuerdo con Ruggles (1980) y Solomon (1982), se conoce que estas migraciones están influenciadas por el nivel de las aguas (caudal fluvial y mareas). El incremento en la descarga fluvial puede también disminuir el gradiente salino en la transición entre agua dulce y salada, facilitando de ese modo su adaptación osmótica (LeCren, 1984; Elliot *et al.*, 1992). También la depredación se puede ver disminuida por la realización de una migración sincronizada, ya que los predadores solo podrán capturar un número limitado de peces por unidad de tiempo y así la fracción de peces capturada normalmente decrecerá cuanto mayor sea el número de migradores simultáneos (Elliot *et al.*, 1992).

El momento en el que los juveniles inician su migración hacia el mar varía según los ríos y según la fase de desarrollo de los peces. Esta migración aguas abajo tiene lugar en dos períodos, uno en primavera y otro en otoño. En primavera los juveniles realizan la migración para alimentarse en el estuario y el mar; normalmente tiene lugar entre marzo

y junio, aunque el movimiento de pre-esguines puede comenzar antes, particularmente en el sur del área de distribución natural, en donde las temperaturas invernales son más altas (LeCren, 1985), mientras que en latitudes más al norte la migración ocurre más tarde (Berg & Berg, 1987; Berg & Jonsson, 1989). Según L'Abée-Lund *et al*. (1989), la migración de los esguines se inicia por una combinación de factores ambientales como las variaciones en la temperatura del agua, el caudal y el fotoperiodo.

Al migrar, los juveniles de trucha aumentan sus oportunidades de crecimiento y su rendimiento reproductivo (Jonsson, 1985; Jonsson & Jonsson, 1997, 1998), mientras que los costes suponen un incremento en la mortalidad y en gastos energéticos. Se ha comprobado que los costes de la migración, además de la presencia de obstáculos insalvables, limitan la distribución de las truchas anádromas (Bohlin *et al*., 2001).

El proceso que conlleva el paso del medio fluvial al marino se denomina esguinado. Al comenzar el proceso de esguinado, el reo comienza a prepararse para la vida en el mar y su librea se torna plateada brillante, también experimenta cambios fisiológicos, morfológicos y de comportamiento, ya que deja de ser territorial para convertirse en gregario.

En Galicia el esguinado tiene lugar en la primavera, entre marzo y mayo, con máximos normalmente en el mes de abril (Caballero *et al,* 2006, 2017) en un periodo similar al del resto de poblaciones europeas de trucha anádroma.

Jonsson *et al*. (2001) encontraron que en los ríos principales los esguines son de mayor tamaño y edad que en los afluentes, y que la variación individual en talla y edad decrece al aumentar el rango hidráulico del río. Según L'Abée-Lund *et al.* (1989) esto puede ser debido a que los ríos de mayor tamaño poseen suficiente cantidad de agua para atenuar los efectos de las variaciones de caudal sobre la talla que la trucha debe alcanzar para alimentarse en el mar.

El momento del esguinado en la trucha se ha relacionado con diversos factores, tales como la talla corporal, la tasa de crecimiento, la tasa de desarrollo y el estado fisiológico del pez. Fahy (1985) indicó que los juveniles o "pintos" tenían que alcanzar en otoño una talla de 10 cm para poder esguinar en la siguiente primavera. Sin embargo, Økland *et al*. (1993) encontraron que no existía tal umbral regulador de la talla o la edad de esguinado, pero si concluyeron que la edad de esguinado estaba negativamente correlacionada con el crecimiento juvenil, y positivamente correlacionada con la talla del esguín. Forseth *et al.* (1999) estudiaron el momento del esguinado en relación con la tasa de crecimiento y la tasa metabólica en juveniles de trucha común que migraban a un lago noruego; compararon las reservas de energía de las truchas migradoras con las de los individuos que permanecían más tiempo en el río y observaron que las truchas de crecimiento rápido migraron antes al lago que las de menor talla corporal y crecimiento lento. Los individuos 2+ que migraban, eran significativamente mayores que los que permanecían en el río uno o más años, mientras que en el momento de la migración la talla media de los 3+ era

mayor la de los 2+. El consumo de alimento y las reservas de energía en los migrantes 2+ cuadriplicaban las de los residentes 2+, y la energía total asignada al crecimiento también era mayor en los que migraban, mientras que los costes metabólicos totales fueron cinco veces superiores en los migradores que en los residentes. La energía proporcional asignada al crecimiento entre los que permanecieron más tiempo en el río casi duplicaba la cantidad asignada por los migradores. De esta manera, este estudio mantiene la hipótesis de que los individuos de crecimiento rápido cambian de hábitat antes y a una talla menor que los de crecimiento lento, debido a que mantienen tasas metabólicas más elevadas y están más restringidos energéticamente que los de crecimiento lento a una edad inferior por los limitados recursos de alimento que encuentran en su hábitat. Fahy (1990) observó diferencias anuales en el crecimiento de pre-esguines durante la primavera, justo antes de la migración. La amplitud del crecimiento primaveral determina si un individuo en particular alcanza o no la talla necesaria para esguinar (Elliott *et al.*, 1992), y los esguines que muestran este "plus" de crecimiento en la primavera de su esguinado son denominados "tipo B".

La sincronía del proceso de esguinado está muy influenciada por diversos factores ambientales, siendo la temperatura del agua uno de los reguladores más importantes. Elliott (1975a) mostró que el aumento de peso observado en truchas alimentadas a raciones máximas, estaba relacionado con la temperatura del agua y la duración de la temporada de crecimiento. Egglishaw & Shackley (1977) encontraron que el crecimiento de las truchas estaba relacionado con la temperatura y la duración de la temporada de crecimiento. De este modo, la variación en la edad media de esguinado con la latitud parece ser principalmente un efecto de la temperatura media del agua (L'Abée-Lund *et al*., 1989), ya que ésta es generalmente menor en los ríos de latitudes situados más al norte de Europa, de ahí que los juveniles de trucha crezcan más lentamente y tengan una mayor edad media de esguinado que en los ríos situados más al sur.

1.1.3.2.- <u>Fase marina</u>

En general los juveniles migran aguas abajo en primavera y entran en el mar por primera vez como esguín (Jensen, 1968; Gargan *et al*., 2006; Jonsson & Jonsson 2009a).

Generalmente el reo permanece en el mar durante el verano, pero muestra una gran variación en el calendario y duración de su migración marina (Pemberton, 1976; Borgstrom & Heggenes, 1988; Järvi *et al.*, 1996). Pero este patrón puede variar, encontrándonos con numerosas posibilidades. Algunos reos pueden volver al río tras unos meses en el mar (denominados en la bibliografía *finnocks* o *whitling*), bien a reproducirse, o a refugiarse, o incluso a alimentarse (Went, 1962; Jensen, 1968; Fahy, 1978; Pratten & Shearer, 1983a; Euzenat, 1999; Gargan *et al.,* 2006; Aarestrup *et al.,* 2014). Otra posibilidad es quedarse uno o más inviernos en el mar hasta que alcanzan la madurez sexual (Järvi, 1940; Went, 1962; Jensen, 1968; Pemberton, 1976b; Fahy, 1978b; Svärdson & Fagerström, 1982; L'Abee-Lund *et al*., 1989; Jonsson & L'Abee-Lund, 1993; Knutsen

et al., 2004; Olsen *et al.*, 2006; Jensen & Rikardsen, 2008, 2012) y entonces retornar al río para reproducirse. Pero el invierno o inviernos que pasa el reo antes de retornar al río a reproducirse, los puede pasar bien en el mar o bien en el estuario de su río natal o de otro río más o menos lejano (Jonsson & Jonsson 2002, 2009a). Sin embargo, algunos reos adoptan estrategias de vida aparentemente intermedias entre la residencia en agua dulce y la anadromía, ya que algunos individuos migran a las aguas del estuario o realizan movimientos repetidos y relativamente breves entre el agua dulce y el agua salada (Pratten & Shearer, 1983b; Chernitsky *et al*., 1995; Koksvik & Steinnes, 2005).

Por lo tanto, en la fase marina del reo encontramos, desde jóvenes post-esguines de tallas pequeñas, hasta grandes reproductores múltiples de varios años de edad. Esta fase es quizás la más desconocida, sin duda debido a la dificultad de obtener información sobre la vida marina de esta especie; a pesar de que en los últimos años se han realizado diversos estudios utilizando telemetría que han aportado nueva información, diversos aspectos sobre el comportamiento de reo en el ambiente marino aún permanecen desconocidos o escasamente descritos (Kristensen, 2019).

Uso del hábitat

Los estudios publicados sobre esta fase del reo han sido realizados principalmente en Noruega, Dinamarca, Reino Unido, Francia e Irlanda. El resultado general es que los reos permanecen cerca de la costa, a menos de 80 km de su río de origen, sin emprender desplazamientos largos hacia el mar (Jensen, 1968; Pemberton, 1976b; Berg & Berg, 1987a; Berg & Jonsson, 1989; Euzenat *et al*., 1991; Jonsson *et al*., 1995; Davidsen *et al*., 2014; Jensen *et al*., 2014), aunque en algunos casos se han registrado desplazamientos de varios cientos de kilómetros (Nall 1930, Pratten & Shearer 1983b; Kallio-Nyberg *et al*. 2002; Okmus¸ *et al*. 2006).

Así Berg & Berg (1987a) realizaron un estudio de marcado y recaptura en el río Vardness (Noruega) comprobando que el 52.8 % de las recapturas en el mar se realizaron a 3 Km de la desembocadura, y solo un 0.6 % a más de 80 Km de la desembocadura. Observaron también que en ese río los esguines de reo se mueven entre 6 y 20 Km/día y los adultos entre 5 y 6 Km/día, y que la tasa de homing es del 84.5 %.

Por otro lado, Pratten & Shearer (1983b) realizaron un estudio semejante concluyeron que la mayoría se queda cerca de la desembocadura, con una gran mezcla entre los stocks de ríos vecinos, si bien algunos reos entran y salen del río y otros realizan viajes hasta 500 Km. También se han citado migraciones de larga distancia en aguas abiertas en el Mar Báltico, Costa Este Danesa, Costa Noruega y a partir de ríos de Francia (Svärdson & Fagerström, 1982; Berg & Berg, 1987a; Berg & Jonsson, 1989; Euzenat, 1999; Kallio-Nyberg *et al*., 2002; Rikardsen & Amundsen, 2005; Aarestrup *et al*., 2014, 2015).

El tiempo de estancia de los reos en el mar es muy variable. Los datos obtenidos en las trampas de Burrishoole (Irlanda) muestran que oscila entre 43 y 362 días (Piggins, 1964). En el río North Esk (Escocia) los reos comienzan a retornar al río seis semanas después de dejarlo como esguines, entre junio y primera quincena de julio (Pratten & Shearer, 1983b), mientras que en los ríos Axe y Severn (Inglaterra), los reos ascienden entre julio y septiembre (LeCren, 1985). Olsen *et al.* (2006) en un estudio realizado en la costa de Skagerrak (Noruega), indican que en el mar se pueden encontrar reos de pequeños ríos costeros a lo largo de todo el año, mientras que los individuos conspecíficos de ríos de mayor tamaño normalmente pasan el otoño y el invierno en agua dulce.

Alimentación

Los reos son predadores generalistas y oportunistas, teniendo en cuenta que el reo se alimenta en múltiples hábitats diferentes, tales como estuarios, áreas cercanas a la orilla poco profundas o zonas pelágicas en aguas más abiertas (Knutsen *et al*., 2001; Rikardsen & Amundsen, 2005).

En el mar los reos se alimentan de peces e invertebrados (Poliquetos, Crustáceos y Artrópodos) que encuentran en aguas salobres poco profundas y cercanas a la costa (Pemberton, 1976b; Gronvik & Klemetsen, 1987; Chernitsky *et al*., 1995; Lyse *et al*., 1998; Knutsen *et al*., 2001, 2004; Rikardsen & Amundsen, 2005; Rikardsen *et al*., 2006, 2007). Al alcanzar los 25 cm de longitud los post-esguines cambian de alimentación hacia un régimen más piscívoro, alimentándose de peces litorales y pequeños peces pelágicos (Knutsen *et al*., 2001; Rikardsen *et al*., 2007). Resultados semejantes hallaron también Knutsen *et al.* (2001), quienes analizaron el contenido gástrico de 661 reos capturados en la costa de Skagerrak, concluyendo que su alimento varía significativamente con la edad, la estación y el hábitat donde se encuentre el reo; así las presas más abundantes fueron peces, Crustáceos, Insectos de superficie y, por último, Poliquetos. Este trabajo también indica que existe un cambio ontogenético de nicho, pues los post-esguines se alimentan de las comunidades de presas que habitan cerca de la costa y aguas poco profundas, mientras que los reos de mayor tamaño se alimentan principalmente de peces pelágicos.

El estudio de esguines de reo mediante marcas acústicas permitió a Lyse *et al.* (1998) conocer la conducta y dieta de los post-esguines en el fiordo de Aurland (Noruega), descubriendo que los del río Aurland se desplazan en bandos de 24-55 peces (un comportamiento que parece reducir la predación del bacalao sobre el reo) y se distribuyen generalmente en aguas poco profundas, lo que interpretan como un mecanismo osmorregulador, ya que en aguas más profundas los problemas de osmorregulación son mayores al aumentar la salinidad, y antipredatorio, pues en mar abierto aumenta la presión de los predadores (tanto peces pelágicos como aves), y además la proporción de refugios en la zona litoral es mayor.

De acuerdo con todo lo anterior, aunque los reos sobreviven a salinidades de hasta 35 psu en aguas oceánicas, se alimentan principalmente en estuarios y cerca de la costa

(Knutsen *et al.*, 2001, 2004; Rikardsen *et al*., 2007), de modo que solo esporádicamente se han encontrado grandes reos en aguas abiertas del océano (Klemetsen *et al*., 2003).

1.1.3.3.- Fase de retorno al río

Determinadas especies migradoras realizan una migración de retorno al hábitat de nacimiento y primer desarrollo. Salmones y truchas migran porque seleccionan hábitats diferentes para la reproducción, la alimentación y para refugiarse/protegerse ante condiciones adversas, como pueden ser el invierno o la sequía. Por lo tanto, los peces pueden mejorar su "*fitness"* o "*éxito reproductor"* moviéndose entre hábitats en una determinada época del año (Jonsson & Jonsson, 2011). La decisión de por qué y cuándo migrar está regulada por factores genéticos y ambientales, dependen de la especie y el sexo, y en el resultado producido por selección natural intervienen los beneficios (ej: producción de mayor número de huevos de más tamaño al migrar al mar) y los costes de la migración (ej: mayor gasto energético y mortalidad al migrar al mar).

Un importante mecanismo que ayuda a que los salmónidos sean capaces de adaptarse a las condiciones ambientales locales es la capacidad de retornar con precisión al río natal, conocida como "*homing" o "filopatría"*, capacidad que según los estudios de campo realizados y las evidencias genéticas, también presenta la trucha común (Stuart, 1957; Hansen & Mensberg, 1998; Campos *et al.*, 2006). Esta característica hace posible el retorno del conjunto de individuos originarios de la misma área a las áreas de reproducción (Verspoor *et al*., 2007). Sin embargo, el aislamiento entre poblaciones producido por el homing no es absoluto, tal y como revelan los datos mostrados para las poblaciones gallegas en este trabajo, así como otros trabajos anteriores (Campos *et al.*, 2006). Existe un grado de "*equivocación*" o "*straying*", por el que esos ejemplares erráticos provocan un cierto flujo genético entre las poblaciones y, por lo tanto, las diferentes poblaciones pueden estar localmente conectadas en grupos de metapoblaciones (Kuparinen *et al*., 2010). En lo que concierne al reo y la trucha común, los estudios sobre el grado de filopatría muestran que esta capacidad es superior en el salmón (Banks, 1969; Aarestrup *et al.,* 2017), pero se debe tener en cuenta que las truchas se mueven entre distintos afluentes (Jensen *et al*., 2015) y que retornan a ríos diferentes al asignado genéticamente (Östergren *et al*., 2012). Por ello se puede entender que la trucha tiene una estrategia de *homing* más flexible que el salmón, aunque la migración a otro río diferente al natal no implica necesariamente que se vaya a reproducir en él (Euzenat 1999, Davidsen *et al.*, 2014). Todo esto indica claramente que es necesaria una mayor investigación sobre la filopatría en la trucha común, y en concreto, averiguar si los reos registrados fuera de su río de origen se reproducen realmente o no en ellos (Aarestrup *et al.*, 2017).

Aunque la literatura sobre la filopatría en los salmónidos es muy extensa, los mecanismos que lo regulan todavía no han sido explicados en profundidad. Las razones

que impulsan a un reo a retornar a su río de origen tras un tiempo de estancia en el mar son todavía desconocidas, principalmente en lo referente a la última fase de su migración marina y subsecuente entrada en el río (Davidsen *et al.*, 2013).

De acuerdo con la bibliografía, los mecanismos que favorecen la filopatría tienen dos fases: una orientación inicial hacia la costa desde los lugares de alimentación en agua salada, y una fase final en la costa y el estuario hacia el río natal (Elliot *et al.*, 1992). Se han propuesto tres teorías principales para explicar cómo y cuándo adquieren los salmónidos esta capacidad (Aarestrup *et al.,* 2018): la hipótesis de la impronta simple, en la que los esguines la adquieren tras un breve período de tiempo (Hasler & Wisby, 1951); la hipótesis de la impronta secuencial, en la cual se indica que los esguines la adquieren tras diversas situaciones durante su proceso de migración al mar (Harden Jones, 1968) y, finalmente, la hipótesis de las feromonas, según la cual los adultos tienen una capacidad heredada para detectar feromonas específicas de cada población, que son liberadas por los esguines en su descenso al mar (Nordeng, 1977). El olfato es un sentido importante en todas ellas, pero cuando se trata de grandes distancias son más importantes otro tipo de señales, como por ejemplo el estímulo magnético, que cobran fuerza tras la demonstración realizada por Putman *et al*. (2014) de que el salmón Chinook es sensible a la modificación de los campos magnéticos y puede poseer un "*mapa magnético heredado"*.

Las hipótesis de las feromonas y de la impronta simple han sido rechazadas en repetidas ocasiones (Aarestrup *et al.,* 2018), aceptándose la hipótesis secuencial como la explicación más plausible (Jonsson & Jonsson, 2011). El aprendizaje de cómo encontrar el río natal parece suceder únicamente en la fase de esguín, quedando fijada para toda la vida, tanto en el salmón Atlántico como en la trucha común (Stuart, 1957; Hansen & Jonsson, 1994).

Gran parte de los estudios sobre la filopatría realizados en el caso del reo, indican que existen mayores tasas de individuos erráticos (*straying*) en trucha que en salmón (Aarestrup *et al.,* 2017). Así, por ejemplo, en un estudio realizado en el Mar Báltico, el 16% de las recapturas de reo se realizaron en ríos diferentes al de origen (Diegerman *et al*., 2012). En el norte de Noruega, también el 16% de los esguines de reo marcados eran originarios de un río diferente (Berg & Berg, 1987a; Berg & Jonsson 1989). Igualmente, en la costa este de Escocia, se recapturó un gran número de reos en el río South Esk que fueron marcados como esguines en el vecino río North Esk, al tiempo que se detectó que parte de esos reos desovaron en diferentes ríos en años sucesivos (Pratten & Shearer, 1983b). En la trucha también se ha observado que los individuos se mueven entre diferentes afluentes (Jensen *et al*., 2015) y que retornan a ríos diferentes al de origen (Solomon, 1994; Koljonen, 2014; Östergren *et al*., 2012). Además, en otros estudios comparativos se observa que los reos entran en ocasiones en ríos diferentes al de origen para luego salir de ellos y dirigirse al de origen para reproducirse, comportamiento no observado en los salmones (Gauld *et al*., 2016). Sin embargo, en otros trabajos no se ha corroborado que los reos erráticos regresen a desovar a su río natal (Thorstad *et al.,* 2016)

y, por otro lado, los reos pueden pasar el invierno en un río diferente al de origen si encuentran condiciones más adecuadas en él (Euzenat 1999, Degerman *et al.,* 2012), siendo una circunstancia más frecuente entre los post-esguines (King *et al.,* 2017). Por lo tanto, todo parece indicar que también en este aspecto, la trucha sigue una estrategia más flexible que el salmón.

Las diferencias genéticas entre las distintas poblaciones de trucha común anádroma de las diferentes cuencas indican que el *straying* efectivo y el flujo genético entre cuencas hidrográficas es limitado (Hansen *et al.* 2002; Hovgaard *et al*. 2006, Campos *et al.,* 2007). Jonsson & Jonsson (2014) estimó que este comportamiento errático afectaba tan solo al 1.6 % de la población, y todo parece indicar que, si las tasas efectivas fueran superiores a solo unos pocos individuos por generación, las diferencias genéticas entre cuencas que se han documentado no existirían (Ferguson 2006).

La decisión del inicio de la migración de retorno al río para reproducirse parece estar regulada por complejos factores que probablemente interactúan entre sí. Variables ambientales como la temperatura, las mareas y el caudal fluvial posiblemente influyen en esa decisión (Elliot *et al.*, 1992). De acuerdo con Went (1962), el reo puede retornar al agua dulce tras una permanencia en el mar de entre un mes y dos años. Normalmente inician el remonte de mayo a diciembre, si bien pueden entrar en el río durante todos los meses del año siempre y cuando determinadas las variables ambientales sean satisfactorias. Sin embargo, el remonte se detiene si la temperatura del agua es demasiado fría, como ocurre en los países nórdicos durante el invierno. Así, en el río Istra (Noruega) los adultos de reo remontan el río entre julio y noviembre, aunque la mayoría lo hacen entre agosto y septiembre (Jonssson & Jonsson, 2011). También Elliott (1994) indica que en Inglaterra esta entrada puede variar considerablemente, de modo que en el sudoeste de Inglaterra los ejemplares más viejos retornan al río mayoritariamente en mayo, mientras que en el noroeste y en Irlanda lo hacen en junio/julio, y en el noreste a finales de octubre.

Por otro lado, mientras que los salmones al retornar al río, penetran rápidamente por el estuario para alcanzar el agua dulce si las condiciones de caudal son adecuadas, los reos suelen permanecer alimentándose o refugiándose en aguas salobres un periodo de tiempo mayor (Aarestrup *et al.*, 2017). No obstante, una vez en el río ambas especies realizan la migración en dos fases: en la primera se adentran en el río hasta encontrar un lugar de parada adecuado a sus necesidades, o un obstáculo que les impida remontar; y en la segunda, ya cercana a la reproducción y que normalmente coincide con las lluvias otoñales, se trasladan de los lugares de parada a los de desove (Malcolm *et al.*, 2010). Finstad *et al*. (2005) compararon la migración de retorno al río entre reos y salmones mediante seguimiento por radio en el río Lærdalselva (Noruega), concluyendo que la distancia recorrida rio arriba hasta el lugar de reproducción no difiere entre ambas especies, pero la duración de la migración fue significativamente menor en el salmón que en el reo, observando una migración más escalonada en el reo antes de alcanzar la zona de freza. Además, se ha observado que los reos pueden remontar el río principal para

luego descender varios kilómetros de nuevo para reproducirse en un tributario (Breukelaar *et al*., 1998).

Por tanto, de acuerdo con la bibliografía, la migración de retorno del reo no parece ser un movimiento continuo aguas arriba. Debido a esta discontinuidad en la migración, las distancias diarias recorridas varían entre estudios e individuos; así encontramos valores de 4-11 Km/día según Arnekleiv & Kraabøl (1994) o 65-95 Km/día en el río Vistula según Bartel (1988).

Durante el remonte la trucha común se puede alimentar de peces e invertebrados (Mills, 1971; Jonsson & Graven, 1985) y aunque en los lugares de desove la mayoría de los adultos presentan los estómagos vacíos, también pueden ingerir huevos depositados por otros ejemplares; de hecho, Gravens (1981) observó que los estómagos de casi el 30 % de los adultos contenía huevos al final del desove y que el peso medio del contenido estomacal era de 5 g. Elliott (1997) en un estudio sobre el contenido gástrico en reos adultos capturados en seis ríos ingleses, concluye que hay dos factores que afectan a la alimentación de los reos en esta fase: el sexo, pues encontró más machos con estómagos vacíos, y la distancia al límite normal de mareas, pues comprobó que el contenido gástrico disminuía al aumentar esta distancia.

En la migración reproductiva la trucha común se puede segregar parcialmente por sexo, talla y fase vital. En poblaciones de trucha común que se reproducen en afluentes que desembocan en lagos, los reproductores frecuentemente se acumulan en la confluencia, semanas antes de remontar el tributario (Alm, 1950; Stuart, 1953). En estos casos existe segregación de sexos y los machos normalmente llegan a los frezaderos antes que las hembras.

En las poblaciones anádromas de trucha común, los ejemplares maduros tienden a retornar al agua dulce para reproducirse antes que los inmaduros (que migran para refugiarse durante el invierno) y los de mayor talla retornan al río antes que los más pequeños (Jonsson & Graven, 1985). También los reos de mayor talla tienden a migrar a mayor distancia para reproducirse (L'Abbée-Lund, 1991; Jonsson & Jonsson, 2006); puesto que el consumo de reservas energéticas aumenta al recorrer mayores distancias, probablemente este consumo sea proporcionalmente menor en los individuos más grandes que en los de menor tamaño. Además, la trucha común es parcialmente migradora y se ha observado que la abundancia de individuos no migradores en la población aumenta con la distancia al mar (Bohlin *et al*., 2002; Jonsson & Jonsson, 2006), aspecto en el que también influye la presencia acumulada de obstáculos para la migración (Caballero & García de Leániz, 1992).

En las especies de peces diádromas resulta crucial conocer el momento y el patrón de las migraciones y cómo les afectan determinados factores ambientales a la hora de identificar las fases críticas de su ciclo vital y los factores antropogénicos que inciden

sobre ellas para así poder aplicar medidas efectivas de mitigación de las presiones que les puedan estar afectando (Davidsen, 2013).

En los salmónidos anádromos, la fase de retorno al río resulta importante tanto desde el punto de vista científico como desde el de la gestión de las pesquerías. Este último aspecto resulta especialmente importante en Galicia, ya que ésta es la única fase vital del reo en la que se permite su aprovechamiento de forma legal mediante la pesca recreativa. La información necesaria para poder realizar una correcta gestión de la pesca en estas poblaciones incluye conocer, de la forma más exacta posible, el número y características de los individuos que remontan los ríos anualmente y el número de ejemplares que son pescados (Millane *et al* 2017). De esta forma se podrán determinar las tasas de explotación en cada caso y optar por aplicar diferentes medidas de gestión de forma adecuada. Existen diversos métodos para obtener esta información, pero la obtención de datos fiables sobre el número de reos pescados implica realizar una estadística de pesca lo más real posible. La información necesaria sobre la abundancia y características de los adultos de retorno se puede obtener mediante las estaciones de captura de peces migradores o mediante el uso de contadores automáticos junto a la aplicación de métodos genéticos de análisis de las poblaciones. Ejemplos recientes sobre la aplicación de estos métodos en las Islas Británicas (Millane *et al*, 2017; Harris & Evans, 2017; King *et al.*, 2017; Davidson *et al.*, 2017; Evans & Harris, 2017) deberían estimular la realización de trabajos de este tipo en otras latitudes.

1.1.3.4.- <u>Fase de reproducción y zancado</u>

En su área de distribución natural los reos se reproducen al final del otoño e inicio del invierno y, tras el desove, las hembras dejan los frezaderos mientras que los machos aún permanecen en ellos para reproducirse con otras hembras (Evans, 1994; Klemetsen *et al*., 2003). A los salmónidos que ya se han reproducido pero aún no han comenzado a alimentarse de nuevo se les denomina en español *zancados* ("*kelt*" en inglés, "*bécard*" en francés y "*trancas*" en portugués) y se trata de una fase que en el reo cobra una especial importancia, debido a que el porcentaje de supervivencia que presentan es relativamente elevado (Allan & Ritter, 1977). En este sentido, los reproductores múltiples han pasado por la fase de zancado tras cada una de las reproducciones realizadas a lo largo de su vida.

Los zancados pueden tratar de migrar de nuevo al mar justo tras la reproducción o pueden pasar el invierno en el río y descender al mar en primavera (Jonsson & Jonsson 2002; Bendall *et al*., 2005). En algunas poblaciones la proporción de reproductores múltiples puede ser elevada, superando incluso el 50 % (L'Abée-Lund *et al*., 1989). Por lo tanto, la iteroparidad es una estrategia útil para la sostenibilidad de las poblaciones de reo, ya que permite la contribución genética individual a múltiples generaciones, a la vez que también sirve de salvaguarda de la población en años en los que el éxito reproductor es bajo. Además, tanto la talla como la fecundidad de los reproductores múltiples

aumentan generalmente entre cada reproducción (Jonsson & Jonsson 2002; Calles, 2005), lo que también supone una ventaja importante para la sostenibilidad poblacional.

1.1.4.- REVISIÓN DE ESTUDIOS REALIZADOS SOBRE EL REO

Los estudios sobre el reo en su área natural de distribución han sido escasos en comparación con los realizados sobre el salmón Atlántico, pero se puede citar la realización de tres congresos monográficos (LeCren, 1985; Harris & Milner, 2006 y el Segundo Simposio Internacional sobre el reo, celebrado en octubre de 2015, en Dundalk-Irlanda), cinco monografías sobre biología y ecología de la trucha común (Malloch, 1910; Lamond, 1916; Menzies, 1936; Frost & Brown, 1967; Baglinière & Maisse, 1991; Elliott, 1994; Lobón-Cerviá & Sanz, 2018), una monografía sobre ecología del salmón y la trucha común (Jonsson & Jonsson, 2011), dos monografías exclusivamente sobre el reo (Nall, 1930; Fahy, 1988), una revisión sobre la literatura publicada sobre la trucha (Elliott *et al.*, 1992), más recientemente una revisión realizada de la historia vital de la trucha común junto al salmón Atlántico y el salvelino (Klemetsen *et al.*. 2003) y experimentos publicados con interesantes conclusiones sobre la historia vital de esta especie (Cucherousset *et al.*, 2005). Sin embargo, principalmente gracias a la realización de proyectos internacionales financiados por la UE y al impulso generado desde el ICES con ya diversos workshops realizados (WKTRUTTA), se ha generado una gran información e interés en torno al reo. También debemos destacar algunas de las revisiones que en los últimos años se han realizado sobre importantes aspectos de la biología y ecología del reo en particular y sobre salmónidos o la trucha común en general: sobre la fase marina del reo (Thorstad *et al.* 2016), el papel de los genes en la anadromía de la trucha común (Ferguson *et al*. 2017, 2019), las influencias ambientales en las estrategias de historia vital del reo (Nevoux *et al* 2019), la ecología evolutiva de las tácticas migratorias alternativas (AMTs) en salmónidos (Dodson *et al*. 2019) y aspectos infravalorados en los ciclos vitales del salmón y la trucha (Birnie-Gauvin *et al*. 2019).

Por último, reseñar que la escasez de estudios publicados sobre el reo en la península ibérica se ha ido paliando parcialmente en los últimos años. Si bien tan solo se puede citar la realización de unos pocos estudios en los últimos 30 años: Álvarez-Riera (1985); Lemaire (1991); Toledo *et al*. (1993); Toledo (1996); Caballero & García de Leániz (1992); Caballero (2002, 2013); Caballero *et al*. (2002, 2006, 2018), Campos *et al* (2007), y Marco-Rius *et al*. (2012, 2013 a y b).

1.2.- OBJETIVOS

Dada la escasez de información que sobre el reo existe en la Península Ibérica en general y en Galicia en particular, esta tesis persigue la obtención de un mayor conocimiento sobre la biología de esta especie.

Uno de los objetivos de esta tesis es describir el ciclo vital de las distintas poblaciones de reo en Galicia, tratando de encontrar y explicar las diferencias que se encuentran entre ellas.

Enumeramos a continuación los objetivos perseguidos mediante la realización de este trabajo:

Los objetivos generales de este trabajo son los siguientes:

1. Establecer una metodología de estudio que permita analizar y monitorizar las poblaciones de la trucha anádroma en Galicia, valorando de este modo si estas poblaciones pueden servir de indicadores de la evolución del medio fluvial y marino gallego.
2. Incrementar el conocimiento sobre la biología y ecología de las poblaciones gallegas de trucha común, en particular de su fracción anádroma y en particular:
   - Realizar una descripción lo más ajustada posible a la realidad del ciclo vital del reo en nuestros ríos y rías.
   - Aportar información sobre los denominados aspectos *ignorados o subestimados* del ciclo vital del reo, que incluyen las migraciones de descenso, la fase de zancado, los reproductores múltiples, la migración marina y el grado de filopatría y de ejemplares erráticos.

A continuación se enumeran los objetivos concretos que se persiguen con este trabajo:

1. Conocer el crecimiento en su fase fluvial y la talla con la que abandonan el río para migrar al mar.
2. Validar el método de retrocálculo mediante la comparación de la talla de los esguines obtenidas mediante esta técnica y la talla de esguines capturados en las estaciones de captura.
3. Determinar si los datos de los reos adultos obtenidos en la pesquería oficial gallega son representativos de la población real de reo de cada río.
4. Comparar el crecimiento fluvial de los reos en los ríos gallegos de diferentes áreas geográficas.
5. Comparar las características de las truchas migradoras con las residentes.

6. Determinar y comparar las características biométricas y demográficas de los esguines de reo en diferentes poblaciones gallegas.
7. Comparar el crecimiento de los juveniles de reo entre afluentes y ríos principales.
8. Definir la migración de esguinado en los ríos gallegos.
9. Establecer el grado de *homing* o *filopatría* de las poblaciones gallegas de reo.
10. Conocer el alcance y características de las rutas de migración de los reos de las poblaciones gallegas.
11. Analizar y determinar el grado de crecimiento marino.
12. Determinar la tasa de supervivencia entre diferentes clases de edad marina.
13. Comparar el crecimiento en las poblaciones gallegas de reo con otras poblaciones de su área natural de distribución.
14. Determinar el calendario de la migración de las distintas poblaciones gallegas de reo.
15. Comparar la migración de retorno al río entre las distintas poblaciones y entre afluentes y ríos principales.
16. Determinar las características biométricas y demográficas de los adultos de retorno en las diferentes poblaciones gallegas de reo.
17. Determinar los valores de las características clave de las poblaciones gallegas, establecer el grado de similitud entre ellas y determinar las variables ambientales que influyen en ellas.
18. Determinar las características de los reproductores de las poblaciones gallegas de reo, incluyendo la proporción de sexos, la fecundidad y el diámetro de los huevos, y la relación entre el tamaño de los ejemplares y su fecundidad.
19. Determinar las distintas edades de primera reproducción y su distribución en las distintas poblaciones gallegas de reo.
20. Analizar el grado de iteroparidad de las poblaciones gallegas de reo.
21. Estudiar la fase de zancado y definir el calendario de la migración de los zancados.
22. Valorar si las poblaciones de reo representan un modelo adecuado para estudiar la evolución de los hábitats fluviales y marinos que ocupan durante diferentes fases de su vida.

Capítulo 2:
Área de estudio

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

2.- ÁREA DE ESTUDIO

Dado el carácter anádromo de la especie objeto de este trabajo, el área de estudio debe necesariamente incluir los dos medios en los que habita, el río y las rías, si bien casi toda la información ha sido obtenida en agua dulce. Las dos fuentes de información en las que se basa esta memoria son la pesquería fluvial de reos (el guiado de los reos en Galicia es obligatorio desde la publicación de la Ley de pesca fluvial en Galicia de 1992) y las estaciones de captura (que con los trabajos de recuperación del salmón comenzaron a operar en Galicia en 1993). La escasa información recogida en agua salada se obtuvo mediante la comunicación de recapturas de reos marcados en las rías, o incluso en ríos fuera de Galicia, si bien se debe tener en cuenta que la lectura de escamas proporciona información sobre la fase marina de la vida del reo.

En este apartado se describen las características de los ríos, los cotos y zonas de río donde se obtuvieron los datos de la pesquería. También se proporciona cierta información sobre las rías y zonas costeras donde los reos de las poblaciones analizadas habitan en su fase marina.

2.1.- CARACTERIZACIÓN DE LOS RÍOS GALLEGOS CON POBLACIONES DE REO

La información que se ha incluido en este trabajo se ha obtenido en 10 cuencas hidrográficas gallegas (Figura 2.1) que incluyen tres ríos de la vertiente Cantábrica (Masma, Landro y Sor), tres de la zona del Arco Ártabro y Finisterre (Eume, Mandeo y Grande do Porto o de Baio), tres cuencas de las Rías Baixas (Tambre, Ulla y Lérez) y, por último, también se incluye en este trabajo información del afluente más importante de la margen española del tramo internacional del río Miño, el río Tea, que en adelante es tratado como si fuera un río principal.

Caracterización hidromorfológica

La información de la Tabla 2.1 fue obtenida a partir de datos proporcionados por Augas de Galicia y Confederación Hidrográfica Miño-Sil, también del libro Os Ríos Galegos (Río-Barja & Rodríguez-Lestegás, 1992), del Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica (Álvarez *et al*., 2010) y, para el caso de la anchura fluvial (en la parte baja de los ríos), de los datos de inventarios de hábitat realizados por la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia.

Podemos observar que, en general, los ríos de mayores dimensiones pertenecen a las Rías Baixas (Ulla y Tambre), mientras que los de menores vierten a la cuenca Cantábrica. De esta forma, la longitud fluvial de los ríos estudiados oscila entre los 40 km del Landro y los 133 km del Ulla, el caudal medio entre los 8.8 m^3/s del Sor y los 140 m^3/s del Ulla, y la superficie de cuenca desde los 200 km^2 del río Sor hasta los casi 3000 Km^2 del Ulla. La accesibilidad media para los peces migradores oscila entre casi el 90 % en el Sor y tan solo el 8 % en el Tambre. Las bocanas de los ríos estudiados se encuentran entre los 42° 4' de latitud norte del río Tea y los 43° 4' del río Sor.

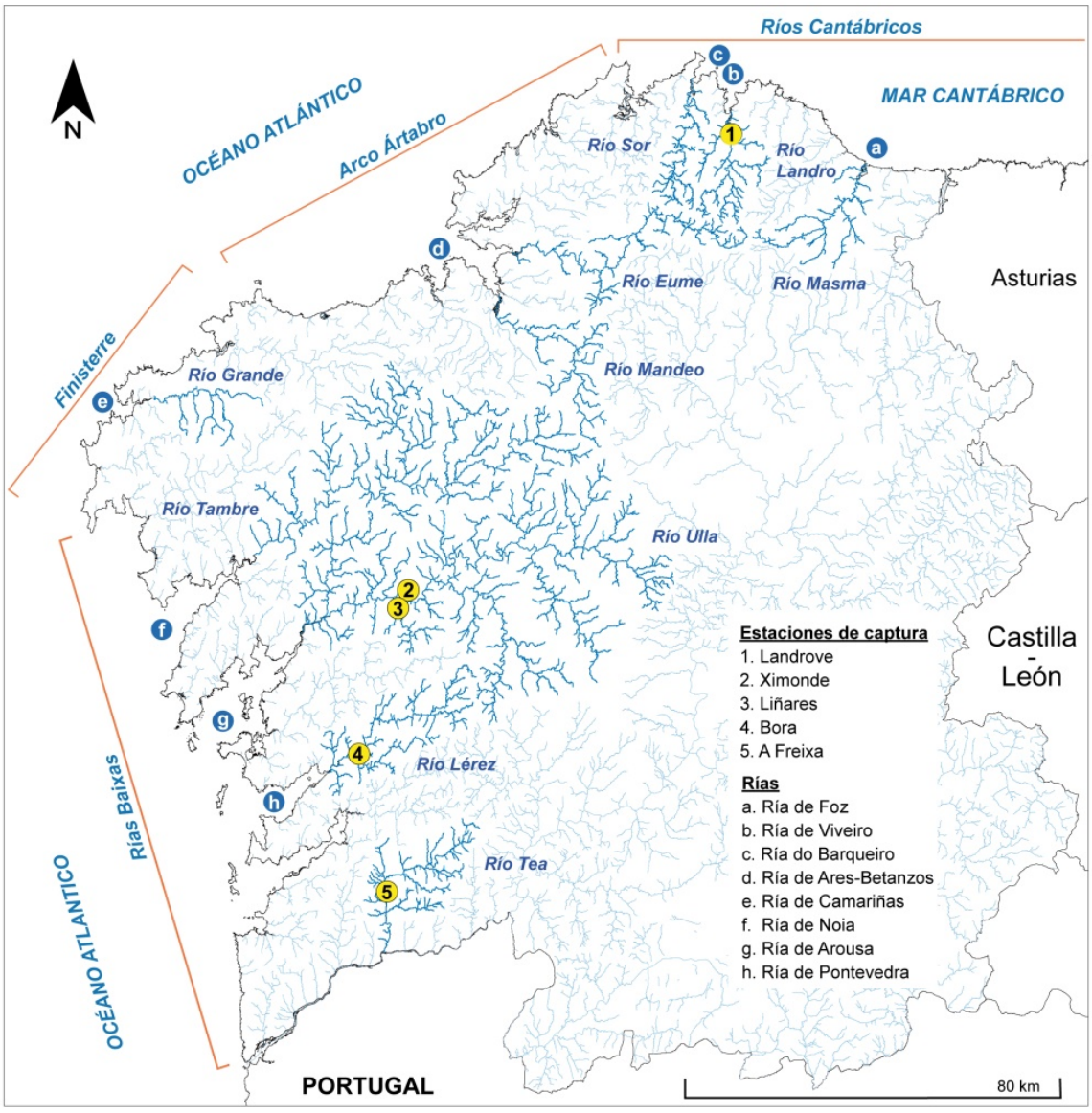


Figura 2.1: Mapa de localización de los 10 ríos y 8 rías, grupos de rías y estaciones de captura incluidos en este trabajo.

Tabla 2.1: Características hidromorfológicas de los ríos estudiados (Sup: superficie de la cuenca. Anch: anchura del río. Long: longitud del río. CM: caudal medio. LA: longitud accesible. Acc: porcentaje accesible del río. AM: altitud máxima. IS: índice de sinuosidad. PM: pendiente media).

Río	Sup (km^2)	Anch (m)	Long (km)	CM (m^3/s)	LA (km)	Acc (%).	Latitud	AM (m)	IS	PM (%)
Eume	470.2	21.96	80.00	19.10	11.72	14.65	43º 25' 31"	880	1.76	1.10
Grande	282.9	12.52	42.10	8.30	9.00	21.38	43º 08' 02"	567	1.70	0.90
Landro	269.6	14.62	39.60	7.10	17.30	43.69	43º 38' 16"	875	1.50	2.60
Lérez	449.5	23.62	60.80	21.20	28.60	47.04	42º 26' 05"'	900	1.60	1.30
Mandeo	456.9	14.40	57.60	14.10	14.70	25.52	43º 17' 10"	595	1.60	1.00
Masma	291.3	12.78	52.30	6.30	26.30	50.29	43º 34' 06"'	935	2.00	1.80
Sor	201.8	9.59	56.80	6.00	50.90	89.61	43º 41' 50"	635	2.40	1.30
Tambre	1530.0	30.00	124.50	54.10	10.90	7.84	42º 49' 28"	733	1.80	0.40
Tea	408.0	14.41	50.10	17.50	35.60	71.20	42º 04' 50"'	940	1.51	1.10
Ulla	2803.6	48.87	133.40	79.30	74.80	56.07	42º 40' 41"	615	1.90	0.50

Caracterización fisicoquímica

En los 20 parámetros físico-químicos que se incluyen en la tabla 2.2 se encuentran importantes diferencias entre los diez ríos incluidos en este trabajo. En la temperatura media del agua se aprecia una diferencia de 2 °C entre el Eume y el Tea. También se aprecian importantes diferencias en la conductividad, con valores que van de los 37 µS/cm del Lérez hasta los 122 µS/cm del Masma. En los valores del pH también se encuentran diferencias, desde 6.29 unidades en el Sor a 7.32 unidades en el Masma. Llama la atención que en el río Masma, aparte de presentar unos valores de pH y conductividad más elevados que el resto de ríos, también se aprecian mayores valores de calcio, magnesio y dureza, lo cual parece indicar que su naturaleza hidrogeológica es diferente, probablemente debido a la influencia de la caliza de Vegadeo sobre la margen derecha en esta cuenca cantábrica. Estos parámetros serán comparados más adelante con las características de las poblaciones de reo para determinar si existe algún tipo de correlación entre ellos.

La información que muestra la tabla 2.2. ha sido obtenida a partir de los datos correspondientes a los años 2001 y 2007 facilitados por Aguas de Galicia (Red de Control de la calidad de las aguas de los ríos de Galicia Costa) y por la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil para los datos del río Tea (Redes SAIH y SAICA). Aquellos parámetros no determinados por los organismos de cuenca se han tomado de Antelo & Arce (1993). Se han utilizado los valores medios obtenidos a partir de diversos puntos de muestreo a lo largo de todo el curso principal.

Tabla 2.2: Características Físico-Químicas de los diez ríos estudiados. (Cond.: conductividad a 20 ºC. SS: sólidos en suspensión. TAC: título alcalimétrico completo o dureza temporal).

Río	Tª Media (ºC)	Tª Abril (ºC)	Tª Agosto (ºC)	Tª Diciembre (ºC)	Cond. (µS/cm)	pH	SS (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	Amonio (mg/l)
Eume	12.39	10.52	14.41	10.36	97.43	6.52	4.95	0.287	0.326
Grande	13.94	13.26	18.17	9.75	84.02	6.75	7.18	0.109	0.370
Landro	12.99	12.19	17.49	9.03	63.04	6.66	5.65	0.055	0.328
Lérez	13.22	13.79	18.50	8.93	37.34	6.58	14.95	0.210	0.329
Mandeo	12.81	13.19	16.29	7.98	73.50	6.95	6.21	0.043	0.419
Masma	13.36	12.75	17.70	9.00	122.19	7.31	5.71	0.061	0.269
Sor	13.34	12.60	18.69	9.08	60.71	6.29	4.11	0.013	0.247
Tambre	13.50	14.37	19.12	8.95	94.97	7.06	7.77	0.133	0.317
Tea	14.47	13.07	20.54	10.29	63.70	6.30	4.22	0.020	0.337
Ulla	13.64	13.54	18.89	8.75	110.98	7.14	8.75	0.145	1.323
Media	13.37	12.93	17.98	9.21	80.79	.-	6.95	0.11	0.43

Río	Nitratos (mg/l)	Nitritos (mg/l)	Cloruros (mg Cl/l)	Sulfatos (mg SO_4/l)	Sílice (mg SiO_2/l)	Calcio (mg Ca/l)	Magnesio (mg Mg/l)
Eume	2.16	1.04	7.90	31.37	3.97	10.47	2.10
Grande	5.44	0.04	14.90	3.45	3.80	2.25	1.65
Landro	2.37	0.02	9.95	3.85	3.50	2.00	1.40
Lérez	1.90	0.38	6.85	2.10	3.95	0e.70	0.55
Mandeo	4.60	0.03	8.53	3.20	7.17	1.60	1.30
Masma	4.38	0.02	10.83	6.28	6.90	13.68	4.70
Sor	1.93	0.02	10.80	4.50	1.95	1.70	1.35
Tambre	5.78	0.17	10.10	4.25	9.35	2.65	1.80
Tea	6.33	0.20	8.00	2.40	7.00	1.60	0.80
Ulla	5.13	0.08	8.40	6.84	8.38	3.30	2.66
Media	4.00	0.08	9.63	6.82	5.60	4.00	1.83

Río	Sodio (mg Na/l)	Potasio (mg K/l)	Dureza (g CO_3Ca)	Hierro (mg Fe/l)	Potencial Redox (mV)	TAC (mg CO_3Ca/l)	Acidez (g CO_3Ca/l)
Eume	7.47	0.60	34.67	0.03	304.33	12.37	2.07
Grande	10.40	0.85	12.40	0.09	216.50	15.55	2.35
Landro	7.75	0.75	10.70	0.05	239.00	11.70	2.10
Lérez	5.05	0.35	3.85	0.02	306.00	8.90	2.40
Mandeo	7.60	0.47	9.37	0.07	282.67	18.03	1.87
Masma	8.38	0.75	53.45	0.03	311.00	43.65	1.18
Sor	7.40	0.55	9.70	0.01	240.00	9.70	1.65
Tambre	7.95	0.70	14.00	0.10	272.00	11.55	2.45
Tea	8.00	0.60	7.20	0.02	249.00	7.90	3.70
Ulla	8.30	0.58	19.20	0.05	260.00	22.06	1.64
Media	7.83	0.62	17.45	0.05	268.05	16.14	2.14

2.1.1.- RÍO MASMA

La cuenca del río Masma pertenece a la vertiente cantábrica, está localizada en la franja septentrional de la provincia de Lugo, presenta una cabecera amplia y ramificada, que luego se va estrechando a lo largo del curso medio y bajo del río principal, hasta su desembocadura en la Ría de Foz. El Masma tiene, de sus fuentes al límite intermareal, una longitud de 52.3 Km, y su cuenca entre estos límites cubre 291.3 Km². En el perfil longitudinal del río se distinguen cuatro zonas: un tramo alto, de fuerte pendiente, del nacimiento al kilómetro 7; un segundo tramo de pendiente más moderada hasta el km 25, un tramo de 4 km en el que se encuentran las mayores pendientes de todo el río, y un

último tramo con pendiente suave hasta la desembocadura. La pendiente media es de 1.80 %. La precipitación media en la cuenca es relativamente baja y se estima en 1049 mm anuales, que se traducen en 200 hm³ de aportación total.

El Masma nace a unos 920 metros de altitud, entre la cima del Xistral y el pico del Cadramón, denominándose inicialmente como rego Pedrido, hasta la aldea de Estelo, donde pasa a denominarse río Tronceda. El Tronceda se despeña a través de un abrupto valle atravesando tramos de grandes bolos y rocas donde abundan las cascadas y los sumideros; en su tramo final presenta una serie de obstáculos naturales infranqueables que constituyen el límite potencial de accesibilidad para el reo en este cauce. El nombre de río Masma sólo toma carta de naturaleza cuando se abre al amplio valle de Mondoñedo, donde la pendiente se atenúa abruptamente y recibe las aguas de numerosos ríos y regatos: Valiñadares, Figueiras y, sobre todo, el Baos, su principal afluente, que riega el valle de Lourenzá. Tras la desembocadura del Baos, el Masma atraviesa un valle boscoso y las tierras de Mariñaos hacia las tierras bajas y su desembocadura en el Cantábrico, en la ría de Foz.

Desde el punto de vista geológico la cuenca del Masma se enclava en la zona asturoccidental-leonesa del Macizo Hespérico, en el dominio del manto de Mondoñedo y presenta una relativa diversidad de materiales: rocas graníticas hercínicas, esquistos y gneises del Precámbrico, y rocas cámbrico-ordovícicas como pizarras, esquistos, cuarcitas y algunas calizas.

El valle bajo del Masma aparece muy humanizado y con un paisaje tradicional agrícola y forestal, en contraste con las escarpadas y solitarias laderas de la cuenca alta. Los principales núcleos de población son Mondoñedo y Lourenzá, con algo más de 2100 y 1300 habitantes, respectivamente. Existe un gran número de entidades de población de muy pequeño tamaño que se van densificando a medida que nos aproximamos a la costa. En la desembocadura del Masma se encuentra Foz, el núcleo más poblado de la zona, que alcanza los 5196 habitantes según el Instituto Galego de Estadística.

En la mayor parte de la cuenca la pesca es libre, incluyendo un tramo libre de 2.7 km para pesca sin muerte en el río principal. Los tramos medios y bajo del río principal se encuentran acotados (Cotos de Mondoñedo. 9.1 km. y Celeiro, 7.7 km) y en el río Batán también existe un coto truchero de 8.3 Km. Desde hace varios años están vedados para la pesca los ríos Pusigo o Cabarcos, Fragavella y Valiñadares, además del Masma en dos pequeños tramos cien metros aguas arriba y abajo de sendas presas.

Los datos de la población de reo del río Masma utilizados en este trabajo, han sido obtenidos enteramente a partir de la pesquería que se realiza en dos cotos de este río: Celeiro y Mondoñedo.

2.1.2.- RÍO LANDRO

El río Landro es un pequeño curso fluvial que desagua en el Cantábrico a través de la ría de Viveiro. Tiene un recorrido de poco más de 33 Km. desde su nacimiento hasta el puente de Portochao, donde empieza su estuario; su cuenca, cerrada en este punto, tiene una extensión de 269.6 Km². La pendiente media es del 2.60 %. La precipitación media en la cuenca se ha estimado en 1245 mm anuales, suponiendo algo menos de 230 hm³ anuales.

Nace en las vertientes oeste y suroeste de la Sierra del Xistral, a 800 m de altitud, desde donde sigue una dirección S-N hasta su desembocadura. Baja por un valle abierto hasta Escoiras, y luego se estrecha, al paso que recibe las aguas de los afluentes A Eireixa, Ribeira. Torres Vellas y Barocas. Se vuelve abrir el valle a la altura de Nogarito y, otra vez encajado, recoge los aportes de los ríos Besteburiz. Balsadas y Grandal. Desde la ermita de Santa Mariña contribuyen el Boimente, el Louro, el Loureiro, el río da Balsa y el Fontecova. Llegando a tierras de Chavín, el valle se ensancha y recibe al Loureiro. Poco antes de abrirse a la ría de Viveiro recibe por la izquierda su afluente más importante, el río de Bravos o río Galdo.

El material geológico predominante en la cuenca del río Landro se incluye dentro del denominado Dominio del Ollo de Sapo, formado fundamentalmente por esquistos y gneises glandulares. En la parte alta de la cuenca existen abundantes cuarcitas y pizarras, mientras que en la parte más baja aparecen algunos materiales graníticos del dominio del manto de Mondoñedo.

La cuenca del Landro se halla pobremente poblada, salvo en las tierras más bajas, sin que merezca destacarse ningún núcleo de población; ésta aparece muy diseminada. En la ría, pero fuera de la cuenca, se halla Viveiro el gran núcleo rector de la comarca, que junto con San Xoán y Santiago aglutinan más de 11500 habitantes en las orillas de la ría.

La influencia de las aguas marinas alcanza casi 5 Km río arriba desde su desembocadura, hasta la altura de Landrove. El estuario forma parte de la Zona Especial de Conservación (ZEC) río Landro que alcanza, aguas abajo, hasta el puente del ferrocarril, poco antes de Viveiro. Entre Portochao y esta zona se localiza una importante extensión de marismas.

El río Landro presentaba un importante obstáculo para el remonte de los peces anádromos en la presa del Salto do Can, pero que parece haber sido solucionado en los años 90. Los datos de la población de reo de este río han sido obtenidos mayoritariamente de la pesquería oficial y casi exclusivamente del coto de Viveiro; pero en este trabajo también hemos utilizado datos de los años 1996 a 1999 procedentes de la estación de captura de Landrove, cuya descripción se incluye más adelante en este mismo capítulo.

2.1.3.- RÍO SOR

El río Sor sirve de límite entre las provincias de A Coruña y Lugo. Nace en la Serra da Faladoira y desemboca en el mar Cantábrico, en la Ría do Barqueiro. Su cuenca cubre una superficie de 201.8 Km². Tiene un recorrido de unos 56.8 Km desde sus fuentes, situadas a unos 635 m de altitud, hasta el límite intermareal, con una pendiente media del 1.30 %. La precipitación en la cuenca es alta, con una media de 1457 mm anuales y 177 hm³ de aportación total en el cierre de la cuenca.

El río Sor se forma de la unión de los regatos de Xantar y de Tras da Serra, que recogen las aguas de las Sierras de la Gañidoira y de Montouto y se unen en Ambosores. El curso del Sor discurre con rumbo S-N de forma tortuosa; la cuenca se estrecha entre las sierras de la Faladoira y los montes Veiga y Padró, que marcan el interfluvio con la cuenca del Landro. El Sor apenas tiene afluentes dignos de mención en su tramo medio-bajo, siendo los regatos dos Castros, de San Pantaleón y de Ríobarba los más destacables. En Ribeiras comienza el estuario del río Sor, que desagua en el Cantábrico a través de la ría do Barqueiro.

El material geológico predominante en la cuenca del río Sor se incluye dentro del denominado Dominio del Ollo de Sapo, una banda formada fundamentalmente por gneises que discurre desde el sur en dirección NE.

La densidad de población en la cuenca es baja, de las menores entre los ríos gallegos considerados, y apenas existen núcleos de población dignos de mención en ella, salvo tal vez Mañón (338 habitantes). Los núcleos más próximos de cierta importancia hay que buscarlos ya en la ría do Barqueiro: Vicedo (1014 habitantes) y Mogor (863 hab.).

La mayoría de los reos pescados y guiados en este río son capturados en los cotos de Riberas y de Segade, si bien algunos se pescan en zona libre. Dado que la gran mayoría de los reos de este río han sido guiados en un bar en vez de en un centro de precintaje oficial (y por ello la toma de muestras de escamas es anormalmente baja).

2.1.4.- RÍO EUME

Este río de la vertiente atlántica drena 470.2 Km^2 de tierras de los ayuntamientos coruñeses de As Pontes, Capela, Monfero, Vilarmaior, Cabana y Pontedeume y del lucense de Muras. Tiene su nacimiento en las laderas de Xeixobranco, vertiente sudoeste de la Sierra do Xistral (Lugo), a 880 metros de altitud, en la unión de los arroyos Ferradal, Pieles y ría de Ferrao. Su cabecera es suave y se alarga hasta Insua donde recibe al río Rebordelos y al río Bo y se encajona levemente. Recibe luego al río Cebollín y al río Casal. Antes de entrar en la depresión de Pontes de García Rodríguez recibe al Montouto, al Reboiras, al Sarrión y Ferreiras para embalsarse en Pontoibo, formando el embalse de Ribeira. En la depresión de Pontes de García Rodríguez recibe los arroyos Ponte da Pedra,

Chamoselo y Maciñeira. Aguas abajo de As Pontes se encaja en un profundo cañón de casi 300 m de altura en algunos puntos, con fuertes pendientes desgastadas por la erosión. Recibe a los ríos Pena de Traste, Cibeiro, Panceira, Calvella, Rebordille y Frei Bermuz, (el más importante), y forma el embalse del Eume que se halla en Lamela. La práctica ausencia de caudal ecológico de este embalse seca por completo casi 3.37 km de cauce, que únicamente recibe el aporte de los tributarios de la zona. En la central de A Capela se turbina y devuelve el caudal al prácticamente seco Eume. El encajamiento continúa aguas abajo y aparece una densa cubierta vegetal. En Caaveiro se halla uno de los bosques caducifolios más importantes del noroeste formando las Fragas del Eume, que actualmente tienen categoría ZEC y de Parque Natural de la Red Gallega de Espacios Protegidos. Desemboca en la Ría de Ares, en Pontedeume. Entre su nacimiento y desembocadura efectúa un recorrido de 80 Km con un índice de sinuosidad de 1.76 (meandrizante) y con una pendiente media de 1.1 %. La precipitación media es de 1683 mm anuales en As Pontes.

Los datos de la población del Eume utilizados en este estudio provienen de la pesquería oficial, y todos los reos guiados en este río fueron capturados en el coto de Ombre. Para interpretar correctamente las capturas realizadas en el Eume hemos de mencionar que en el año 2008 sufrió un grave vertido procedente de las obras de construcción de la autovía AG-64 que redujo notablemente la población de reo, entre otras especies. Las citadas obras dejaron al descubierto grandes zonas con piritas; el agua de la lluvia y el oxígeno atmosférico provocaron su oxidación y la escorrentía superficial transportó los sulfatos resultantes al río Chamoselo, afluente del Eume, alcanzando las aguas de este último valores de pH 5.

Esto hizo que se produjese una importante mortalidad de reos, principalmente en el coto de Ombre, y aunque la pesca no se prohibió, las capturas disminuyeron notablemente (véase la Tabla 3.3 más adelante). Así en el Eume se pasó de contabilizar entre 1995 y 2007 una media anual de algo más de 600 reos, a tan solo 43 en 2008; los dos años siguientes la cifra se mantuvo por debajo del centenar, superándolo en 2012, y en 2014 se guiaron 255 reos, lo que parecía indicar que el río de Galicia donde más capturas de reo se realizaban se estaba recuperando de este severo impacto. Desde entonces, en 2015 y 2016 se guiaron 133 reos cada año, pero en 2017, 2018 y 2019 las capturas se redujeron nuevamente (90, 31 y 11. respectivamente), al igual que ha ocurrido de forma generalizada en toda Galicia en estos últimos años.

2.1.5.- RÍO MANDEO

El río Mandeo atraviesa la provincia de A Coruña, desde su nacimiento en el lugar de Marco das Pías (en Cova da Serpe, a unos 600 m de altitud) en el municipio coruñés de Sobrado dos Monxes, hasta su desembocadura en la ciudad de Betanzos. Es el segundo río en importancia de las Rías Altas, por detrás del Eume. El tramo inferior del Mandeo

está catalogado como espacio natural protegido al estar integrado en la Red Natura 2000. Su cuenca alcanza 456.9 Km², y su longitud los 57.6 Km. La pendiente media del Mandeo es del 1 %. La precipitación media de la cuenca, de 1273 mm anuales, se traduce en una aportación de en torno a 446 hm^3.

A lo largo de su curso alto recibe las aguas de arroyos y regatos provenientes de las Sierras da Cova da Serpe y da Loba, que hacen de divisoria con la provincia de Lugo y la cuenca del Miño: Pontetuela, Ramalleira, Casteirón y Portabenza. Tras unirse al río Deo, el Mandeo entra en tierras de Aranga, donde recibe a los ríos Portorrosa, Cambás y Vexo, entre otros. En su tramo final recibe al río Zarzo. El río Mendo, el principal afluente del Mandeo, se le une ya en pleno estuario, en la villa de Betanzos.

Desde el punto de vista geológico la mayor parte de la cuenca aparece dominada por rocas ígneas y metamórficas, en particular granitos, esquistos y ortogneises. Estos materiales aparecen acompañados de abundantes afloramientos de peridotitas, serpentinas y otras rocas básicas.

Los núcleos de población más importantes son Betanzos (9580 habitantes), en la desembocadura, y Curtis en la cuenca alta (1811 habitantes). Otros núcleos como Coirós, San Pantaleón o Aranga superan o rozan los 500 habitantes. La mayor concentración de población se halla en los alrededores de Betanzos, ya próxima a la ría.

Este cauce parece albergar una importante y saludable población de reo a pesar que el área accesible para los peces migradores es escasa, debido a la presencia de obstáculos naturales no muy lejos de su desembocadura (conocidos como "*paso de O Inferniño*") y a la construcción en los años 90 de una minicentral que ocasiona una severa regulación de su caudal.

Los datos de la población de reo que hemos utilizado en este trabajo proceden enteramente de la pesquería oficial de reo en el coto de Betanzos.

2.1.6.- RÍO GRANDE

Se trata de un río de la vertiente atlántica, de régimen fluvial de tipo pluvial oceánico. Nace en las laderas del monte de Meda (567 m) y el monte Mira, en la provincia de A Coruña. El río se origina en las laderas del Pico de Meda (566 m) a partir de pequeñas corrientes que acaban por formar los ríos Mira y Sixto, la corriente resultante de esa unión recibe el nombre de río Baio, que junto con el río Zas (que nace en Meáns) dan lugar al río Grande. Desde Meáns, el río Grande recorre 42 Km en dirección oeste antes de desembocar en la Ría de Camariñas. Su cuenca alcanza una superficie de 282.9 Km² donde la red fluvial presenta una notable asimetría, pues el curso principal discurre muy próximo a la divisoria de aguas septentrional, la Sierra de Pena Forcada, mientras que la mayor parte de sus afluentes pertenecen a su margen meridional. Su pendiente media es

de apenas el 0.9 %. La precipitación media de la cuenca es elevada, con algo más de 600 mm anuales, siendo su aportación media de unos 300 hm³. Los principales afluentes que recibe en su tramo medio y final son el río de Vilar, el Castro, el Campeda y el Carnés, que se une con el Grande prácticamente en aguas estuarinas y a punto de abrirse hacia la Ría de Camariñas.

Desde el punto de vista geológico los materiales predominantes en la cuenca del río Grande son granitos y granodioritas hercínicos, así como gneises y esquistos.

Los únicos núcleos de la cuenca que superan los 1.000 habitantes son Vimianzo, Baio Grande y Ponte do Porto, este último ya en el límite de la cuenca, mientras que el resto de entidades son de pequeño tamaño y la población aparece muy diseminada.

La presencia de diversos obstáculos a lo largo de su cauce principal sin dispositivos de franqueo, o con escalas muy defectuosas, dificulta o imposibilita el remonte de los reos, aunque se mantiene un nivel relativamente constante de capturas año tras año. Las capturas en el coto de Ponte do Porto, junto a la pesca eléctrica realizada en el río Cruz de Canle, bajo la central de Carantoña de este río, ha permitido obtener información sobre esta población, ya que al igual que en el caso del río Sor, los reos no son guiados en un centro de precintaje oficial, sino en un bar.

2.1.7.- RÍO TAMBRE

El Tambre fluye en dirección suroeste hasta su desembocadura en el océano Atlántico y es el tercer río gallego en dimensiones tras los ríos Miño y Ulla, tanto en caudal medio (54.1 m³/s), como en longitud (124.5 km) y en superficie de cuenca (1530 km²). Su cuenca se enclava íntegramente en la provincia de A Coruña, desembocando en el océano a través de la ría de Muros y Noia, la más septentrional de las Rías Baixas.

Nace en la Sierra de Bocelo a 733 m de altitud, tras la unión de varios regatos que forman la laguna de Sobrado dos Monxes, donde se considera que queda normalizado el canal del río. En su perfil longitudinal destacan tres grandes tramos, el primero hasta los 200 m de altitud con un 1.27 % de pendiente media; un segundo tramo con una pendiente media del 0.12 % que abarca hasta los 80 m (aguas abajo del inicio del canal de alimentación de la central hidroeléctrica de Barrié de la Maza); y un tercer tramo ubicado en un fuerte encajamiento final del río, con una pendiente media del 1.71 % y que constituye el único tramo accesible del río Tambre en la actualidad para los peces migradores. Los principales afluentes son el Maruzo, el Samo, el Lengüelle, el Dubra y el Barcala, por la margen derecha y tan solo el Mera y el Sionlla como tributarios de cierta importancia por la izquierda. La cuenca es alargada, resultando muy disimétrica por la amplitud de los afluentes que recibe por la derecha. En ella las precipitaciones son elevadas, condicionadas por las borrascas que asiduamente penetran desde el Atlántico, produciéndose un 70 % de las lluvias en invierno y otoño. No obstante, en la cuenca

existen diferencias, debido a que el carácter de las precipitaciones en invierno oscila desde muy húmedo en Negreira (situada en la zona media baja) hasta subseco en Sobrado dos Monxes, y a que también la temperatura media anual oscila de los 14.5 ºC en Negreira a los 10.7 ºC en Sobrado.

Al igual que el río Ulla, transcurre por una de las áreas más ganaderas de Galicia, sin excesiva presión industrial, aunque rodeando Santiago de Compostela, a la cual abastece de agua. Los aprovechamientos hidroeléctricos tienen en el Tambre un impacto importante sobre las poblaciones de peces migradores. Aparte de dos minicentrales situadas en su cauce principal, la presa de Barrié de la Maza, a 7 Km del límite intermareal, ha marcado la distribución de peces en el río Tambre desde que en 1927 se instalara la estación Tambre I, pero sobre todo a partir del año 1959 cuando comenzó el funcionamiento de la central Tambre II. Además, a mediados de los años 90 se estableció un caudal ecológico en este aprovechamiento, que en el año 2000 pasó a ser a su vez aprovechado con la central Tambre III. Esta dramática reducción del área accesible para los peces en el río Tambre, a la que hay que añadir la severa regulación del caudal circulante que ha sufrido durante años, ha condicionado la pervivencia de los peces migradores.

Los datos utilizados en este trabajo provienen de la pesquería que tiene lugar en el coto de Noia. A partir del cambio de talla mínima realizado por la normativa en 2011, los registros de reos en este río han descendido notablemente, al igual que el resto de ríos gallegos.

2.1.8.- RÍO ULLA

El río Ulla, pertenece a la vertiente atlántica gallega y es el segundo más importante de Galicia. Su cuenca abarca tierras de las provincias de Lugo, en su parte más alta, así como de las de A Coruña y Pontevedra, de las cuales constituye límite administrativo en su tramo medio y final. Desagua en el Atlántico a través de la ría de Arousa. Su cuenca abarca 2803.6 Km² y tiene carácter dendrítico, con una marcada disimetría a favor de la vertiente izquierda como consecuencia de la presencia de los ríos Deza y Arnego. El curso principal, de 133.4 Km de longitud, alcanza uno de los índices de sinuosidad más elevados, con un valor de 1.9.

El río nace en los montes de Olveda (Antas de Ulla, Lugo). En su perfil longitudinal se detectan tres partes: la parte alta con una pendiente del 0.8 %, el corredor de salida de la cuenca alta con un 3.3 % de pendiente, y el resto del curso, con una pendiente media del 0.3 %. Entre sus afluentes hay que destacar, por la margen derecha, el Pambre, Furelos, Iso, Santa Lucía y el mayor de esta vertiente, el Sar, que se une al Ulla en Padrón. Por la margen izquierda destacan el Arnego, Deza, Liñares y Vea.

Su cuenca, abierta por la Ría de Arousa, recibe abundantes precipitaciones por la entrada de borrascas atlánticas. En ella se pueden considerar dos áreas contrapuestas, una de altas precipitaciones centrada en Labacolla (2044 mm) y otra de precipitaciones relativamente bajas, en Lalín (1092 mm); de esta forma se establece una disimetría entre las dos vertientes, de modo que la norte recibe más precipitaciones que la sur. Las temperaturas son suaves tanto en enero 7-8 ºC como en verano 17-19 ºC, con medias anuales de entre 12 y 16 ºC.

Al igual que la vecina cuenca del Tambre, en la del Ulla existe una importante actividad agrícola y ganadera, con escaso nivel industrial. El curso medio y bajo del Ulla, junto su afluente más importante, el Deza, y hasta su desembocadura en la Ría de Arousa, constituye el espacio protegido denominado ZEC Sistema Fluvial Ulla-Deza que forma parte de la Red Natura 2000 de Galicia y tienen una superficie de 1633 ha.

Entre los impactos más importantes que sufre el Ulla destaca la contaminación derivada de la escorrentía que han producido las minas de cobre abandonadas de Touro, que a finales de los años 80 produjeron importantes mortalidades de peces en el cauce principal tras su unión con el río Brandelos (Moran *et al*., 2018). Otro impacto importante, aunque no tan significativo como en el caso del Tambre, se debe a los aprovechamientos hidroeléctricos. En este caso, la presa de Portodemouros se sitúa a unos 80 Km del límite intermareal, esa considerable área accesible que se ha mantenido en el Ulla ha permitido la supervivencia de especies migradoras frente a la gran merma que sufrió el Tambre. Sin embargo, el impacto del embalse de Portodemouros sobre el hábitat del reo ha sido muy severo, ya que por una parte destruyó o impidió el acceso a las mejores áreas para la freza y para el desarrollo de los juveniles, y por otra sometió al área accesible a una notable regulación de caudal. Por lo tanto, la construcción de esta presa a finales de los años 60 mermó de manera significativa la potencialidad del Ulla como río accesible para las especies anádromas. En la primera década del Siglo XXI este efecto se ha visto agravado con la construcción de las presas hidroeléctricas de Brandariz y Touro aguas abajo de Portodemouros. La disminución de área accesible para los peces migradores debería de haber sido argumento suficiente para impedir su construcción en un río que presenta la población de salmón Atlántico más saludable del límite meridional de esta especie en Europa.

En el río Ulla, a diferencia de los otros ríos gallegos incluidos en este trabajo, el guiado de reos en la pesquería se realiza en varias zonas a lo largo del curso medio-bajo del río, pues se guían reos desde Herbón hasta el Coto de Ximonde, tanto en los tres cotos existentes (Sinde. Couso y Ximonde) como en la zona libre. No obstante, en el Ulla la mayor fuente de datos para la elaboración de este trabajo procede de las estaciones de captura de Ximonde y Liñares, que serán descritas más adelante.

2.1.9.- RÍO LÉREZ

El Lérez desemboca en el Atlántico en la ría de Pontevedra y, en el conjunto de los ríos de Galicia, se puede considerar como un río de tamaño medio, con 60.8 Km de longitud, 449.5 Km^2 de superficie de cuenca y un caudal medio de 21 m^3/s.

Nace en el Monte de San Bieito, situado en la vertiente occidental de la sierra del Candán, a unos 900 m. Hasta Forcarei presenta una fuerte pendiente (3.4 %), entre esta localidad y Pedre la pendiente disminuye hasta el 1.19 %, para volver a aumentar hasta el 2.18 % en la zona que incluye el salto natural de Dorna, salto que constituye el límite de accesibilidad para los peces migradores. Los últimos 17 Km del río presentan solo un 0.35 % de pendiente. La cuenca del Lérez es más bien alargada, con un clima oceánico húmedo característico de las Rías Baixas, con veranos bastante secos. El afluente de mayor entidad del Lérez es el Almofrei, que desemboca en Bora, a 3 Km del límite de mareas; entre otros tributarios cabe citar también el Castro y el Quireza. Salvo los aprovechamientos hidroeléctricos, el río Lérez no sufre impactos destacables. Hasta principios del siglo XXI solo existían dos aprovechamientos en el cauce principal, la minicentral de Dorna y la de Cerdedo con una producción conjunta de 13.37 GWh/año y un caudal de derivación de 8 m^3/s; sin embargo, posteriormente se concedieron cinco aprovechamientos más que suman más de 100 GWh/año y 90 m^3/s, uno de ellos en la presa de Bora que, afortunadamente, no se realizado. La información recopilada durante los últimos 20 años por el Servicio de Conservación de la Naturaleza sobre las poblaciones de peces en esta cuenca indica que la construcción, a principios de los años 60 de la presa de Bora ha limitado el remonte de las especies migradoras en el río Lérez, ya que a pesar de contar con una escala para peces, los inventarios realizados mediante pesca eléctrica desde 1992 solo detectaron juveniles de salmón aguas abajo de ese obstáculo, nunca aguas arriba del mismo.

El curso principal del río Lérez desde a su parte media (municipios de Campo Lameiro y Cotobade) hasta su desembocadura en la Ría de Pontevedra, lo que prácticamente coincide con el área accesible para los peces migradores, constituye el ZEC Río Lérez de la Red Natura 2000 de Galicia.

Buena parte del tramo medio-bajo del río coincide con los cotos de pesca de Monteporreiro (4 Km), Bora (6.5 Km) y Cutián (6.2 Km), pero la pesca de reos en estos cotos, o al menos su guiado, es escaso, por lo que casi todos los datos utilizados en este trabajo sobre la población de reo en el río Lérez han sido registrados en la estación de captura de Bora, que inició la toma de datos en 1996, aunque sólo desde 1999 se realizó un registro sistemático.

2.1.10.- RÍO TEA

El río Tea es, por su longitud, cuenca y caudal absoluto, el afluente más importante de la parte baja del Miño. Nace de la unión de dos arroyos, uno que se origina en la sierra de Faro de Avión, a 940 m, y el otro al sur de la Serra do Suído, a 900 m. Baja encajado, drenando la sierra de Faro, los montes de la Graña y el Couto de Eiras y recibe por la derecha al río Alén. El curso es muy longitudinal, pues aprovecha una fractura N-S. Discurre después en dirección SO, por la hendidura del valle de Mondariz, donde recibe por la izquierda al río Xabriña. Aguas abajo, el cauce gira de nuevo hacia el Sur sobre una fractura N-S ya recorrida por su afluente, el río Borbén, al que recibe por la derecha. Aguas abajo de Ponteareas se le une por la izquierda el río Uma y, finalmente, tras recorrer 50.1 Km desemboca en el Miño cerca de Salvaterra, formando un amplio valle. Sus principales afluentes son los ríos Caraño, Alén, Aboal, Xabriña, Borbén y Uma. Su cuenca abarca 408 Km^2 y se observa cierta asimetría por la presencia de la subcuenca del río Uma. Presenta un índice de sinuosidad de 1.51.

Los datos de las estaciones meteorológicas más próximas (Fornelos de Montes. Ponteareas y La Cañiza) muestran que en esta zona existe una elevada pluviosidad, destacando los valores de Fornelos de Montes, con una media anual superior a los 2800 mm, lo que supondría el valor medio más alto de precipitaciones de toda Galicia, únicamente superado por la Sierra de Barbanza (A Coruña). Esta abundancia de lluvias determina la existencia de numerosos cursos de agua y favoreció a formación de turberas y formaciones de mato higrófilo en los planaltos de las sierras, cuya presencia es relevante como hábitats a nivel gallego y europeo, sobre todo, por a retención de agua a lo largo de año y el efecto amortiguador que esto supone para el caudal del río y de sus afluentes.

Según los datos de aforos de 1970-1984 presenta un caudal absoluto de 17.5 m^3/s, lo que supone un caudal específico de 61.1 $l/s/Km^2$. Este elevado índice de caudal relativo se debe a que la estación de aforo está ubicada en Ponteareas, cubriendo una cuenca de solo 286 Km^2, que drena buena parte de las altas cumbres de la Sierra del Faro de Avión, donde se alcanza una precipitación media de 2070 mm. Los coeficientes de caudal indican que el período de aguas altas se extiende de diciembre a marzo, con el mes de abril muy cerca de la unidad modular; las aguas bajas corresponden al mes de agosto, con un caudal siete veces y media menor que el modular. El coeficiente de irregularidad para el período citado es de 5.0, lo que indica una ligera irregularidad. Este hecho se mantiene si consideramos los débitos de los meses extremos, ya que el caudal de inmoderación (febrero 44.65 m^3/s, agosto 2.4 m^3/s) es de 18.60. La irregularidad en los meses extremos es de 14.57 en febrero y 6.77 en agosto.

Los datos sobre la población de reo de este río provienen exclusivamente de la estación de captura de A Freixa, situada en Ponteareas.

2.2.- CARACTERIZACIÓN DE LAS RÍAS

En este trabajo hemos seguido la clasificación clásica de las rías gallegas establecida por Torre Enciso en 1958: Rías del Arco Cantábrico o Rías Altas; Rías del Arco Ártabro y Finisterre o Rías Centrales; Rías Baixas y, por último, Rías del Arco Miniano-Durense. A continuación incluimos una breve descripción de estas cuatro áreas.

Se puede estimar el tiempo que tarda una ría en renovar las aguas que circulan por ella, con nuevas aguas continentales y oceánicas, mediante el llamado tiempo de renovación, que conceptualmente se define como el tiempo que debe transcurrir para que fluya a través de la ría un caudal de agua equivalente al volumen de dicha ría. Los tiempos de renovación medios de las Rías Altas varían entre 0.8 y 2.9 días, con una media de 1.8 días. Estos valores son relativamente bajos si los comparamos con los tiempos medios de renovación de las Rías Baixas, que se han estimado entre 7 y 26 días. El hecho de que el tiempo de renovación en las Rías Altas sea corto y que el principal causante de esa renovación sea el océano y no el río, indica que, cuando menos *a priori*, las Rías Altas serán menos sensibles a la contaminación, la hipoxia, las proliferaciones masivas de fitoplancton y, en general, a cualquier proceso que se vea desfavorecido por un rápido "lavado" del sistema (Álvarez & Vietez, 2009).

Rías del Arco Cantábrico o Rías Altas

Las Rías Altas son, en sentido estricto, las que se encuentran entre Ribadeo y el Cabo Ortegal. Están orientadas al norte y sus características son similares al resto de las del área cantábrica, con costas altas y expuestas, y rías de dimensiones reducidas, que no superan los 8 Km de longitud ni alcanzan los 15 m de profundidad máxima.

Este grupo incluye las rías de Ribadeo, Foz. Viveiro, O Barqueiro y Ortigueira. De ellas Foz, Viveiro y O Barqueiro están incluidas en el área de estudio de este trabajo al encontrarse, respectivamente, en la desembocadura de los ríos Masma, Landro y Sor.

Rías del Arco Ártabro y Finisterre. Medias o Centrales

Se localizan entre Cabo Ortegal y las islas Sisargas. La costa es de relieve más suave, con orientación al noroeste, y las rías son de mayor amplitud que las altas. Su longitud media es de unos 12 Km y su profundidad media oscila entre 9 y 15 m, y la máxima alcanza 25 m. En el Arco Ártabro se incluyen las rías de Cedeira, Ferrol, Ares, Betanzos y A Coruña. Las rías de Ares y Betanzos están incluidas en el área de estudio de este trabajo al encontrarse en la desembocadura de los ríos Eume y Mandeo, respectivamente.

De las islas Sisargas a la punta de Finisterre se extiende la conocida como Costa da Morte. En esta zona la costa es abrupta, rocosa y expuesta a los vientos dominantes, y todas sus rías (Corme y Laxe. Camariñas y Muxía) son de reducidas dimensiones. Solo la ría de Camariñas está incluida en el área de estudio de este trabajo al encontrarse en la desembocadura del río Grande.

Rías Baixas

Estas rías están abiertas al oeste y presentan inclinación norte-sur. Geológicamente son transversales, predominando en su origen el factor tectónico. Tienen las mayores dimensiones de todas las rías gallegas, con una longitud total de 20-29 Km y profundidades máximas que superan los 50 m.

Este grupo incluye las rías de Muros-Noia, Arousa, Pontevedra y Vigo. De ellas la de Muros-Noia, Arousa y Pontevedra están incluidas en el área de estudio de este trabajo al encontrarse, respectivamente, en la desembocadura de los ríos Tambre, Ulla y Lérez.

Rías del Arco Miniano/Durense

El sector septentrional abarca desde el Cabo Silleiro hasta la desembocadura del Miño. Es un tramo de costa de desarrollo rectilíneo en dirección norte-sur, sin abrigos, y en el cual solo hay las pequeñas ensenadas de A Guarda y Oia. Se presenta como una cornisa baja y rocosa, con cantiles abruptos y recortados, abiertos a los vientos, donde el mar bate continuamente. Es el primer segmento de un litoral tendido que se extiende hasta el cabo Mondego, en Figueira da Foz (Portugal). Incluye las rías de Baiona e A Guarda.

En la tabla 2.3 se incluyen los datos básicos sobre las dimensiones de las ocho rías que se encuentran en el área de estudio. Hemos de destacar, sobre todo, las notables diferencias existentes en el tamaño entre las rías bajas y el resto.

Tabla 2.3: Resumen de la geometría básica de las ocho rías gallegas incluidas en este trabajo.

Ría	Longitud (Km)	Anchura (Km)	Profundidad Media (m)	Superficie (Km^2)	Volumen (Km^3)
Rías Altas					
Foz	3	1.6	10	2.6	0.0065
Viveiro	7	6.3	35	26.3	0.42
O Barqueiro	8	2.7	20	13	0.08
Media	6	3.5	21.7	14.0	0.20
Rías Medias					
***Arco Ártabro*:** **Ares/Betanzos**	19	4.7	40	72	0.75
***Finisterre*:** **Camariñas**	5	2.1	25	17	0.11
Media	12	3.4	32.5	44.5	0.43
Rías Baixas					
Muros/Noia	18	8.2	50	125	2.47
Arousa	25	4.7	60	230	4.34
Pontevedra	23	7.4	59	145	3.45
Media	22	6.8	56.3	166.7	3.40
Media de las ocho rías	12.6	4.5	35.3	68.9	1.20

(1)Hasta la orilla sur.

En el ecosistema de las rías tienen gran importancia los nutrientes inorgánicos (nitratos, nitritos, amonio, fosfatos y silicatos), tanto por el aporte a través del afloramiento procedente del agua que entra en las rías desde el Océano Atlántico, que está considerada como la fuente principal de nutrientes (Prego *et al*., 1999), como del aporte fluvial de estos nutrientes a las rías (Vergara & Prieto, 1992; Gago *et al*., 2005; Bernardez *et al*., 2013; Prego *et al*., 2015).

Para intentar establecer relaciones entre las variables ambientales de las rías gallegas y las características de las poblaciones de reo analizadas, se solicitó al INTECMAR (Consellería do Mar. Xunta de Galicia) la información disponible sobre la composición de estos nutrientes inorgánicos en el agua de las rías incluidas en este trabajo. Se obtuvieron los datos del periodo 2002 – 2006 registrados por diversas estaciones costeras de este organismo. El número ´de estaciones varía según el tamaño de la ría: tres estaciones en las de mayor tamaño (rías Baixas y Ares-Betanzos), una en las de menor tamaño (Foz y Camariñas) y dos en la ría do Barqueiro y en la de Viveiro. En la tabla 2.4 se muestran los resultados promedio de las 3340 determinaciones de parámetros realizadas, y en la tabla 2.5 el esfuerzo de muestreo. Los resultados de los parámetros analizados corresponden a un valor integrado de los 15 primeros metros de la columna de agua. Algunos valores de amonio tuvieron que ser eliminados porque las condiciones de conservación de la muestra hasta su análisis invalidaron los resultados.

Tabla 2.4: Valores medios de amonio, fosfatos, nitratos, nitritos y silicatos (µmol/l) entre los años 2002 y 2006 en las rías incluidas en este estudio. Fuente: INTECMAR (Consellería do Mar. Xunta de Galicia).

Ría	Río	Amonio	Fosfato	Nitrato	Nitrito	Silicato	n
Rías Altas							
Foz	Masma	-	0.732	22.175	0.534	21.587	192
Viveiro	Landro	-	1.021	4.155	0.381	6.310	210
Barqueiro	Sor	-	0.605	9.816	0.414	10.546	582
Rías Medias							
Ares	Eume	0.983	0.445	3.768	0.403	3.347	200
Ares-Betanzos	Mandeo/Eume	0.783	0.421	3.362	0.422	2.064	197
Betanzos	Mandeo	1.144	0.526	4.386	0.430	4.287	161
Camariñas	Grande	-	0.841	7.513	0.564	7.569	652
Rías Baixas							
Noia	Tambre	1.604	0.489	6.094	0.509	6.148	628
Arousa	Ulla	1.722	0.600	4.778	0.599	4.710	167
Pontevedra	Lérez	1.705	0.538	3.533	0.505	2.919	351
Total							3340

Tabla 2.5: Número de muestras analizadas en la determinación de los valores medios de la composición de nutrientes inorgánicos entre 2002 y 2006 en las rías incluidas en este trabajo. (Amo.: amoniaco. Fos.: fosfatos. Nitri.: nitritos. Nitra.: nitratos. Sil.: silicatos. NMMA: número mínimo de muestras por año) (Fuente: INTECMAR (Consellería do Mar. Xunta de Galicia).

Ría	Estación	Río	Amo.	Fos.	Nitra.	Nitri.	Sil.	NMMA
Rías Altas								
Foz	Foz	Masma	-	189	192	191	192	37.8
Viveiro	Viveiro	Landro	-	173	171	172	167	33.4
	Celeiro	Landro	-	173	171	172	167	34.2
Barqueiro	Barqueiro	Sor	-	171	174	173	174	34.2
	Vicedo	Sor	-	186	188	187	177	35.4
Rías Medias								
Ares-Betanzos	Ares	Eume	222	235	213	228	200	42.6
	Lorbé	Eume-Mandeo	236	242	224	238	197	39.4
	Sada	Mandeo	232	240	224	235	210	42
Camariñas	Camariñas	Grande	-	172	166	173	161	32.2
Rías Baixas								
Noia	Boca Ría Muros	Tambre	217	224	218	222	179	35.8
	Esteiro	Tambre	221	224	213	220	198	42.6
	Freixo	Tambre	214	216	210	214	205	41
Arousa	Aguiño	Ulla	234	240	235	237	202	40.4
	Rianxo	Ulla	240	244	237	243	229	45.8
	Xidoiros	Ulla	243	244	240	243	221	44.2
Pontevedra	Cabalo de Bueu	Lérez	237	244	233	241	206	41.2
	Combarro	Lérez	231	239	215	237	210	42
	Festiñanzo	Lérez	239	244	228	242	212	42.4

Para completar la caracterización de las rías y obtener parámetros que nos permitan realizar la comparación con las características de las poblaciones de reo, se obtuvo información sobre los parámetros físico-químicos (Tablas 2.6 y 2.7) determinados en diversos puntos de estas rías por las redes de Vigilancia Costera (rías) y de las aguas de transición (desembocaduras) de Augas e Galicia (Véase Figura 2.2) en el año 2007.

La información de la tabla 2.6 corresponde a la toma de datos realizada a lo largo del año 2007 en los puntos de desembocadura de cada uno de los ríos analizados en este trabajo. En general, se observa una importante variabilidad entre las diferentes desembocaduras en los ocho parámetros físico-químicos determinados, si bien el diferente número de muestras tomadas en cada punto puede haber influido en los resultados.

Tabla 2.6: Valores de diversos parámetros físico-químicos medidos durante el año 2007 en la desembocadura de los ríos incluidos en este trabajo. Fuente: Red de Vigilancia de aguas de transición; Augas de Galicia. (COT: Carbono orgánico total. Chl: clorofila. Cond: conductividad; O_2 sat.: porcentaje de oxígeno en saturación. SS: sólidos en suspensión. Temp: temperatura del agua).

	Estación	COT (mg/l)		Chl (µg/l)		Cond. (µS/cm)		Salinidad (‰)	
		N	Media	N	Media	N	Media	N	Media
Eume	TW-34-10	6	2.85	6	0.69	6	18807.83	6	11.33
Grande	TW-29-10	2	2.25	1	3.55	6	45603.33	5	29.01
Landro	TW-40-10	7	2.39	1	2.38	7	27520.29	7	17.28
Lérez	TW-23-10	4	2.55	13	2.00	32	41575.16	35	26.22
Mandeo	TW-33-10	4	4.13	4	1.64	6	42212.50	7	26.13
Masma	TW-41-10	3	2.60	3	1.11	11	49305.91	11	32.16
Sor	TW-39-10	2	1.70	1	1.58	7	46842.86	7	30.43
Tambre	TW-27-10	5	2.62	4	2.07	5	44481.00	5	28.81
Ulla	TW-25-10	13	2.53	16	2.84	29	47561.55	31	31.07

	Estación	O_2 disuelto (mg/l)		O_2 sat. (%)		SS (mg/l)		Temp. (ºC)	
		N	Media	N	Media	N	Media	N	Media
Eume	TW-34-10	6	8.71	7	90.46	7	4.30	7	13.68
Grande	TW-29-10	6	8.24	7	97.11	7	5.33	7	14.95
Landro	TW-40-10	6	9.46	7	101.71	7	4.55	7	15.90
Lérez	TW-23-10	29	7.79	28	92.49	36	6.50	36	15.77
Mandeo	TW-33-10	6	6.51	7	77.74	7	11.83	7	14.79
Masma	TW-41-10	9	8.90	11	103.21	11	6.68	11	14.71
Sor	TW-39-10	6	8.92	7	106.26	7	4.64	7	16.27
Tambre	TW-27-10	5	7.01	6	87.14	6	4.33	6	15.06
Ulla	TW-25-10	30	7.89	31	97.33	31	4.09	32	15.85

En la tabla 2.7, se incluyen los valores de los parámetros físico-químicos medidos durante el año 2007 en las rías incluidas en este trabajo. Solo se pudieron obtener datos de cuatro de ellas, en concreto de tres de las Rías Bajas y de la de Ares-Betanzos. Esta información se utilizará para comparar los valores entre estas cuatro rías y apreciar el cambio en los valores de estos parámetros entre estos dos puntos.

Tabla 2.7: Valores de diversos parámetros físico-químicos obtenidos durante el año 2007 en cuatro de las rías incluidas en este trabajo. Fuente: Red de Vigilancia de aguas costeras. Augas de Galicia. (COT: Carbono orgánico total. Chl: clorofila. Cond: conductividad; O_2 sat.: porcentaje de oxígeno en saturación. SS: sólidos en suspensión. Temp: temperatura del agua).

Ría	Estación	COT (mg/l)		Chl (µg/l)		Cond. (mS/cm)		Salinidad (‰)	
		N	Media	N	Media	N	Media	N	Media
Ares-Betanzos	CW-16-10	1	3.40	4	2.33	10	47.71	10	34.01
Arousa	CW-8-10	1	2.20	2	1.70	3	41.10	3	34.25
Noia	CW-11-10	1	4.60	3	2.66	4	41.92	4	34.19
Pontevedra	CW-7-10	1	3.30	2	0.58	4	43.67	4	35.41

Ría	Estación	O_2 disuelto (mg/l)		O_2 sat. (%)		SS (mg/l)		Temp. (°C)	
		N	Media	N	Media	N	Media	N	Media
Ares-Betanzos	CW-16-10	9	8.32	9	103.62	10	4.63	10	16.09
Arousa	CW-8-10	3	6.62	3	79.32	4	3.53	3	14.02
Noia	CW-11-10	4	7.69	4	94.09	4	4.20	4	14,89
Pontevedra	CW-7-10	4	7.94	4	98.76	4	3.11	4	15.30

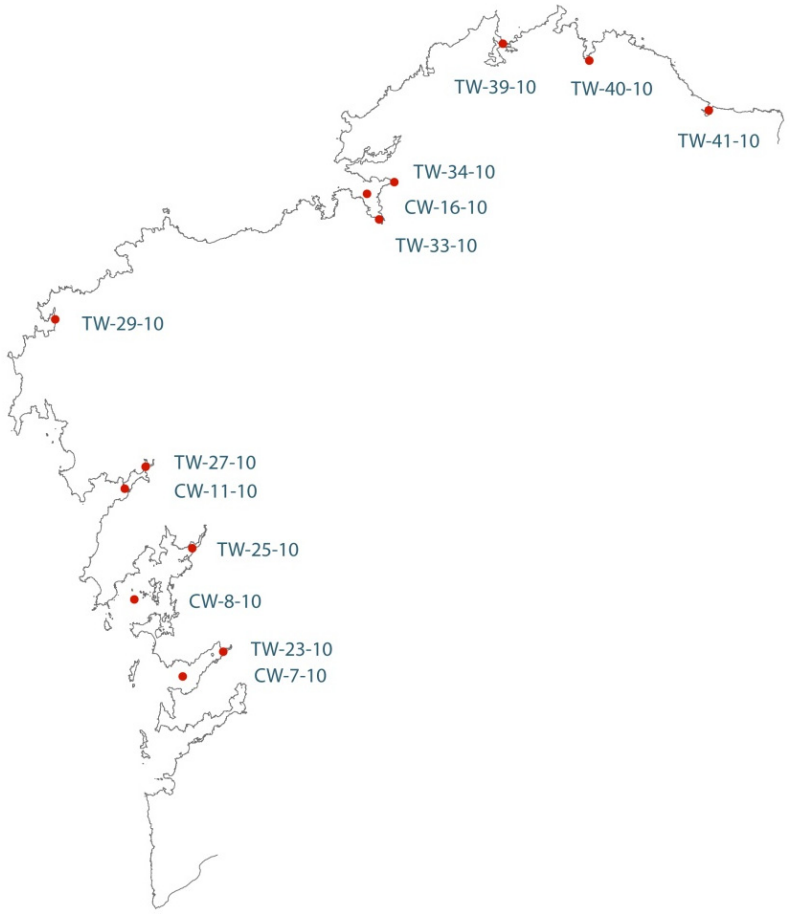


Figura 2.2: Puntos de muestreo de la red de Vigilancia Costera (rías) y de las aguas de transición (desembocaduras) de Augas de Galicia.

2.2.1.- RÍA DE FOZ

Se localiza entre los municipios lucenses de Foz y Barreiros. Formada por la desembocadura del río Masma. Se halla en una zona de clima marítimo templado, con una temperatura media anual de 13.9 ºC y una precipitación media de 1019 mm. La boca del estuario está parcialmente cerrada por una flecha litoral arenosa (playa de Altar) y por instalaciones portuarias y de defensa de costas (playa de Rapadoira). Los depósitos arenosos se prolongan hacia al límite intermareal, en el tercio externo de la zona húmeda, mientras que hacia el interior predominan las llanuras fangosas o arenosas-fangosas cubiertas parcialmente por praderas marinas y marismas. Los alrededores están ocupados básicamente por áreas agrícolas y plantaciones forestales de pinos y eucaliptos.

2.2.2.- RÍA DE VIVEIRO

Ría formada por la desembocadura del río Landro. Comprende los términos municipales de Vivero. Vicedo y Xove, y aloja los puertos pesqueros de Cillero, Vivero y Covas. El estuario comienza a formarse en Portochao y se prolonga a lo largo de tres kilómetros hasta su desembocadura, formando una amplia y rica llanura fluvial, actualmente con el tramo final de su cauce regulado por la acción humana. La ría tiene una escotadura de casi 7 kilómetros de ancho entre las puntas Mansa o Saíñas y Cabeiro, además de su amplitud es destacable también su profundidad.

2.2.3.- RÍA DO BARQUEIRO

La ría do Barqueiro está formada por la desembocadura del río Sor, sus aguas bañan los municipios de Mañón, en la provincia de A Coruña, y de Vicedo en la de Lugo. Representa el extremo septentrional gallego, de relieve algo abrupto (comienzo de la Serra da Faladoira). En las márgenes predominan las plantaciones de *Eucalyptus globulus,* alternando con zonas de cultivo cerca de las aldeas, y con matorral cercano a la costa.

2.2.4.- RÍA DE ARES Y BETANZOS

La ría de Ares y Betanzos presenta una boca de 4 Km entre la Punta de Coitelada y la de Seixo Branco y se divide en dos brazos: uno hacia el Este, la Ría de Ares, donde se encuentran los puertos de Ares y Redes, y otro hacia el S-SE, la Ría de Betanzos. Baña los municipios de Sada, Bergondo, Betanzos, Paderne, Miño y Pontedeume. La zona estuárica del sistema Mandeo-Mendo-Lambre (530 ha) constituye una de las mayores extensiones de marisma litoral de Galicia (cuenta con unas 170 ha de junqueras y praderas halófilas) y una amplia extensión de aguas abrigadas de fondo de ría (algo más de 200 ha), que solo se descubren parcialmente con la bajamar.

La ría de Betanzos se forma en la ciudad de Betanzos, como consecuencia de la desembocadura conjunta de los ríos Mendo y Mandeo, y discurre entre marismas y juncales durante unos ocho kilómetros, para después ampliarse notablemente y acabar

uniéndose a la Ría de Ares en el cabo conocido como Punta Carboeira. En la antigüedad fue navegable en toda su extensión, pero los sedimentos depositados en sus fondos y en sus riberas fueron reduciendo su calado hasta permitir la navegación únicamente en el tramo final. La influencia de las mareas se hace notar, en el caso del Mandeo, hasta unos 12 Km de su desembocadura.

2.2.5.- RÍA DE CAMARIÑAS

Camariñas es un ejemplo diferente de ría: pequeña, recogida, apenas marcada en el terreno. Sus límites más occidentales los constituyen la Punta de A Barca, en su vértice meridional, y el Cabo Vilán, flanqueando su entrada por el norte. Hacia el interior la ría va perdiendo sus rasgos marinos hasta que en Ponte do Porto se une con las aguas del río Grande. En la ría destacan los puertos pesqueros de Camariñas y Muxía.

2.2.6.- RÍA DE MUROS E NOIA

Esta ría es la menos urbanizada y también la más norteña de las cuatro que conforman las Rías Baixas. La zona norte de la ría es más rocosa que la zona más meridional. El estuario y curso bajo del río Tambre incluye la parte más interna de la ría de Muros y Noia hasta punta Cambrona, en las inmediaciones del puerto del Freixo, Outes (margen derecha de la ría) y punta Cabalo Baixo, en Porto do Son (margen izquierda).

2.2.7.- RÍA DE AROUSA

Es la mayor de las rías de Galicia. Las penínsulas del Barbanza y del Salnés delimitan sus costas por el norte y el sur, respectivamente. La cota batimétrica alcanza 69 metros de profundidad máxima en la bocana. Tiene numerosas islas e islotes entre las que destacan los Guidoiros, la isla de Arousa, A Toxa, Sálvora en la bocana y Cortegada en la cabecera. Los principales ríos que desembocan a ella son el río Ulla en su cabecera y el río Umia en la ensenada que forma la península de O Grove con la costa de Cambados. La zona norte es relativamente escarpada, formándose bancos arenosos en las ensenadas interiores, mientras que la sur, donde desemboca el río Umia, es aluvial. La costa tiene poca profundidad, formándose extensos bancos de arena donde se cultivan bivalvos. Su configuración física permite una elevada producción de fitoplancton, con un flujo marino característico que mantiene una gran riqueza marina.

2.2.8.- RÍA DE PONTEVEDRA

Esta ría, ubicada en la zona más turística de Galicia, es la más regular de las Rías Baixas, la más ancha y, con 145 Km² de superficie, la tercera en tamaño de todas las rías gallegas. En ella se encuentran varias islas, destacando la de Tambo, en el fondo de la ría, y la de Ons y Onceta en su boca. En su extremo sur se abre la ensenada de Aldán. Cuenta con un volumen aproximado de 3937 hm³. El curso fluvial que más agua vierte a esta ría es el río Lérez. La media de precipitaciones anuales en la zona es de 1500 mm.

2.2.9.- ESTUARIO DEL RÍO MIÑO

Este extenso tramo bajo del río Miño, de unos 76 Km de longitud, discurre sin embalsar a lo largo del borde meridional de las comarcas del Baixo Miño, Condado y Paradanta, entre la presa de Frieira y la desembocadura del Miño en A Guarda. Entre los tributarios que vierten sus aguas en esta zona se encuentran del lado español: ríos Tamuxe, Pego, Hospital, Furnia, Tripes, Louro, Fonte Ferreiro, Caselas, Tea, Lodeiro, Liñares, Termes, Cea, Deva, Ribadil e Barxas ó Trancoso. Del lado portugués destacan los ríos Coura, Gadanha e Mouro, junto a otros 26 afluentes de menores dimensiones. En este espacio transfronterizo compartido con Portugal la gestión de la pesca se encuentra regulada, por tratarse de un río de carácter internacional, por un estatuto propio establecido en el Tratado Internacional entre el Reino de España y Portugal "*Reglamento de Pesca del tramo internacional del Río Miño*". De acuerdo con este reglamento, cada país designa una autoridad para la fiscalización y legislación del acuerdo. En el caso de España, los registros de licencias están a cargo de la Comandancia Naval del Río Miño, y en el caso de Portugal, de la Capitanía do Porto de Caminha, organismos que tienen a su cargo establecer, de forma conjunta, tanto el calendario de pesca como las artes permitidas. Las circunstancias especiales de esta área hacen que aquí subsista una pesquería fluvial profesional, casi única en la península Ibérica, en la cual aún se autoriza el uso de redes en el río, ya prohibidas en la legislación española al menos desde 1942.

El Miño presenta aquí un bajo índice de sinuosidad y una pendiente media muy baja y homogénea (0.06 %), superando los 400 m de anchura en algunas secciones a partir de As Neves, donde comienza la formación de depósitos fluviales. Su máximo caudal se registra en febrero y el mínimo entre julio y septiembre, cuando se presenta un considerable déficit hídrico. En la parte media del estuario el río sufre cambios geomorfológicos y ecológicos muy importantes. Así, la influencia de las mareas se hace notar en sus últimos 35-40 Km, de modo que las riberas rocosas y relativamente abruptas de la parte alta del estuario pasan a presentar un predominio de materiales finos (arenas y limos) ya desde las inmediaciones de Tui, lo cual favorece la aparición de islas llanas de origen sedimentario, tapizadas por junqueras y praderas (denominadas morraceiras en la zona) o bien más o menos cubiertas de arbolado, así como la formación de bancos de arena y fango. La penetración de agua salada en el estuario está limitada por la estrecha bocana del río, de forma que durante la bajamar las aguas del estuario son básicamente aguas dulces.

2.3.- CARACTERIZACIÓN DE LA PESQUERÍA DEL REO EN GALICIA Y DE LAS ZONAS DE PESCA

La obligatoriedad del guiar los reos pescados establecida en la Ley 7/1992 de pesca fluvial en Galicia (artículo 10. Transporte y comercialización de la pesca fluvial), posibilitó la obtención de información que hasta entonces no existía en ninguna otra región española. La pesquería oficial de reo en Galicia ha facilitado la obtención de gran parte de los individuos analizados en este trabajo, posibilitando la comparación entre varias poblaciones gallegas de reo. El número mínimo y medio de reos por temporada durante los 15 años de la serie inicial de estudio (1995-2009), ha permitido seleccionar ocho poblaciones de reo de otros tantos ríos que abarcan gran parte de la geografía gallega y las tres áreas en las que se clasifica la costa. La información que ha permitido caracterizar estas ocho poblaciones gallegas de reo procede fundamentalmente de tramos acotados de pesca y, en menor medida, de zonas libres. En la tabla 2.8 se incluyen los límites, localización y longitud de los 12 cotos que han proporcionado esta información. Excepto en el río Ulla, donde los tres cotos presentes están más alejados del agua salada, en el resto de los ríos se da la particularidad de que las zonas de pesca de reo están muy cerca o incluso dentro del límite intermareal, lo que condiciona las características de los reos que se capturan en ellos y establece una importante dependencia de las mareas en las capturas.

Por otro lado, en cuanto a la densidad de pescadores (Tabla 2.9), existen importantes diferencias entre los distintos cotos estudiados, que dependen en gran medida de los criterios de gestión establecidos en cada provincia. La media global de pescadores por Km de coto es de 4.6, pero en los cotos del Ulla esta densidad es superior (5.7-10 pescadores/Km) ya que se trata de cotos de escasa longitud y situados aguas abajo de presas. En los ríos de A Coruña (Sor, Eume, Mandeo, Grande y Tambre) el número de permisos es elevado, pero la mayor longitud de los cotos hace que la densidad sea menor que en el Ulla (2.7-3.9 pescadores/Km), mientras que en los ríos lucenses (Masma y Landro) la densidad de pescadores es la más baja de los cotos de reo gallegos (1.2-2.5 pescadores/Km). Hemos calculado la captura por unidad de esfuerzo (CPUE = número de reos guiados por cada permiso vendido al día) durante 10 temporadas de pesca (1995-2004) en 8 de los 12 cotos incluidos en este trabajo, pertenecientes a 6 de los ocho ríos estudiados. Los datos medios de esa década se incluyen también en la tabla 2.8. La CPUE media para todo el período y todos los cotos estudiados fue de 0.28 reos guiados por cada permiso vendido al día. La mayor CPUE la hallamos en el coto de Noia con un valor de 0.47 y la menor en el de Segade con tan solo 0.15.

Entre 1995 y 2004 se guiaron una media de 13.3 reos al día en los ocho ríos estudiados, con un máximo de 85 reos guiados al día; el río con mayor número de reos guiados al día fue el Eume con 3.6 y el que menos el Masma con 0.22.

Del análisis de las cestas de los pescadores a través de las guías de reo, de los doce cotos incluidos en este trabajo, resumimos a continuación los siguientes datos al objeto

de completar la descripción de la pesquería gallega de reo. Se analizaron casi 6000 cestas de estos ocho ríos entre los años 2000 y 2004, el 71 % de ellas (4.250) no tenía ningún reo al finalizar la jornada, el 21 % (1.262) tenían 1 reo, el 6 % tenía 2 reos y tan solo el 1.7 % tenían entre 2 y 5 reos en la cesta, lo que implica que el valor medio es de 0.4 reos por cesta

Tabla 2.8: Límites, localización y longitud de los cotos de pesca de reo incluidos en este estudio.

Río	Coto/tramo	Límite Superior X_UTM Y_UTM	Límite Inferior X_UTM Y_UTM	Longitud (Km)	Observaciones
MASMA	MONDOÑEDO	Ponte de Viloalle 632939.947 4813818.83	Ponte de Cazolga 636990.628 4817539.534	9.1	Límite intermareal aguas abajo del límite inferior del Coto de Celeiro
	CELEIRO	Ponte de Cazolga 636990.628 4817539.534	Pozo de Pibidal 638815.81 4819534.959	7.7	
	Límite aguas salobres	X- 639562.733 Y-4821538.892			
LANDRO	VIVEIRO	Cruce de la carretera a Valcarría 613225.854 4828578.928	Presa de Chavín 611958.55 4832569.091	11.5	Limite intermareal dentro del coto
	Límite aguas salobres	X-612644.01 Y-4832479.651			
SOR	RIBEIRAS	Afluente Panda. o Río das Forxas 604040.997 4836501.05	Ponte de Ribeiras do Sor 603879.219 4838913.349	10.6	Límite intermareal muy cerca del final del coto de Ribeiras
	SEGADE	Desembocadura regato del Rosario 602436.703 4828483.657	Muiño de Cubelas 603543.934 4832601.828	8.3	
	Límite aguas salobres	X-604025.811 Y-4839286.711			
EUME	OMBRE	Presa de Caaveiro 575814.191 4807117.935	Frente al Km 5 de la Ctra Pontedeume – A Alameda 570672.129 4808398.393	7.7	Limite intermareal dentro del coto
	Límite aguas salobres	X-570827.55 Y-4808328.784			
MANDEO	BETANZOS	O Infierniño 573772.495 4788719.793	Desembocadura del regato Meizoso 567078.898 4791589.286	11	El limite intermareal coincide con el final del coto
	Límite aguas salobres	573772.495 4788719.793	- -	-	
GRANDE y REGATO CRUZ DO CANLE	PONTE DO PORTO	Desembocadura del regato Cruz de Canle 491808.416 4775885.863	Puente de A Ponte do Porto 490629.709 4776134.641	2.5	El limite intermareal coincide con el final del coto
		Central eléctrica de Carantoña 492121.507 4776347.975	Desembocadura en el río Grande 491808.416 4775885.863	0.6	
	Límite aguas salobres	X-491808.416 Y-4775885.863			
TAMBRE	NOIA	Presa del embalse de Barrié de la Maza 516549.593 4745826.02	Desembocadura del Regato do Castro 511700.055 4741098.859	8.8	Limite intermareal dentro del coto
	Límite aguas salobres	X-512394.689 Y-4742968.786			
ULLA	SINDE	Presa de Sinde 533875 4732520	Arroyo de Fontao 533361 4732601	0.6	Todos los cotos en agua dulce. lejos del límite intermareal
	COUSO	Presa de Couso 536582 4732944	Pedra de Fernández 535778 4732914	0.87	
	XIMONDE	Presa de Ximonde 543860 4732864	Canal de Cubelas 543217 4732835	0.7	
	Límite aguas salobres	X-529330.63 Y-4730919.374			

Tabla 2.9: Densidad de pescadores de reo, capturas por unidad de esfuerzo y valores medios para el periodo 1995-2004 en cada uno de los cotos estudiados. (Long: longitud. Pesc.: pescadores. CPUE = Reos guiados día/nº permisos vendidos entre 1995 y 2004).

Río	Coto	Long. (Km)	Nº de Pesc./día	Densidad Pesc./Km	CPUE (1995-2004)
Masma	Celeiro	7.70	9	1.17	-
	Mondoñedo	9.10	23	2.53	-
Landro	Viveiro (solo reo)	7.60	9	1.18	-
Sor	Ribeiras	10.60	25	2.36	0.33
	Segade	8.30	25	3.01	0.15
Eume	Ombre	7.70	30	3.90	0.23
Mandeo	Betanzos	11.00	30	2.73	0.28
Grande	Ponte do Porto	3.10	10	3.23	0.27
Tambre	Noia	8.80	30	3.41	0.47
Ulla	Sinde	0.60	6	10.00	0.22
	Couso	0.87	6	6.90	0.29
	Ximonde	0.70	4	5.71	-
Media		5.74	18.44	4.58	0.28

La información obtenida a partir de las guías indica que el cebo más utilizado en la pesquería gallega de reo es la mosca (42 %) seguido del pez artificial (rapala-devón, 24 %), la cucharilla (10 %), el risco (12 %) y la lombriz (7.5 %); el saltamontes y otros cebos naturales y artificiales también son utilizados, pero en proporciones muy bajas. La mosca es el cebo utilizado mayoritariamente en cuatro de los ríos estudiados (Grande, Masma, Tambre y Ulla), mientras que la rapala es el más usado en el Eume y Mandeo y el risco domina en el Landro y el Sor.

El análisis de las guías también muestra que se pescan más reos en el periodo nocturno (21:00 - 23:30 h.), pues el 50.1 % de los reos guiados fueron capturados en ese horario, máxime teniendo en cuenta que con la división de períodos realizada, el periodo nocturno es el más corto, con solo 2 horas y media frente a las 4 o 5 horas de los otros períodos: mañana (7:00 - 12h.) 17.7 % de capturas; mediodía (12:00 - 16:00 h.) 12.5 % de capturas; y tarde (16:00 - 21:00 h.) 19.7 % de capturas.

De las normas de pesca para el reo en Galicia hemos de destacar, por sus implicaciones en la toma de datos para esta memoria, los siguientes aspectos de la gestión realizada durante el período de muestreo (1995-2015):

- La temporada de pesca comienza el primero de mayo para concluir, en su duración regular, al tiempo que la temporada de pesca de la trucha común, que al principio del periodo de estudio era a finales o mediados de agosto, pero actualmente se ha adelantado al último día de julio.
- Los cotos declarados como de reo en la normativa son: Celeiro (lotes 2 y 3), Couso, Lambre, Monteporreiro, Noia, Noval, Ombre, Padrón, Ponte Arnelas, A Ponte do Porto, Ribeiras, Segade, Sinde, Traba, Viveiro (lotes 2 y 3), Ximonde y Xuvia; en

ellos se prorroga la pesca hasta el último día de septiembre, si bien en el coto de Betanzos desde 2013 se cierra la temporada a mediados del mes septiembre.

- En 1995 esta prórroga solo existía para los ríos de Coruña con la excepción del Sor. En 1997 se aplica para todos los cotos gallegos de reo, por lo que los cotos del Sor y de las provincias de Lugo y Pontevedra ven desde entonces prolongada su temporada regular hasta el mes de septiembre.
- El cupo autorizado entre 1995 y 2018 ha sido de 5 reos/pescador y día; para la temporada de 2019 paso a ser de 2 reos/pescador y día.
- La talla mínima sufrió dos variaciones: en 1997 la talla mínima, que era de 25 cm, se fijó en 30 cm (aunque en los ríos de la provincia de A Coruña este cambio se inició ya en 1996); y en 2011 se incrementó de nuevo hasta los 35 cm.
- El resto de las normas son iguales que las establecidas para la trucha, incluyendo el horario de pesca que va desde una hora antes del amanecer hasta una hora después de la puesta de sol.

Detallamos a continuación las principales características de los cotos de reo que se incluyen en este estudio.

2.3.1.- RÍO MASMA: COTOS DE CELEIRO Y MONDOÑEDO

El coto de pesca de Celeiro comprende los municipios de Lourenzá y Barreiros, tiene una longitud de 7.7 Km en el curso principal del río Masma. El límite superior (Tabla 2.8) se fija en Puente de Cazolga (Lourenzá) y el inferior se fija en Pozo de Pibidal (Barreiros). Consta de 3 tramos diferenciados:

- Tramo 1: de 3.6 Km fija su límite superior en A Ponte da Cazolga y el inferior en la presa de la central de Pozo Capitán (Lourenzá)
- Tramo 2: de 2.3 Km fija su límite superior en la presa de la central de Pozo Capitán (Lourenzá). mientras que el inferior se fija en Presa Vella (Barreiros); finalmente.
- Tramo 3: de 1.80 Km fija su límite superior en Presa Vella (Barreiros) y el inferior en Pozo de Pibidal.

El coto de pesca de Mondoñedo acota el río Masma durante 9.1 Km. El límite superior (Tabla 2.8) se halla en A Ponte de Viloalle (Mondoñedo) y el inferior en A Ponte de Cazolga (Lourenzá). Esta, por lo tanto, situado aguas arriba del coto de Celeiro y unido al mismo.

La mayoría de los reos pescados en este río durante el período de estudio fueron guiados en el coto de Celeiro (un 80 %). una parte significativa se guiaron en el coto de Mondoñedo (16 %) y el resto de los guiados (4 %) fueron capturados en la zona libre. En total se guiaron en este río 540 ejemplares de reo.

El análisis de los datos indica que, entre 1995 y 2019, este río presentó la menor media anual de reos guiados de los ocho ríos seleccionados (rango= 0 - 79 ejemplares/año; media= 21.65). Además, desde que en 2011 se incrementó la talla mínima a 35 cm únicamente se guiaron 20 ejemplares, pasando la media de 32.5 entre 1995 y 2010, a 2.2 reos/año entre 2011 y 2019, ya que en los últimos 6 años solo se han guiado 7 reos.

2.3.2.- RÍO LANDRO: COTO DE VIVEIRO

El coto de pesca de Viveiro tiene una longitud de 11.5 Km y está dividido en cuatro tramos; la pesca de reo está autorizada en 7.6 Km, que corresponden a tres de los tramos.

La mayoría de los reos guiados en el río Landro proceden del Coto de Viveiro, ya que menos del 1 % de los 1399 ejemplares pescados oficialmente entre 1995 y 2019 procedía de la zona libre. En este periodo se guiaron una media de 58 ejemplares al año (rango= 0 - 138 ejemplares/año), lo que hace del Landro el segundo río gallego con menor media de reos guiados por año de los estudiados en esta memoria. Al igual que en los otros ríos estudiados, la reducción a partir de la temporada 2011 ha sido notable, pasando de 80 reos/año entre 1995 y 2010 a apenas 13 entre 2011 y 2019.

2.3.3.- RÍO SOR: COTOS DE RIBEIRAS Y SEGADE

En el río Sor se hallan dos cotos de pesca de reo, el de Ribeiras, de 10.6 Km, y el de Segade, de 8.3 Km.

La mayoría de los reos guiados en el río Sor entre 1995 y 2019 proceden del coto de Ribeiras (81.6 %), mientras que los procedentes del coto de Segade (8.6 %) y de la zona libre (9.8 %) representan un porcentaje similar y mucho menor. Durante el periodo de estudio se guiaron en el río Sor 6377 reos, con una media anual de 255 ejemplares (rango= 4 - 643 ejemplares/año), lo que convierte al Sor en el segundo río gallego con mayores capturas de esta especie tras el Eume. La media de capturas anuales disminuyó de 511 entre 1995 y 2010 a 112 entre 2011 y 2019.

2.3.4.- RÍO EUME: COTO DE OMBRE

El coto de pesca de Ombre acota el río Eume a lo largo de 7.7 Km. En total se guiaron 9187 ejemplares, la mayoría (99.5 %) procedentes del coto de Ombre, y sólo un 0.5 % de la zona libre, con una media anual de 382 ejemplares (rango= 31 - 1405 ejemplares/año) que convierte al río Eume en el río gallego con mayor número de capturas anuales de esta especie durante el periodo de estudio. Aun teniendo en cuenta el descenso producido desde el 2008 debido al vertido ya comentado. En el Eume también se notó tanto la

reducción en las capturas como en otros ríos tras el cambio de talla mínima de 2011. Sin embargo, en los 2 últimos años se aprecia un importante descenso en las capturas, de modo que la media de capturas, que entre 1995 y 2010 fue de 511 reos/año, pasó a 112 entre 2011 y 2019.

2.3.5.- RÍO MANDEO: COTO DE BETANZOS

El coto de pesca de Betanzos tiene una longitud de 11 Km. Entre 1995 y 2019 se guiaron en el río Mandeo 5087 reos; de los cuales el 99.75 % proceden del coto de Betanzos, y solo el 0.25 % de la zona libre. De acuerdo con los datos disponibles se obtiene una media de 203 reos guiados al año (rango= 28 - 479 ejemplares/año). También se notó la reducción a partir de la temporada 2011, ya que la media anual pasó de 267 a 90 reos/año.

2.3.6.- RÍO GRANDE: COTO DE PONTE DO PORTO

El coto de pesca de A Ponte do Porto tiene una longitud de 2.5 Km en el río Grande y 0.6 Km en el regato Cruz de Canle. Durante el periodo de muestreo se guiaron 3130 ejemplares en el río Grande, casi todos (99.80 %) procedentes del coto de Ponte do Porto, y sólo el 0.20 % de la zona libre, lo que implica una media de 125 reos guiados al año (rango= 15 - 363 ejemplares/año) Tras la reducción de la talla mínima en 2011 se redujo la media anual de 171 a 43 reos/año.

2.3.7.- RÍO TAMBRE: COTO DE NOIA

El coto de pesca de Noia tiene una longitud de 8.8 Km. Los 5901 reos guiados en este río durante el periodo de muestreo proceden del coto de Noia, lo que implica una media de 283 reos guiados al año (rango= 12 - 501 ejemplares/año). La media de capturas se redujo de 326 a 76 reos a partir del año 2011.

2.3.8.- RÍO ULLA: COTOS DE SINDE. COUSO Y XIMONDE

El coto de pesca de Sinde mide 0.6 Km, el de Couso 0.5 Km y el de Ximonde 0.8 Km. El coto de Ximonde estuvo vedado entre 1995 y 2003, en 2004 se abrió como coto de pesca sin muerte, pero en el 2005 se autorizó de nuevo la pesca con extracción de la pieza.

En este río se guiaron un total de 2599 reos, el 70 % provenientes del coto de Couso, seguido del de Sinde (18.7 %); en el libre se guió un 8.3 % del total y en Ximonde tan solo un 3 %. La media anual es de 104 individuos guiados al año (rango= 6 - 351 ejemplares/año), pero pasó de 146 a 29 reos desde 2011.

2.4.- CARACTERIZACIÓN DE LAS ESTACIONES DE CAPTURA

2.4.1.- RÍO ULLA: ESTACIONES DE CAPTURA DE XIMONDE Y LIÑARES

La estación de captura de Ximonde (Figura 2.1) está situada en la presa del mismo nombre, a 14 Km del límite intermareal localizado en el inicio de la Ría de Arousa. (UTM 29 543880 4732725. Datum ETRS89). Las instalaciones se incluían en una gran finca presidida por un gran pazo señorial aún habitado hoy en día. Tanto el pazo medieval, la finca, como la presa y su molino pertenecían a la familia Cisneros descendientes del rey Alfonso XI. En tiempos, la presa de Ximonde servía de "*pesqueira*" para la captura de diversas especies; además, inicialmente sirvió para derivar agua a un molino. En los años 70 el ICONA, añadió una planta a la edificación del molino y lo convirtió en refugio de pescadores. Desde 1993 funciona como estación de captura de peces con el objetivo de obtener información sobre su biología y la evolución de las poblaciones de las distintas especies, y de esta forma contribuir a la conservación y adecuado aprovechamiento de sus poblaciones.

La presa de Ximonde está construida en mampostería, tiene 105 m de longitud y una altura de 3.1 m del pie a la coronación. En las instalaciones se incluyen dispositivos para capturar peces en remonte y en descenso (Figura 2.3 y 2.4). Dos dispositivos capturan peces en remonte: una antigua escala de artesas, realizada en 1953 y situada en la margen derecha, junto al edificio, y una escala tipo Denil de deflectores laterales, instalada en 1995 en el centro de la presa, aprovechando un hueco en el azud de la antigua pesqueira.

Cada escala tiene una trampa de remonte, que consiste en 2 rejillas de 1 cm de luz que forman una "V", dejando una abertura de 15 cm entre ambas; esta disposición dirige la entrada de los peces a las pozas de captura y dificulta su salida. Ambas escalas disponen de una rejilla con luz de 1 cm en su toma de agua del río, que impide la salida de los peces, y una compuerta para limitar o impedir la entrada de agua cuando se realizan las operaciones de captura.

El dispositivo de captura de peces en descenso se habilitó en 1999 incrementando notablemente la capturabilidad de la instalación. Consiste en una trampa que consta de una serie de rejillas verticales giratorias de 1.5 cm de luz situadas en un cuarto de la anchura de la presa (5 de 122 cm de longitud por 87 cm de anchura sobre la escala, y 21 de 102 cm de longitud por 77 cm de anchura sobre la presa). Los peces son conducidos al canal del molino donde se ubica una trampa de rejillas horizontales (cinco de 150 cm de longitud por 100 cm de anchura, con una luz de 0.6 cm) que conduce los peces hasta una jaula de 1.5 m de longitud y anchura por 2 m de altura, con desagüe de fondo para captura de los peces.

Todos los dispositivos de captura, tanto de descenso como de remonte, son inspeccionados por los operarios al menos una vez al día, y todos los días del año.



Figura 2.3: Presa y dispositivos de captura de la estación de Ximonde (río Ulla).

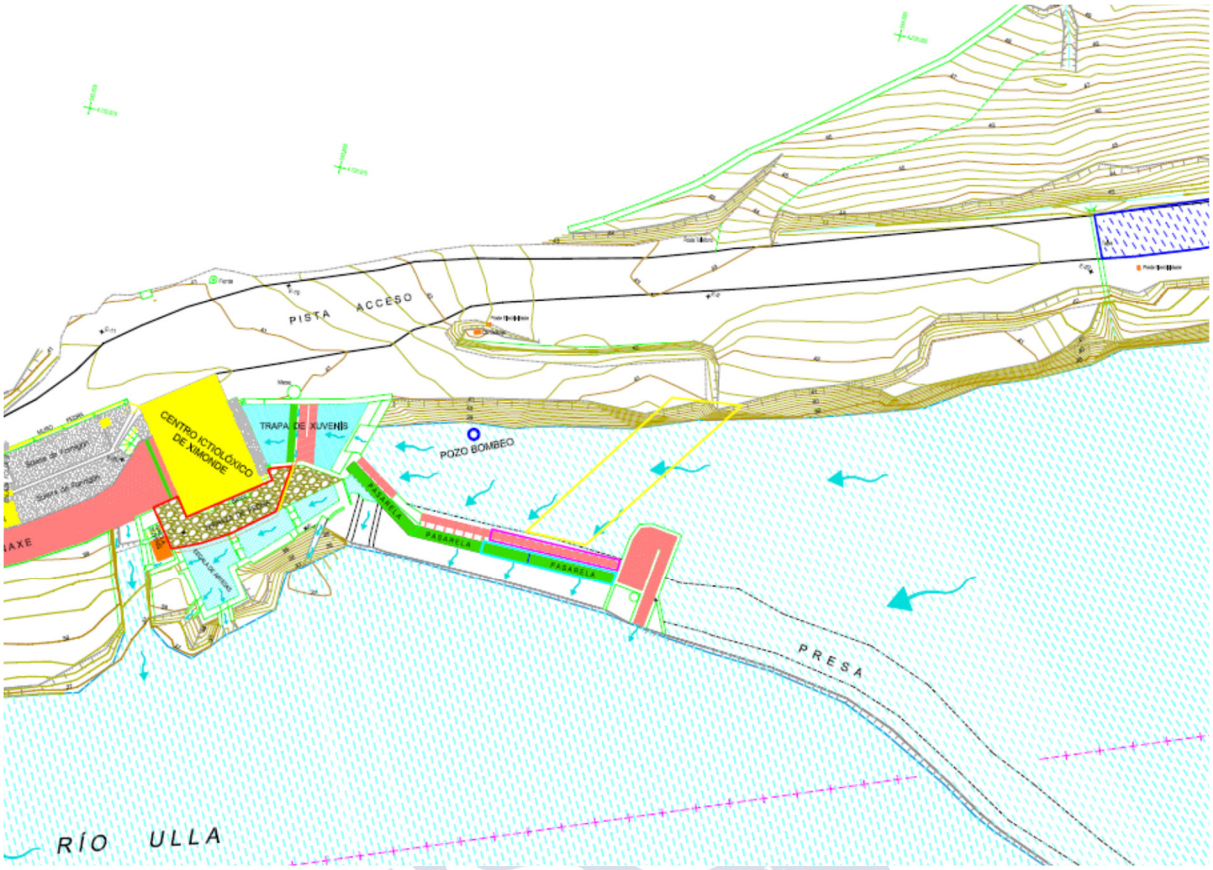


Figura 2.4: Plano Topográfico de la Estación de captura de Ximonde (río Ulla)

El río Liñares que desemboca en el río Ulla cerca del límite aguas abajo del Coto de Ximonde (a 300 m) por la margen izquierda o de Pontevedra, mide 19.2 Km, nace a 565 metros de altitud y desemboca a 38 m, por lo que su pendiente media es del 2.75%. Cabe destacar que en el cauce de este río a unos 3 Km de la desembocadura en el Ulla se sitúan unos obstáculos naturales que se denominan los Saltos del Pina, que impiden el remonte de peces migradores a su parte alta. La estación del río Liñares estuvo en funcionamiento de 1994 a 2004. Estaba situada en una presa de 25 m de anchura y 3 m de altura, que se halla en la parte baja de este afluente, a 300 m de su unión con el Ulla, la cual a su vez está situada 600 m aguas abajo de la presa de Ximonde.

Al igual que en Ximonde, constaba de dispositivos para la captura de peces tanto en remonte como en descenso. Para la captura en remonte, disponía de un dispositivo de captura en "V" similar al de Ximonde en una escala tipo Denil con deflectores laterales situada en la margen derecha. Para la captura en descenso disponía de una trampa de rejillas horizontales que abarcaba todo su ancho hasta conducir los peces al canal del Molino de Louzao; contaba con 21 rejillas de 1.5 x 1 m con una luz de 0.6 cm, pero al objeto de incrementar la filtración de agua se colocaron 4 rejillas de 1 m de longitud por 0.5 m de anchura con una luz de 1 cm (Figura 2.5 y 2.6). De esta forma se conducían independientemente hacia una jaula de captura (de 1.5 de anchura y 1 m de altura) los peces que entraban por el canal y los que bajaban por la presa, donde las rejillas horizontales les conducían a un canal que también desembocaba en la jaula de captura.



Figura 2.6: Trampa de descenso del río Liñares

Los datos de temperatura fueron obtenidos directamente en aguas de la misma presa de Ximonde mediante un data logger tipo "minilog" sumergido a 10 - 20 cm de la superficie del agua. Los períodos sin toma directa de temperatura fueron inferidos utilizando una ecuación de la recta de regresión entre valores de temperatura atmosférica y del agua obtenidos en aguas del Ulla en Ximonde, a partir de datos de temperatura obtenidos en una estación meteorológica cercana.

Los datos de caudal (m^3/s) fueron solicitados al organismo competente de la gestión de la cuenca hidrológica del río Ulla (Augas de Galicia-Xunta de Galicia) y obtenidos en la estación de aforo de Teo, situada 6 Km aguas abajo de Ximonde.

2.4.2.- RÍO LÉREZ: ESTACIÓN DE CAPTURA DE BORA

En la parroquia de Bora (Pontevedra) se construyó a finales de los años 50 una presa de 150 m de anchura y 6 m de altura en el río Lérez para abastecimiento de una fábrica de celulosa que se situó en la ría de Pontevedra. La presa está situada relativamente cerca de la desembocadura (Figura 2.1), 350 m aguas abajo de la desembocadura del río Almofrei en el Lérez, a 4.5 Km del inicio de la zona de pesca mixta fluvial y marina (que también marca el inicio del ZEC Río Lérez) y a 3 Km de la presa de Monteporreiro, donde llegan las mareas vivas. En la fase de diagnóstico realizada al inicio de los trabajos de recuperación del salmón Atlántico en el río Lérez, se concluyó que la presa suponía un obstáculo infranqueable para los peces migradores, por lo que en 1996 se finalizó una reforma de la escala de artesas existente desde su construcción que consistió en el incremento en altura de los muros de las artesas y la construcción de 3 artesas aguas abajo de las 7 que ya existían.

La estación de captura de Bora comenzó a funcionar en 1996, si bien hasta 1999 no lo hizo de una forma sistemática. Solo cuenta con un dispositivo de captura de peces en remonte, que consiste en una trampa tipo "V", igual que la descrita para las estaciones del Ulla, situada en la segunda artesa. También cuenta con rejilla y compuerta en la primera artesa, en contacto con el área embalsada (Figura 2.7 y 2.8).

Los datos de temperatura fueron obtenidos directamente en aguas de la misma presa de Bora mediante un data logger tipo "minilog", sumergido a 10-20 cm de la superficie del agua. Los datos de caudal fueron solicitados al organismo competente de la gestión de la cuenca hidrológica del río Ulla (Augas de Galicia-Xunta de Galicia) y corresponden a la estación de aforo de Monteporreiro, situada 3 Km aguas abajo de Bora.



Figura 2.7: Escala de artesas de Bora (río Lérez) y trampa en "V"

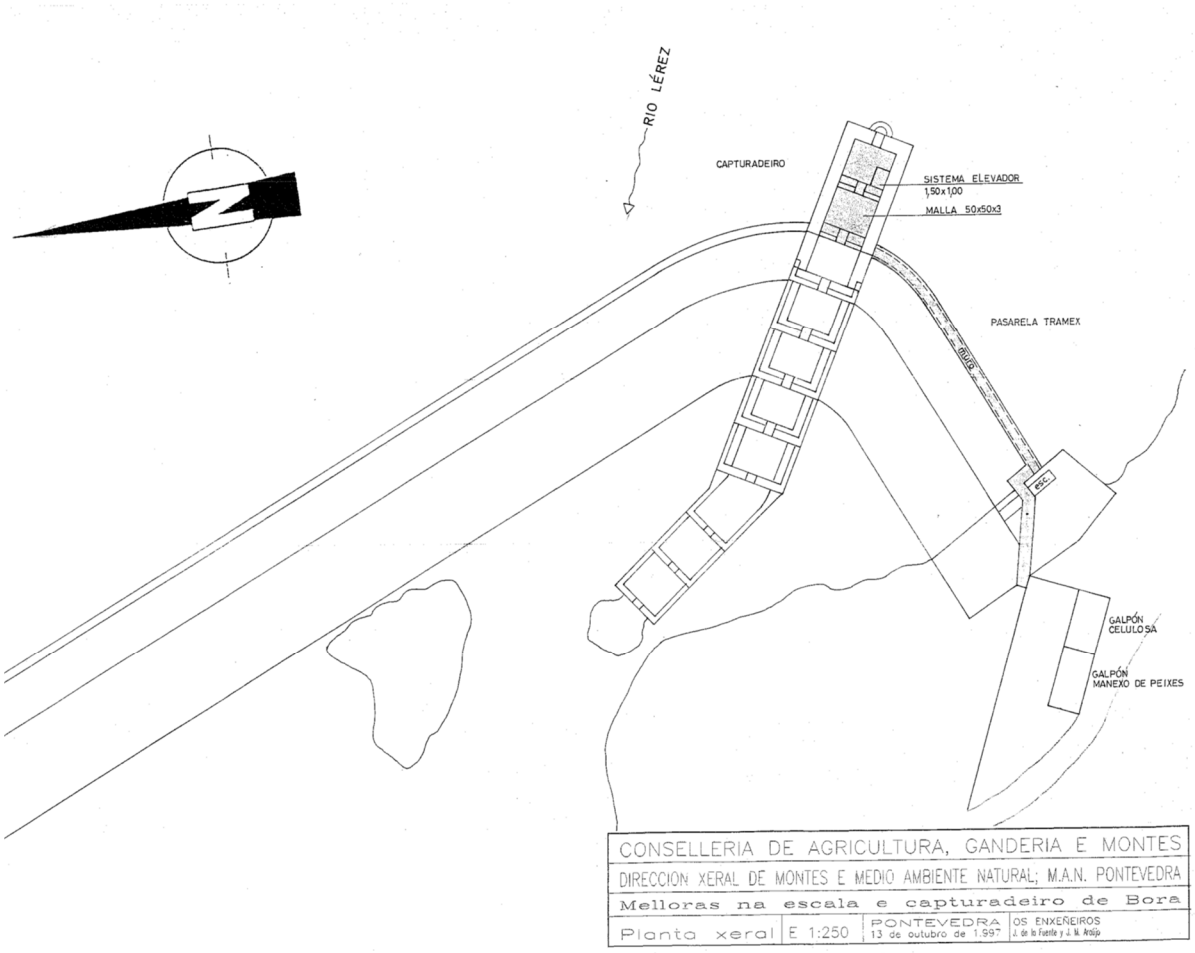


Figura 2.8: Plano de la presa y escala de Bora (río Lérez)

2.4.3.- RÍO TEA: ESTACIÓN DE CAPTURA DE A FREIXA

El río Tea desemboca en el Miño en Salvaterra, a unos 15 Km aguas arriba del límite de la zona de influencia de marea del estuario. La estación está situada en una presa situada a 12 Km de la desembocadura del Tea en el Miño (Figura 2.1); dispone de una escala con trampa para peces en remonte y un canal que conduce a los peces a una trampa con rejillas horizontales (de 0.6 cm de luz), las cuales guían a los peces a una jaula de captura (Figuras 2,9, 2.10 y 2.11).

La escala dispone de seis artesas, el dispositivo de captura es similar al de Ximonde y Bora (tipo "V") y se ubica en la segunda artesa más próxima a la parte embalsada, también dispone de rejilla y compuerta como las otras trampas de remonte descritas.

Los datos de temperatura y caudal fueron solicitados al organismo de cuenca (Confederación Hidrográfica Miño-Sil-Ministerio de Medio Ambiente. Medio Rural y Marino) y tomados de la estación de Ponteareas de la Red Saih-Saica Aforo y calidad del agua, situada a escasos metros de la estación de captura de A Freixa.

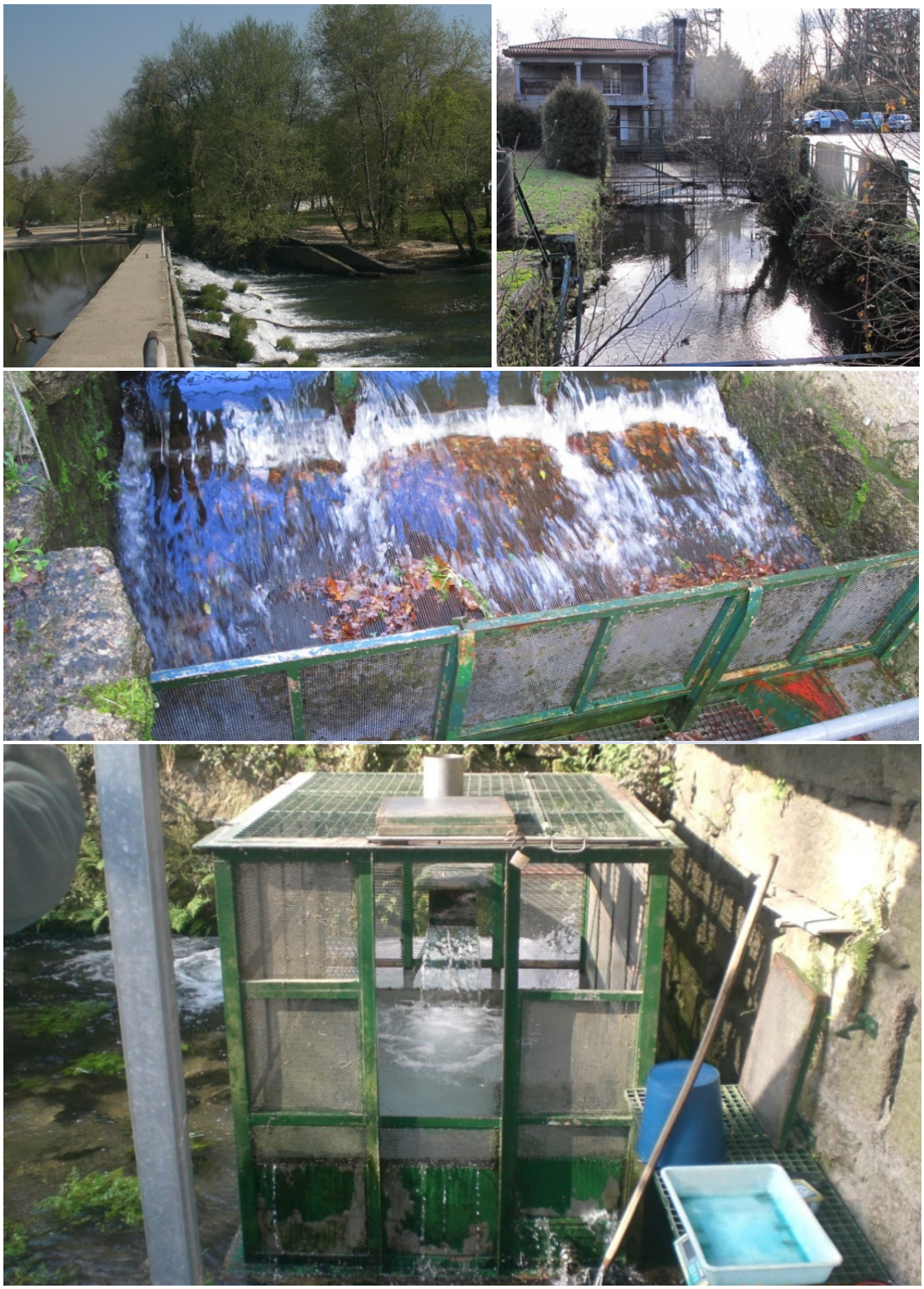


Figura 2.9: Escala, trampa de descenso, canal, rejillas horizontales y jaula de captura de la estación de captura de A Freixa (río Tea).

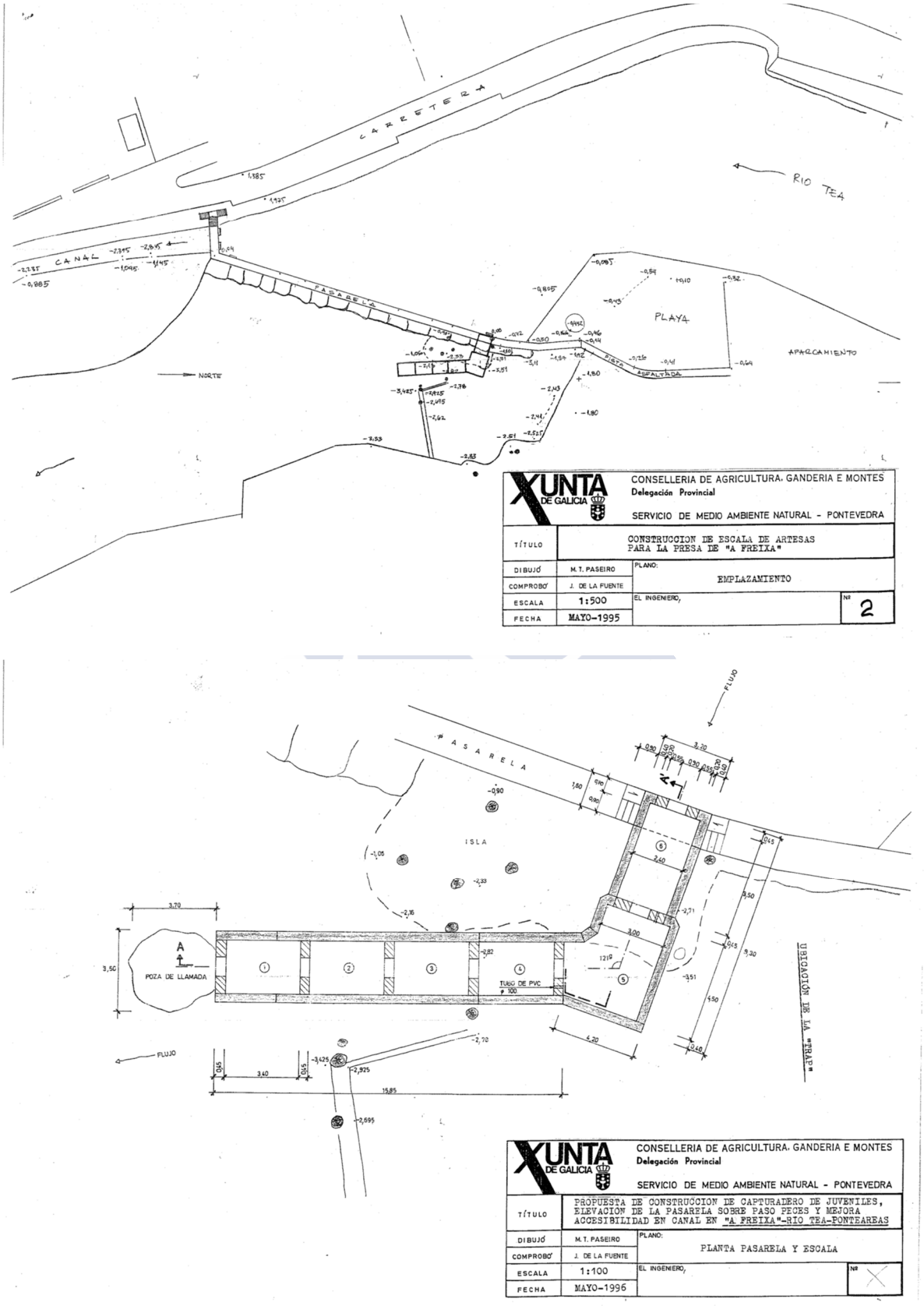


Figura 2.10: Plano de la presa, escala e inicio del canal de la estación de A Freixa (río Tea).

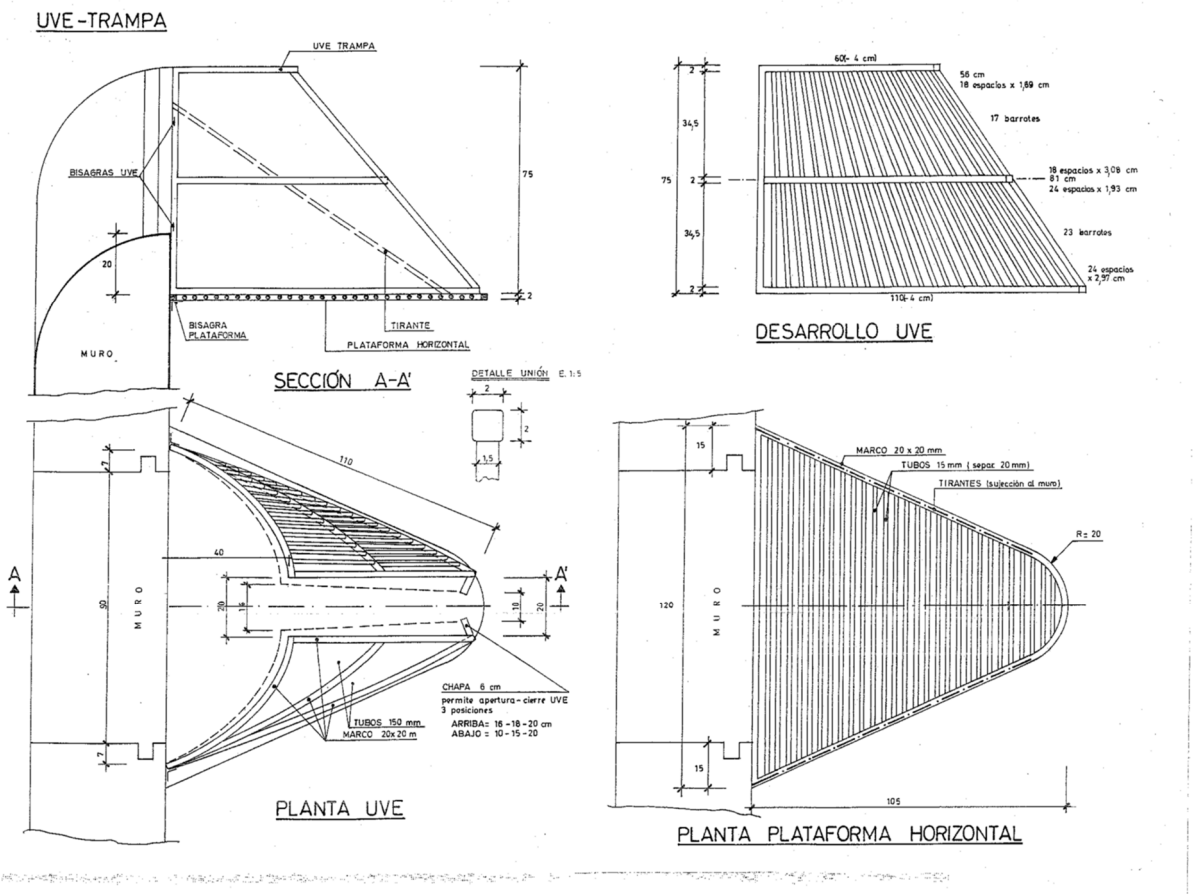


Figura 2.11: Esquema de la trampa en "V" de A Freixa.

2.4.4.- RÍO LANDRO: ESTACIÓN DE CAPTURA DE LANDROVE

La estación de Landrove (Figura 2.1) está situada en el molino y presa del mismo nombre, a menos de 1 Km del límite intermareal localizado en el inicio de la Ría de Vivero (Lugo). La Xunta de Galicia compró el molino en el año 1995 y lo reformó, siendo usado desde entonces como como estación de captura. Las reformas consistieron básicamente en la construcción de una escala y una trampa de captura para salmónidos, así como la adecuación del interior de la edificación para una doble función como centro de precintaje y laboratorio ictiogénico. La presa de Landrove había sido hasta entonces un obstáculo parcial para el remonte de los peces migratorios, pero siempre un punto conflictivo para su paso tanto por el efecto barrera como por los episodios de furtivismo asociados a este tipo de elemento. La presa está hecha de mampostería, tiene 14 m de anchura, una altura de 1.2 m del pie a la coronación y una longitud del paramento de entre 8 y 10 m (en plano inclinado).

La instalación solo incluye un dispositivo de captura en remonte, formado por una escala construida en 1995 y reformada en 1998, que está situada en la margen derecha, junto al molino (Figura 2.12). La escala tiene asociada una trampa que consiste en un dispositivo de rejillas en "V" de luz inferior a 2 cm similar a las anteriores; mediante una abertura de 20 cm entre ambas rejillas dirige la entrada de los peces a la jaula de captura

y dificulta su salida. La escala dispone también, en su toma de agua del río, de una compuerta y rejilla con luz de 1 cm para impedir la salida aguas arriba de los peces, así como de una compuerta que permite regular el nivel de la columna de agua en el interior. Este sistema está pensado para reducir la manipulación de los peces y con ello los niveles de estrés y daños físicos que pudiesen producirse.

El dispositivo es inspeccionado al menos una vez al día cuando la trampa está en periodo de captura; fuera de este periodo las compuertas se mantienen abiertas permitiendo el paso de los peces migradores.



Figura 2.12: Estación de Captura de Landrove (río Landro).

Capítulo 3:
Material y métodos

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

3.- MATERIAL Y MÉTODOS

3.1.- MATERIAL ESTUDIADO

Los datos de los ejemplares de trucha común, tanto residentes como anádromos, utilizados en la realización de este trabajo proceden de tres fuentes distintas: las estaciones de captura, la pesquería oficial de reo de Galicia y en menor medida, de campañas de pesca eléctrica.

3.1.1.- DATOS DE LAS ESTACIONES DE CAPTURA

En el apartado anterior se han descrito las cinco instalaciones que permitieron la obtención de ejemplares para este trabajo: Landrove en el río Landro, Ximonde (río Ulla) y Liñares (río Liñares) en la cuenca del Ulla, Bora en el río Lérez, y A Freixa (río Tea) en la cuenca del Miño.

Los dispositivos de captura de las estaciones fueron inspeccionados todos los días del año, al menos una vez al día, siguiendo el protocolo de funcionamiento de cada instalación, si bien en ocasiones y durante períodos en los cuales se conoce que no hay movimientos de peces, determinados dispositivos de algunas de las estaciones dejan de funcionar, quedando abiertos de manera que los peces pueden seguir su migración natural.

Para poder capturar los peces con el menor daño posible se cierran las compuertas que regulan la entrada de agua en los capturaderos, limitando el movimiento de los peces capturados a espacios reducidos habilitados al efecto, con escaso volumen de agua. Los peces son retirados con sacaderas con red sin nudos y llevados a un tanque con anestesia (2-phenoxietanol al 2%). Tras verificar que el animal está anestesiado, se procede a la toma de datos biométricos, muestras y marcado (en su caso), tras ello el pez se traslada a un tanque de recuperación con agua corriente. Una vez recuperado del efecto de la anestesia y tras comprobar su estado, es liberado al agua en la zona que le permite seguir su migración, superando de esta forma el obstáculo donde se ubica la trampa.

En la tabla 3.1 se muestra el número de adultos de reo capturados en las distintas estaciones de captura que han sido utilizados en este trabajo; en total, entre 1993 y 2018 se obtuvieron datos de casi 28.000 individuos. En los últimos años se ha reducido la manipulación de los peces, en las estaciones que siguen operando, y tan solo se toma la longitud furcal con una cinta métrica en la misma sacadera, sin anestesia previa. Sin embargo, en este trabajo solo se utilizaron los datos del inicio de la serie, ya que solo se determinó la edad hasta el año 2004.

Tabla 3.1: Número de ejemplares adultos de reo capturados entre 1993 y 2018 en las diferentes estaciones de captura.

	Bora	Ximonde	Liñares	A Freixa	Landrove	Total
1993	-	110	-	-	-	110
1994	-	116	6	-	-	122
1995	-	451	38	-	-	489
1996	-	357	23	472	58	910
1997	-	223	9	825	87	1144
1998	-	181	7	1605	164	1957
1999	185	694	14	2920	99	3912
2000	163	276	4	907	-	1350
2001	395	381	32	2110	-	2918
2002	329	306	20	766	-	1421
2003	229	126	18	461	-	834
2004	263	96	7	1543	-	1909
2005	216	322	-	889	-	1427
2006	231	273	-	333	-	837
2007	84	25	-	603	-	712
2008	144	289	-	877	-	1310
2009	166	189	-	427	-	782
2010	156	157	-	442	-	755
2011	228	101	-	1110	-	1439
2012	144	347	-	241	-	719
2013	280	259	-	158	-	697
2014	119	194	-	127	-	440
2015	118	138	-	140	-	396
2016	79	194	-	356	-	581
2017	90	135	-	24	-	280
2018	106	278	-	33	-	418
Total	3725	6218	178	17350	408	27898

Destacan las capturas en la estación de A Freixa, que corresponden a más de la mitad de las obtenidas; sin embargo, al no haberse realizado determinación de la edad y no conocer la estructura de la población, solo hemos utilizado los datos obtenidos para el estudio de los movimientos del reo y de la biometría general.

En la tabla 3.2 se muestra el número de esguines de reo cuyos datos han sido utilizados en este trabajo; en total han sido 7589 ejemplares capturados en las tres estaciones que durante esos años poseían dispositivos de captura de descenso, las situadas en los ríos Ulla (Ximonde), Liñares y Tea (A Freixa).

Tabla 3.2: Número de esguines de reo capturados en las estaciones de captura de Ximonde, Liñares y A Freixa entre 1993 y 2019.

	Ximonde	Liñares	A Freixa	Total
1993	28	-	-	28
1994	18	19	-	37
1995	34	81	-	115
1996	27	22	-	49
1997	9	2	-	11
1998	35	21	-	56
1999	206	29	-	235
2000	78	12	297	387
2001	42	8	318	368
2002	66	27	2006	2099
2003	63	15	446	524
2004	91	30	187	308
2005	31	-	833	864
2006	51	-	237	288
2007	26	-	421	447
2008	77	-	715	792
2009	18	-	476	494
2010	38	-	114	152
2011	14	-	23	37
2012	5	-	207	212
2013	10	-	54	64
2014	19		78	97
2015	19		102	121
2016	19		13	32
2017	18		38	56
2018	1		8	9
2019	25		28	31
Total	967	266	6356	7589

3.1.2.- DATOS DE LA PESQUERÍA OFICIAL DE REO

La Ley 7/1992 de 24 de julio, de pesca fluvial en Galicia, indica en su artículo 10 que para el transporte y posesión de reos y salmones será condición indispensable que vayan provistos de la documentación que acredite su procedencia legal, por ello "a los pescadores que capturen reos y salmones, al amparo de esta ley, se les deberá facilitar la documentación acreditativa de su origen".

Este mandato legal provocó que los pescadores de reo tuviesen que declarar sus capturas. Para acreditar su origen, la Xunta de Galicia entrega al pescador una "guía" que se rellena por triplicado, y también se le pone al pez guiado un precinto individualizado. Este sistema de control de la pesca del reo era único en la zona de distribución del reo en

España, hasta que en la Comunidad Foral de Navarra también se implantó en 2011 esta obligación de declarar los reos legalmente pescados (Tabla 3.3).

Tabla 3.3: Estadística oficial de capturas de reo en los ocho ríos estudiados desde la temporada de 1995 a la de 2019.

	Masma	Landro	Sor	Eume	Mandeo	Grande	Tambre	Ulla	Total
1995	26	28	437	1.405	278	203	501	75	2953
1996	19	88	546	530	351	127	432	71	2164
1997	30	101	527	548	399	52	379	57	2093
1998	79	52	91	392	165	64	223	19	1085
1999	42	41	90	486	218	124	437	124	1562
2000	56	61	213	494	344	186	342	237	1933
2001	23	103	643	646	391	158	450	232	2646
2002	31	113	607	537	479	189	356	351	2663
2003	46	112	628	616	255	262	274	213	2406
2004	38	94	303	862	97	159	434	296	2283
2005	22	138	326	425	244	144	244	242	1785
2006	17	91	330	704	91	155	145	33	1566
2007	24	60	205	299	105	144	179	57	1073
2008	23	92	218	43	237	363	401	188	1565
2009	19	53	243	96	382	222	260	62	1337
2010	25	54	270	95	244	191	171	79	1129
2011	5	17	112	62	65	78	141	100	580
2012	4	21	237	114	95	71	102	37	681
2013	4	18	130	180	135	46	88	32	633
2014	0	7	73	255	103	43	100	36	617
2015	4	31	54	133	95	49	84	6	456
2016	0	15	69	133	120	25	81	15	458
2017	2	9	16	90	78	30	59	9	293
2018	1	0	4	31	88	30	18	16	188
2019	0	0	5	11	28	15	12	12	83
Total	540	1399	6377	9187	5087	3130	5913	2599	34216
Media hasta 2010	32.50	80.06	354.81	511.13	267.5	171.44	326.75	146.00	1890.19
Media desde 2011	2.22	13.11	77.78	112.11	89.67	43.00	76.11	29.22	441.44

En Galicia el guiado de reos se inició en 1993; en salmones ya se venía realizando desde 1949. Aunque de algunos ríos se dispone de datos desde 1993, en la mayoría de los ríos donde se pescan reos en número apreciable existen datos desde 1995. Estos datos incluyen al menos la longitud furcal (cm), el peso (g), el nombre y procedencia del pescador, el cebo utilizado, el pozo o lugar donde fue pescado y, en la mayoría de los ríos, se toma una muestra de escamas (véase más adelante la figura 3.7).

De los diez ríos gallegos de los que se obtuvieron datos y muestras de reos, se optó por incluir en este trabajo solo aquellos con un número de datos significativo en toda la

serie temporal (1995-2019). De esta forma se incluirán únicamente los datos obtenidos en los siguientes ocho ríos: Masma, Landro y Sor en el Cantábrico; Eume, Mandeo y Grande del Puerto o de Baio en el Arco Artabro y Fisterrán; y Tambre y Ulla en las Rías Baixas.

Los dos cambios normativos aplicados en Galicia en lo que respecta a la talla mínima legal de captura de reos (de 25 a 30 cm en 1996 en A Coruña y en 1997 en el resto de Galicia, y de 30 a 35 cm en 2011) han afectado notablemente a esta serie de capturas. En concreto han causado una notable disminución en el río Masma a partir del 2011, aunque al estar bien representado en el resto de la serie hemos optado por no excluirlo. El río Xubia fue excluido por no estar suficientemente representado al principio de la serie temporal y existir ríos cercanos bien representados, ya que fue precisamente en el inicio de la serie temporal cuando se seleccionaron los ríos a estudiar y se inició la lectura de escamas.

Hay que aclarar que, si bien se han recopilado todos estos datos en cuanto a número de ejemplares capturados, peso, longitud, fecha y lugar de captura en casi toda la serie, la información más valiosa corresponde al periodo comprendido entre 1995 y 2002, ya que durante esos ocho años se asignó la edad de todos los reos capturados (16078 individuos). Es por ello que los "rasgos clave" (Harris, 2006) se definieron a partir de los datos de estos estos ocho años y de las poblaciones de esos ocho ríos. Estos "rasgos clave" son una serie de valores aritméticos de la estructura de edad e historia reproductiva que se utilizan para caracterizar las poblaciones de reo y que son descritos más adelante.

3.1.3.- DATOS DE MUESTREOS MEDIANTE PESCA ELÉCTRICA

Como método complementario a los dos anteriores se utilizó el método de captura de peces mediante pesca eléctrica para obtener datos de juveniles de trucha común para su uso en la ecuación del retrocálculo y, por otro lado, para la obtención de escamas de reos en las poblaciones donde se obtuvieron pocas escamas en la pesquería.

La pesca eléctrica fue realizada siguiendo el método utilizado en los inventarios que se realizan anualmente en los ríos gallegos por parte de la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia (Hervella & Caballero, 1999).

En total en el tramo accesible para los peces migradores de la cuenca del río Ulla se capturaron mediante pesca eléctrica 132 truchas de tallas inferiores a 20 cm cuyos datos fueron usados en este trabajo.

En los ríos Sor y Grande apenas se obtuvieron escamas en los lugares de guiado oficial, por lo que se buscaron métodos alternativos para la obtención de escamas. Así, en el caso del río Grande de Baio se realizaron dos muestreos mediante pesca eléctrica en los años 1998 y 1999 en el río Cruz de Canle, en un punto situado aguas abajo de la central de Carantoña de este río, donde se acumulan los reos al liberarse el caudal de restitución en este afluente del río principal. Para obtener un número adicional de escamas de reo en

el río Sor y poder realizar una adecuada caracterización de su población, se aprovechó la realización de inventarios de pesca eléctrica para tomar muestras de escamas de todos los adultos de reo que se capturaron, también se contó con la colaboración de pescadores asiduos a los cotos del Sor que, amable y desinteresadamente, realizaron la toma de muestras de escamas y de datos biométricos.

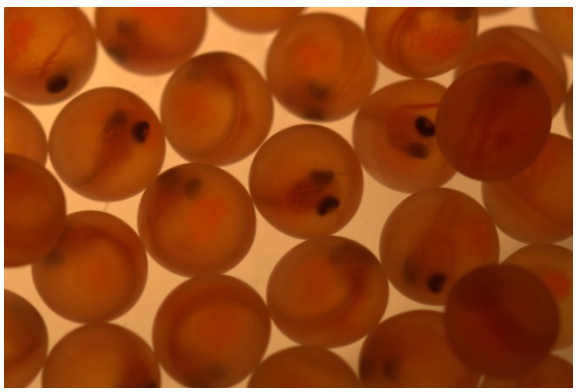
3.2.- TERMINOLOGÍA UTILIZADA EN LA DESIGNACIÓN DE LAS FASES DEL CICLO VITAL DEL REO

Dada la complejidad del ciclo vital del reo se detalla a continuación la terminología utilizada de las fases de su ciclo vital. En este trabajo se han seguido en parte los criterios establecidos por Allan & Ritter (1977), Elliot & Chambers (1996) y CSTP (2010); hemos mantenido entre comillas los términos ingleses usados en la bibliografía. De esta forma las fases vitales del ciclo del reo quedan definidas en las siguientes categorías (Figura 3.1):

(1) Huevo verde ("*green ova*"): huevo justo antes o justo después de la fecundación.



(2) Huevo embrionado ("*eyed ova*"**):** huevo donde ya se observan los ojos del embrión, tras haber pasado un tiempo variable de desarrollo según la temperatura del agua.



(3) Eleuteroembrión o Alevín (“*alevin”*): individuo tras la eclosión del huevo, primero con saco vitelino (alevín vesiculado) y luego sin él. Comienza la alimentación exógena hasta que alcanza el primer verano de vida.





(4) Juvenil o Pinto (“*parr”*): trucha que comienza el crecimiento hasta el momento en el que comienza su proceso de desarrollo sexual (truchas potamódromas o “residentes”) o su transformación en esguín (truchas anádromas).





(5) Pre-esguín (“*pre-smolt”*): juvenil de trucha común anádroma que comienza a mostrar signos externos de preparación para su migración al mar: comienza la desaparición de las marcas ovaladas de los flancos y se inicia la librea plateada.





(6) Esguín (“*smolt”*): Juvenil de reo con librea plateada que inicia su descenso hacia el mar. No presenta las marcas ovaladas, las aletas cambian de coloración y el cuerpo se estiliza.





(7) Post-esguín (“*finnock*”): reo que retorna al río el mismo año del esguinado, no necesariamente para reproducirse (edad de mar= 0+). Por lo tanto al final del año de esguinado pueden ser maduros o inmaduros.





(8) Adulto de primer retorno (“*maiden sea trout”*): reo que ha pasado unos meses(los post-esguines maduros), uno o dos inviernos en el mar y retorna al río para reproducirse por primera vez.





(9) Reproductor múltiple (“*previous spawner*”**)**: reo que retorna al río para reproducirse por, al menos, segunda vez.



(10) Zancado (“*kelt”***)**: Reo que se ha reproducido recientemente y que aún no ha comenzado un nuevo período de crecimiento. En muchas ocasiones ya presentan librea plateada.



(11) Trucha residente (“*brown trout*”, “*resident trout*”): trucha que permanece toda su vida en agua dulce.



Figura 3.1: Fotografías de las fases vitales del reo

3.3.- TOMA DE DATOS Y MUESTRAS

Se determinó la longitud furcal (LF) de todos los salmónidos incluidos en este trabajo mediante un ictiómetro diseñado al efecto (precisión ± 1 mm; véase Figura 3.2). La longitud furcal (LF) se define como la distancia existente entre el extremo anterior de la boca y el punto más profundo de la bifurcación de la aleta caudal. Para la determinación del peso se utilizó una balanza (precisión ± 1 g). Estos datos fueron anotados tanto en un estadillo como en el sobre de escamas, así como también en el libro de la estación o en la guía de origen.

Se estableció un índice de coloración según el grado de plateado, tanto en adultos como en juveniles (0 = nada plateado, 1 = algo plateado y 2 = muy plateado); este dato permite tener una aproximación sobre el tiempo de permanencia en agua dulce (adultos) o del momento de migración hacia el mar (juveniles). En algunas ocasiones también se tomaron otras medidas complementarias en la determinación del sexo, como la longitud de la maxila superior y longitud de la base de la aleta adiposa, para lo que se usó un calibre (precisión ± 1 mm).

También se anotaron diversas observaciones para cada individuo, como la presencia de pulga de mar [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer, 1837)], cuya presencia es indicativa de la reciente entrada del ejemplar en el río], malformaciones, descripción de lesiones observables, marcas de redes, etc. (Figura 3.3).



Figura 3.2: Toma de datos, longitud y peso. Ictiómetro, medición longitud furcal (flecha roja)



Figura 3.3: Observaciones en reos de la pesquería oficial y estaciones de captura: presencia de pulga de mar, malformaciones, marcas de lamprea, heridas, marcas anteriores.

3.4.- MARCADO DE REOS

Prácticamente todos los ejemplares de reo capturados en las estaciones de captura han sido marcados (al menos los adultos). El primer objetivo de esta práctica es permitir su reconocimiento si son recapturados en un dispositivo de captura, sea o no aquel en el que han sido marcados tras su primera captura. Algunas marcas permiten también que sean reconocidos cuando se capturan fuera de las estaciones, obteniéndose de esta forma información sobre sus movimientos.

El método de marcado más utilizado en este trabajo, dado su bajo coste y utilidad, fue la inoculación de tinta azul alcián bajo la dermis con un instrumento conocido como panjet (Figura 3.4) siguiendo las indicaciones de Hart & Pitcher (1969), ya que permite el marcaje individual o de grupo y su duración, si bien es dependiente del crecimiento del pez, normalmente permite el reconocimiento de los ejemplares adultos tras, al menos, un año de estancia en el mar.

.



Figura 3.4: Reo en un ictiómetro con marca tipo "Floy" bajo la aleta dorsal.

Otro método muy utilizado también en este trabajo, ha sido el uso de marcas externas individuales tipo Floy (Floy T-Bar; http://www.floytag.com/) insertadas bajo la base de la aleta dorsal. Son marcas de colores diferentes, con numeración individual y un número de teléfono para contactar en caso de recaptura. Han sido muy utilizadas sobre todo en las estaciones de Bora y Ximonde (Figura 3.5); las múltiples recapturas de ejemplares, principalmente en el mismo centro de marcado, han permitido conocer el crecimiento. Las notificaciones de recapturas en medio marino han permitido además obtener información sobre los movimientos marinos de los reos de los ríos Ulla y Lérez. La combinación de las marcas floy junto al tatuaje con azul alcián ha permitido establecer una tasa de retención de las marcas floy en torno al 65% tras un año de estancia en el mar de los reos adultos.

En menor medida que los dos sistemas de marcado mencionados se utilizaron también las marcas denominadas Implantes Visibles Alpha (VIA; Northwest Marine Technology, https://www.nmt.us/vi-alpha/), que se implantan superficialmente en la

parte posterior al ojo del ejemplar (Figura 3.6), en un tejido transparente que permite su visualización (sobre todo con luz ultravioleta) e identificación.

Más recientemente se utilizaron marcas PIT (transpondedores internos pasivos), que se implantan tanto en adultos como en juveniles (Figura 3.7) por vía intramuscular o intraperitoneal y permiten realizar un seguimiento individualizado de los ejemplares mediante sistemas de lectura del código de la marca PIT o la colocación de antenas específicas en el lecho del río, canales o en pasos para peces.

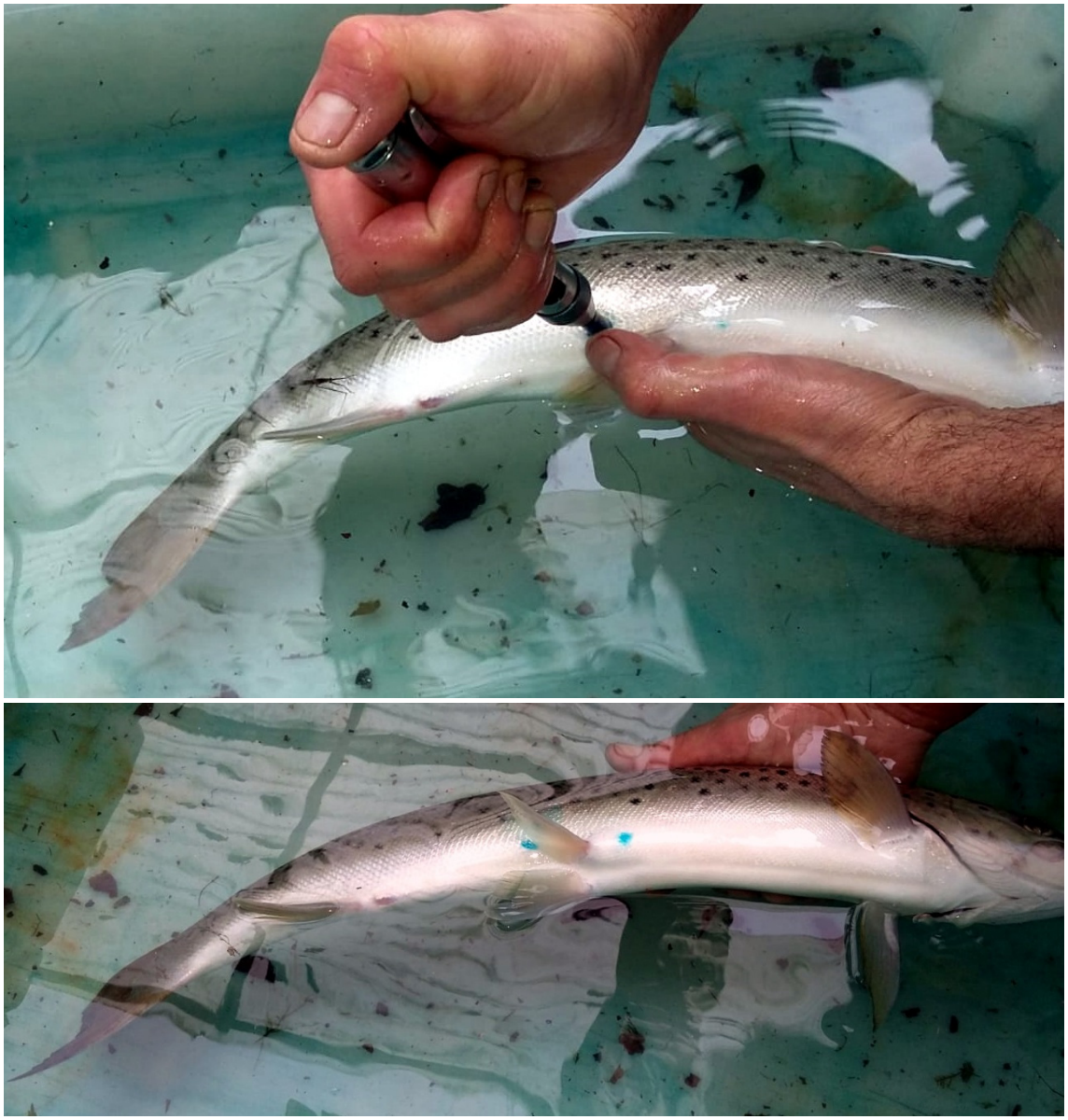


Figura 3.5: Tatuaje de reo con panjet y azul alcián



Figura 3.6: Esguín marcado con un implante visible alpha (VIA) tras el ojo.



Figura 3.7: Marcado con PITs, intra peritoneal en juvenil (arriba), e intramuscular en adulto (abajo).

3.5.- DETERMINACIÓN DE LA EDAD

La determinación de la edad de los ejemplares utilizados en este estudio se realizó mediante el método de la lectura de escamas de reo (Richard, 1986; Richard & Baglinière, 1990; Elliott & Chambers, 1996; CSTP, 2010; Baglinière *et al*., 2020) y el método de Petersen (1891) de análisis de las frecuencias de las longitudes de cada población por año.

De cada reo se extrajo un número suficiente de escamas de la zona situada dorsalmente a la línea lateral, en el área que corta una línea imaginaria que se dirige del borde posterior de la aleta dorsal al borde anterior de la anal (Ombredane & Richard, 1990. Figura 3.8).

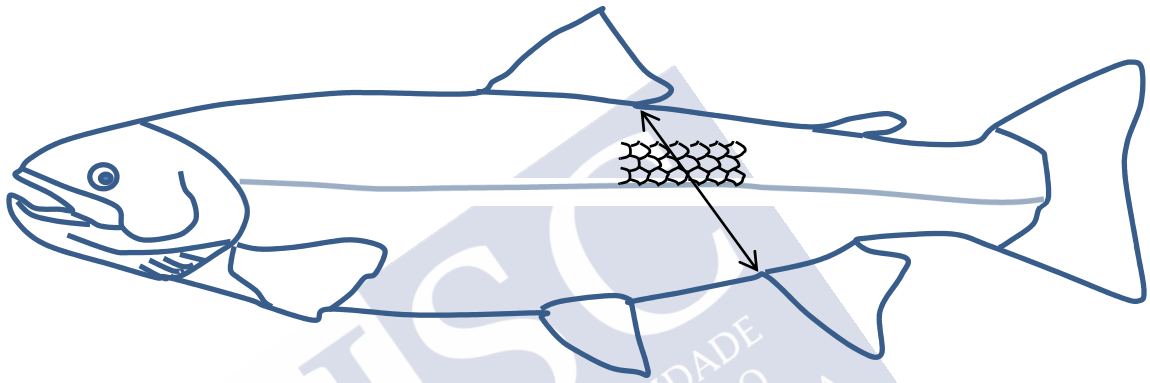


Figura 3.8: Área de extracción de escamas según Ombredane & Richard, 1990, sobre la línea lateral, entre el borde posterior de la aleta dorsal y el anterior de la aleta anal.

Las escamas de trucha, descritas por diversos autores (Grassé, 1958; Frost & Brown, 1968; Burdak, 1986; Baglinère & Le Louan, 1987), presentan dos capas principales: una profunda y fibrosa, y otra mineralizada y superficial en la que aparecen las ornamentaciones que ayudan a determinar la edad (Ombredane & Baglinière, 1992). En la subfamilia *Salmoninae* las escamas tienen una forma característica, entre oval y redonda, que puede variar según la forma biológica, edad y tamaño de cada pez, y en función de la tasa de crecimiento y a la maduración sexual.

Las ornamentaciones consisten en unas líneas calcáreas superficiales muy finas y poco separadas unas de otras, estos depósitos se conocen con el nombre de "*circuli*". Los *circuli* se forman en la sección anterior de la escama (la parte que se introduce en la dermis) como líneas concéntricas y relativamente regulares alrededor del centro de la escama (Figura 3.9), formando la escama al ritmo del crecimiento del pez. Estas marcas están virtualmente ausentes en la sección posterior de la escama (la parte exterior, visible en el cuerpo del pez), pero en ocasiones los *circuli* también pueden ser observados en esta zona. En la sección anterior pueden presentarse ornamentaciones adicionales causadas por modificaciones estructurales en los *circuli* (discontinuidades, espacio *inter circuli* variable, erosión en el borde de la escama) que corresponden a eventos de la historia vital del pez (edad, marcas de freza, cambios ambientales).

Aunque el análisis e interpretación de las escamas se basa fundamentalmente en la sección anterior (Sych, 1967; Beall, 1979), la cual presenta un mayor crecimiento que la posterior, en ciertas ocasiones, el examen de la sección posterior puede complementar la información obtenida en la anterior debido a que ciertos eventos pueden preservarse parcialmente en esta área de la escama en forma de *circuli* o marcas de freza (Bagilière *et al.*, 2020).

Un crecimiento rápido del ejemplar se traduce en la presencia en la escama de *circuli* gruesos y muy espaciados entre ellos, mientras que en un período de crecimiento lento, los *circuli* son más finos y cercanos entre ellos; de forma que en cada invierno, ya sea fluvial o marino, se forma en la escama un anillo característico denominado *annulus*. En regiones templadas con estaciones bien marcadas, las zonas anuales (*annuli*) están constituidas por la alternancia de bandas de crecimiento con *circuli* espaciados y *circuli* agrupados. Es el número de *annuli* presentes en una escama lo que permite determinar la edad del ejemplar.

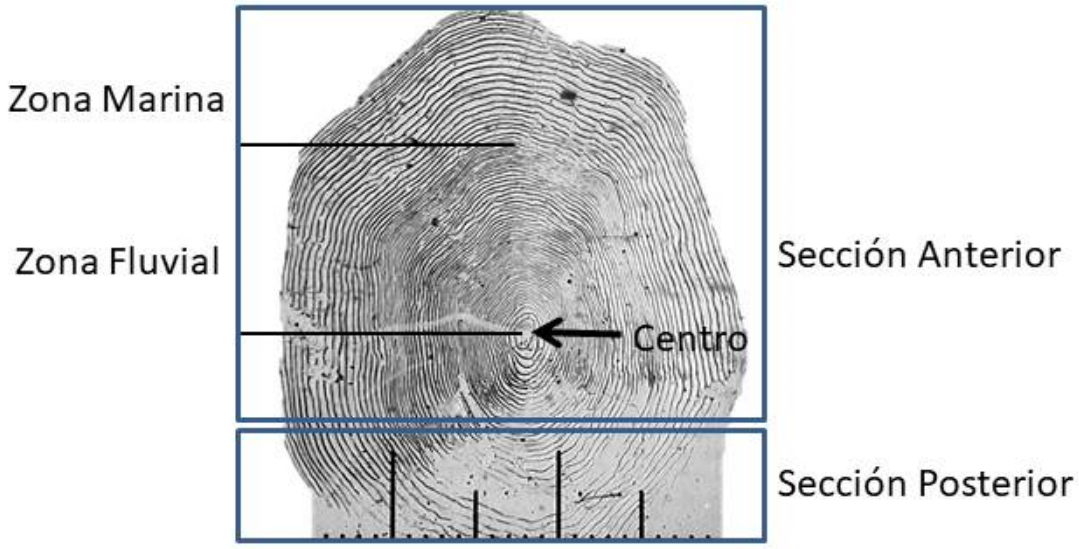


Figura 3.9: Estructura general de una escama de reo

La escalimetría permite no solamente determinar la edad del pez, sino también reconocer diferentes fases vitales que ocurren en medios distintos (aspecto muy importante para discriminar entre reo y trucha residente), así como conocer el número de reproducciones que ha realizado el ejemplar y en qué momento, permitiendo también establecer el crecimiento del individuo. En ocasiones la lectura de escamas también permite diferenciar especies, por ejemplo entre ejemplares semejantes de reo y salmón (Baglinière *et al*., 2020) o diferentes ciclos de vida, como truchas potamódromas y anádromas.

3.5.1.- PREPARACIÓN Y LECTURA DE LAS ESCAMAS

La preparación de las escamas comienza por la selección, mediante una lupa binocular, de las escamas válidas para la lectura. Deben rechazarse las escamas regeneradas, debido a que no se refleja en ellas toda la vida del pez. Si es necesario, se limpian en una solución al 10 % de sosa cáustica (NaOH). Para su conservación y examen ("lectura", en lenguaje coloquial) se montan entre un cubre y un portaobjetos y se etiquetan debidamente.

El examen de las escamas se ha realizado usando un lector de microfichas, técnica que también permite fotocopiarlas o guardarlas digitalmente. Aunque la mayor parte de las escamas examinadas en este trabajo se prepararon de la forma relatada, en años posteriores se aplicó otra técnica propuesta para las escamas de salmónidos (Salsea-Merge, 2008; CSTP, 2010) consistente en la impresión de las escamas en tiras de acetato con la ayuda de un rodillo de presión, impresiones que fueron posteriormente escaneadas con una lente de 24 aumentos en un lector de microfichas Canon Microfilm Scanner 300 y examinadas.

En este trabajo, la interpretación de la edad de los reos a partir de las escamas se ha realizado tomando como referencia los textos de Richard & Baglinière (1990) y Elliott & Chambers (1996), si bien recientemente también se ha tenido en cuenta trabajos publicados que incluyen la aplicación de nuevas tecnologías al análisis de las escamas de salmones, truchas y reos (Salsea-Merge, 2008; CSTP, 2010, Baglinière *et al*., 2020).

Fase fluvial: En el caso de un pez anádromo como el reo, es posible distinguir la fase juvenil que tiene lugar en el río, de la fase de crecimiento marino, donde los *circuli* son más gruesos y más espaciados que los correspondientes a la fase fluvial.

El variable crecimiento de los juveniles de trucha en las áreas de los ríos gallegos productoras de reos, permite que el esguinado se produzca entre el primer y cuarto año de edad fluvial.

En las escamas, la fase juvenil de agua dulce se caracteriza por la representación de estaciones de crecimiento generalmente regulares y bien definidas, con anillos invernales bien marcados. Las escamas correspondientes al estado de esguín presentan frecuentemente una aceleración del crecimiento tras el último invierno fluvial, generalmente más pronunciado en los individuos más jóvenes (Went, 1962; Fahy, 1978).

El establecimiento de la edad fluvial en los distintos individuos analizados, permite conocer la edad media de esguinado (MSA) de la población, siguiendo la fórmula de Fahy (1978), que será descrita más adelante.

Fase marina: Con relación a la edad marina, hemos de tener en cuenta que en el reo, a diferencia del salmón atlántico, el primer retorno al río no siempre tiene un fin reproductor

y, por lo tanto, entre los individuos que pueden remontar el río en cualquier mes tras el esguinado se encuentran a menudo numerosos ejemplares inmaduros (Fahy, 1978; Pratten & Shearer, 1983b; Jonsson, 1985). Estos ejemplares que retornan al río el mismo año que han esguinado, se denominan con el término escocés *finnock*, que puede ser traducido como *post-esguín*.

La interpretación del primer invierno post-esguinado resulta a la vez complicada y clave para la determinación de la edad marina. El comportamiento migratorio de los post-esguines dificulta la interpretación, ya que estos individuos pueden realizar incursiones estivales en el medio fluvial, y pasar el invierno en el río o en el estuario. Richard (1986) detectó en las escamas este comportamiento migratorio al contar con recapturas que validaban la interpretación. Este fenómeno, que se muestra en las escamas con cierta frecuencia, se denomina "*doble estrechamiento*" (Richard, 1986; Baglinière *et al.*, 2020) y puede llevar a errores en la interpretación de la edad (Figura 3.19).

La primera reproducción puede tener lugar después de un tiempo de permanencia en el mar, variable según las regiones y las poblaciones: desde unos meses (como en el caso de los post-esguines) a un máximo de cuatro años en algunos lugares (Alm, 1950; Jensen, 1968; Zarnecki, 1960; Went, 1962; Khalturin, 1970; Fahy, 1978; Beall, 1979; Jonsson, 1985). En los ríos gallegos el tiempo máximo de permanencia en el mar antes de la primera reproducción ha sido de tres años, si bien la presencia de estos individuos ha sido muy escasa.

Marcas de freza: Las especies del género *Salmo* son iteróparas, ya que pueden sobrevivir a la reproducción y repetir el proceso en años sucesivos. En el reo, la iteroparidad representa una cualidad muy reseñable, ya que a lo largo de su vida pueden efectuar un elevado número de reproducciones, sobre todo si lo comparamos con el salmón atlántico, cuya frecuencia de iteroparidad o presencia de reproductores múltiples es muy baja, como se ha constatado en el río Ulla (Caballero *et al.,* 2002).

Los salmónidos migradores presentan, tras el retorno al río, un fenómeno de erosión o de resorción de las escamas relacionado con la maduración sexual, como consecuencia de la reutilización del material mineral previamente depositado en la escama (Crichton, 1935; Backiel & Sych, 1958; O'Grady, 1981). La detección de estas marcas contribuye a una mejor identificación de la edad marina. En el reo esta erosión no aparece tan clara como en el salmón atlántico (Nall & Menzies, 1932; Jarvi & Menzies, 1936; Le Cren, 1985). Según Backiel & Sych (1958) una marca de freza en el reo puede ser definida por:

- "*La presencia de una línea continua más o menos pronunciada alrededor de la escama*".

- "*Una configuración característica de los circuli alrededor de esta línea. Tras una aceleración del crecimiento después de la freza, los circuli se depositan paralelamente a la línea de resorción que corta los circuli formados previamente*".

Para el reconocimiento de las marcas de freza en el reo debemos tener en cuenta además las siguientes consideraciones:

- La erosión afecta en mayor medida a la parte posterior de la escama y, por lo general, la parte anterior está menos erosionada.
- Las marcas de freza pueden estar más o menos diferenciadas según las regiones o las poblaciones que consideremos. Así, por ejemplo, en los reos del río Istra en Noruega están ausentes o son poco evidentes (Jensen, 1958), por contra son muy claras en los reos del mar Báltico (Backiel & Sych, 1958; Zarnecki, 1960); y en los ríos Orne y Touques de Normandía (Richard, 1986) las marcas de freza están asociadas a la presencia de *circuli* incompletos a nivel del *annulus* en cuestión, seguido de una fuerte aceleración del crecimiento y acompañado de una erosión de la parte posterior de la escama que se prolonga hasta los *"hombros"* de la misma.
- Estas marcas son más patentes cuanto mayor es la edad del ejemplar, por lo que son más difíciles de detectar en los post-esguines que en reos que ya han pasado uno o dos inviernos en el mar, o que desovan por segunda o tercera vez.

De acuerdo con nuestras observaciones, en Galicia las marcas de freza visibles en las escamas de los reos presentan, en general, un patrón similar al definido para las poblaciones normandas. Ejemplos de marcas de freza se pueden observar en el apartado de escamas de referencia en las figuras 3.15 a 3.20

3.5.2.- SELECCIÓN DE EJEMPLARES PARA LA DETERMINACIÓN DE LA EDAD

Asumiendo que los reos capturados cada temporada, ya sea en cada estación de captura o en la pesquería de los ríos estudiados, era representativa de la población de reos de cada río, se realizó la lectura de escamas y la correspondiente determinación de la edad del mayor número de reos posible (de 1995-2002 en el caso de la pesquería y durante 10 años en el caso de cada estación de captura). En aquellos ejemplares de los que no se dispuso de escamas o no fue posible determinar su edad mediante la lectura de escamas, ésta se determinó mediante el método de Petersen, de modo que se les asignó la edad determinada en otros individuos de la misma talla y población. De esta forma se estableció la estructura poblacional en todas las poblaciones estudiadas usando todos los individuos capturados, tanto en la pesquería como en las estaciones de captura.

En la tabla 3.4 se muestra el número de individuos utilizados para la determinación de la edad mediante escalimetría respecto al número total de reos capturados en la pesquería gallega durante las temporadas 1995 a 2002. Como se puede observar, la proporción de individuos para los que se pudo determinar la edad en este periodo fue variable según el río. En los ríos Sor y Grande la toma de muestras de escamas fue escasa, por lo que la proporción de individuos con edad determinada mediante este método fue

baja (17-21 %). En los demás ríos esta proporción fue significativamente mayor, desde el 45 % del Tambre hasta el 95 % del Ulla.

En total, se determinó la edad de 8212 de los 16078 ejemplares de reo guiados en los ocho ríos durante las temporadas de pesca de 1995 a 2002, lo cual implica que se determinó la edad de algo más de la mitad de los reos pescados oficialmente en esos ríos durante ocho años.

Tabla 3.4: Número de ejemplares de reo en los que se determinó la edad mediante escalimetría, respecto al número total de reos capturados en la pesquería gallega durante las temporadas 1995 a 2002 (ED: edad determinada por escalimetría, EC: número de ejemplares capturados).

	Eume		**Grande**		**Landro**		**Mandeo**		**Masma**		**Sor**		**Tambre**		**Ulla**		**Total**	
	ED	EC	ED	EC	ED	EC	ED	EC	ED	EC	ED	EC	ED	EC	ED	EC	ED	EC
1995	474	720	15	120	23	23	243	222	19	19	78	354	254	456	53	57	1.159	1.971
1996	265	530	23	127	69	69	183	351	11	11	89	546	237	432	60	60	937	2.126
1997	269	549	19	52	96	101	253	402	29	30	39	527	101	379	56	57	862	2.097
1998	181	392	26	64	45	52	163	165	75	79	42	91	61	223	18	19	611	1.085
1999	250	486	12	124	36	41	165	218	34	42	35	90	234	437	121	124	887	1.562
2000	291	494	19	186	48	61	198	344	32	56	89	213	153	342	221	237	1.051	1.933
2001	327	646	33	158	87	103	287	391	18	23	167	643	212	450	203	232	1.334	2.646
2002	332	537	24	184	98	113	302	479	25	31	123	607	123	356	344	351	1.371	2.658
Total	2389	4354	171	1015	502	563	1794	2572	243	291	662	3071	1375	3075	1076	1137	8212	16078
%		54.87		16.85		89.17		69.75		83.51		21.56		44.72		94.64		51.08

3.5.3.- NOTACIÓN DE LA EDAD

De acuerdo con Richard & Baglinière (1990), la edad de los reos se representa al menos con dos cifras separadas con un punto o un guion.

La primera cifra se refiere a la edad fluvial o de esguinado del reo, por lo que indica el número de años que el esguín ha pasado en el río. En las poblaciones de reo de Galicia esta cifra puede ir desde el 1 hasta el 4, si bien la mayoría de los reos estudiados han pasado entre 2 y 3 años en el río.

La segunda cifra define la edad de mar, según la época de extracción de la escama puede venir seguida de un símbolo "+", que indica que tras el último invierno de mar existe una nueva fase de crecimiento, o en el caso de que el pez sea registrado en invierno y no se muestre crecimiento tras el último invierno, no se pondrá signo alguno tras la edad de mar. En ocasiones tras el número de inviernos marinos y/o el símbolo "+", aparece la sigla "SW" que significa *Sea Winter* (invierno de mar, en inglés).

Por último, en la notación de la edad también se puede incluir el número de reproducciones que ha tenido el ejemplar y la edad en las cuales las ha realizado. La existencia de marcas de freza se denota como potencia del número que indica la edad marina, de modo que el número o números que forman la potencia indican la edad de reproducción, por lo que siempre deberá ser menor o igual que el número que indica la

edad de mar. Un ejemplo clarificador de esta notación de la edad se puede observar en las siguientes escamas de referencia, donde se intenta mostrar gran parte de las edades determinadas mediante la lectura de escamas en las distintas poblaciones gallegas de reo. Tras las 11 figuras de las escamas de referencia (Figuras 3.10 a 3.21) se muestran las de tres casos de recapturas de esguín a *finnock* obtenidas gracias al marcado y recaptura realizado en la estación de Ximonde (Figuras 3.22 a 3.24), y las de cinco recapturas de adultos de reo obtenidas en la estación de Bora (Figuras 3.25 a 3.29). No cabe duda de que esta labor de marcado-recaptura ha servido para validar las determinaciones de edad en el reo que, basándonos en la bibliografía existente, hemos realizado en este trabajo.

Escamas de referencia



Figura 3.10: Escamas de esguines de 2+ y 3+ años de edad fluvial.

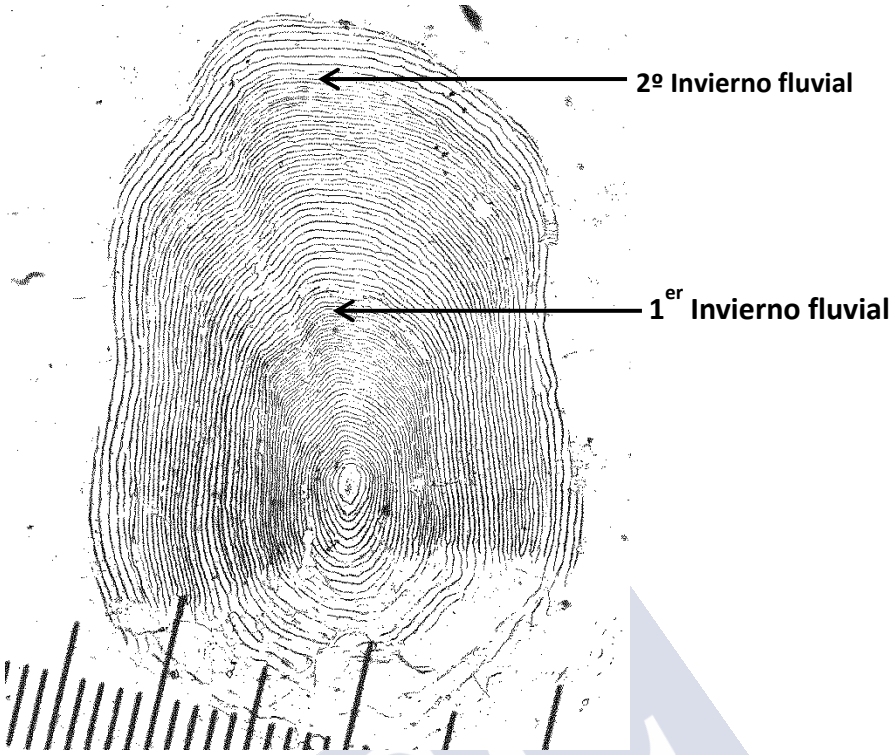


Figura 3.11: Escama de un post-esguín o *finnock* de reo (Edad 2.0+), capturado en el río Mandeo en septiembre de 2002, Longitud furcal (LF)= 310 mm.

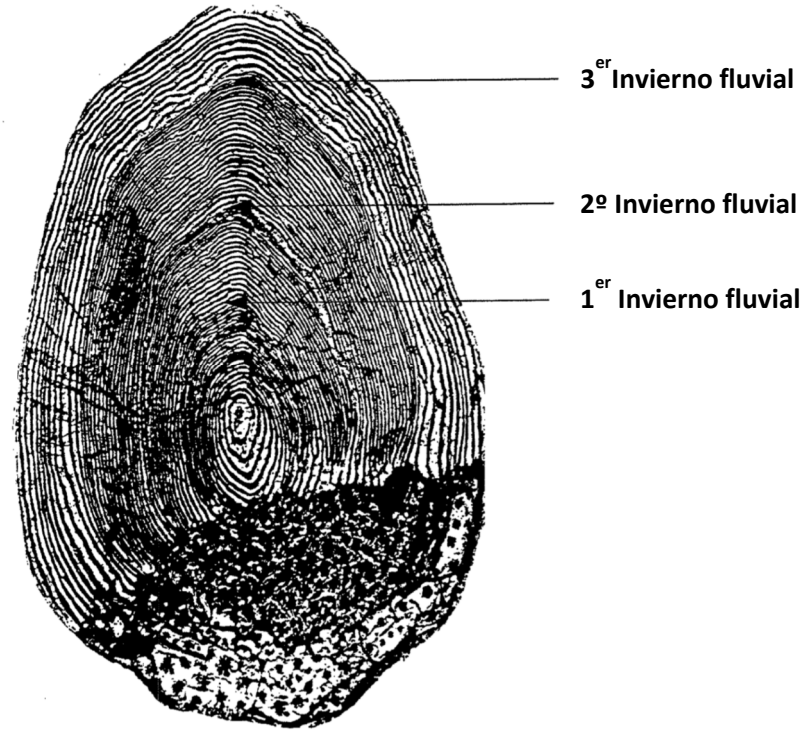


Figura 3.12: Escama de un post-esguín o *finnock* de reo (Edad 3.0+), capturado en la estación de Ximonde en julio de 1997, Longitud furcal (LF)= 330 mm.

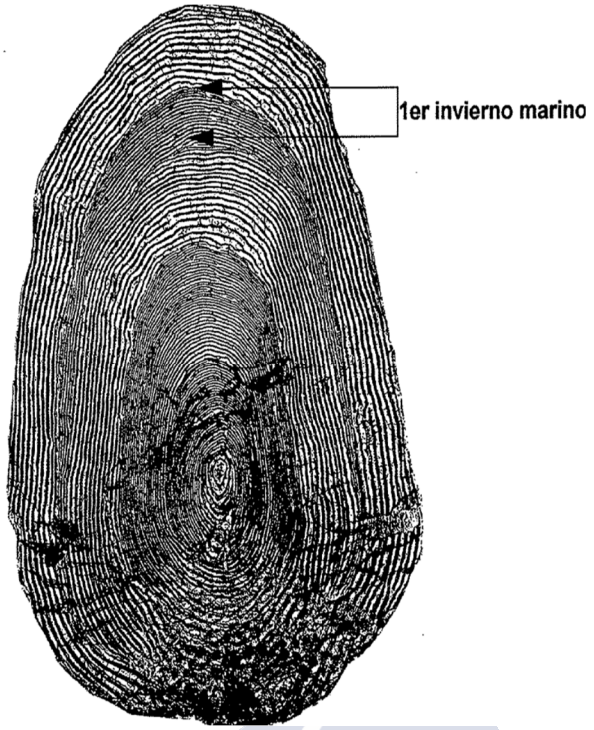


Figura 3.13: Escama de reo de un invierno de mar (Edad 2.1+), capturado en la estación de Ximonde en agosto de 1995, LF= 410 mm.

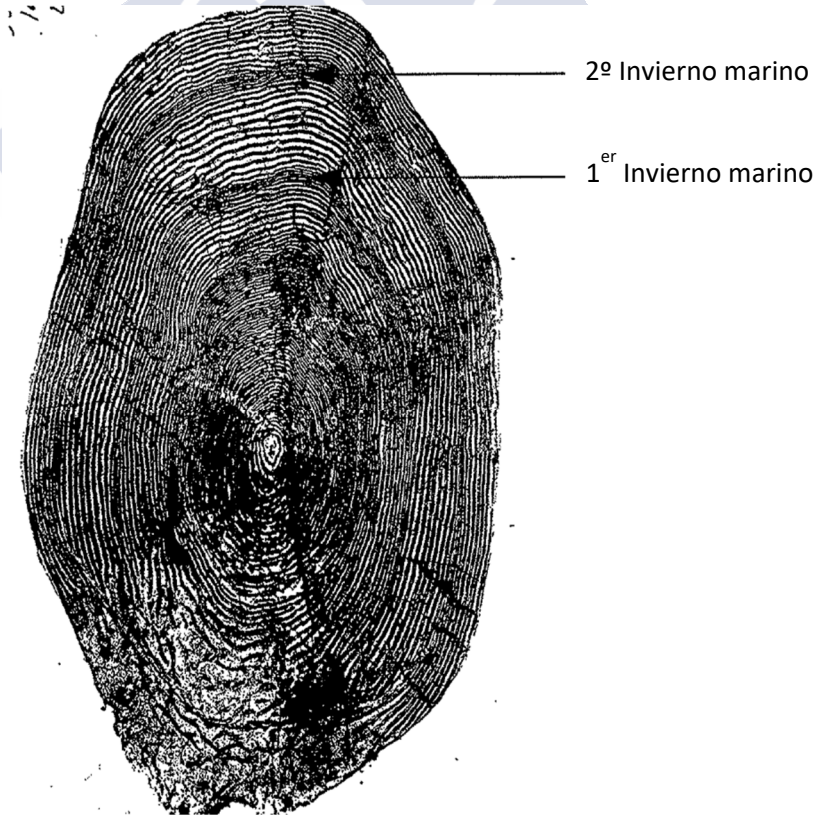


Figura 3.14: Escama de reo de dos inviernos de mar (Edad 3.2+), pescado en el río Sor en junio de 1995, LF= 500 mm.



Figura 3.15: Escama de reo mostrando la marca de freza en el segundo invierno marino (3.2+[2]).



Figura 3.16: Escama de reo mostrando la marca de freza (▼) en fase de finnock ($3.1+^{1}$). Capturado en agosto de 1993 en la estación de Ximonde, LF= 550 mm.

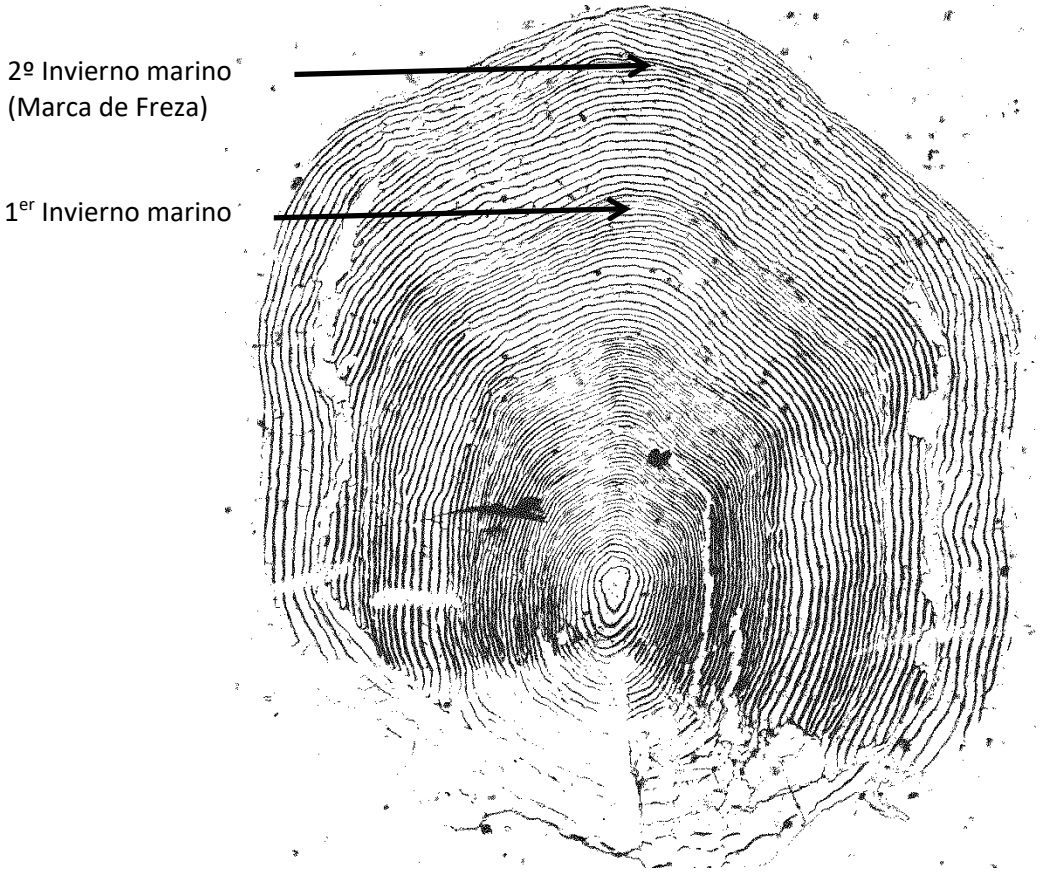


Figura 3.17: Escama de reo (Río Eume, 21/08/2002, LF= 370 mm) mostrando la marca de freza en el segundo invierno marino ($2.2+^{2}$).

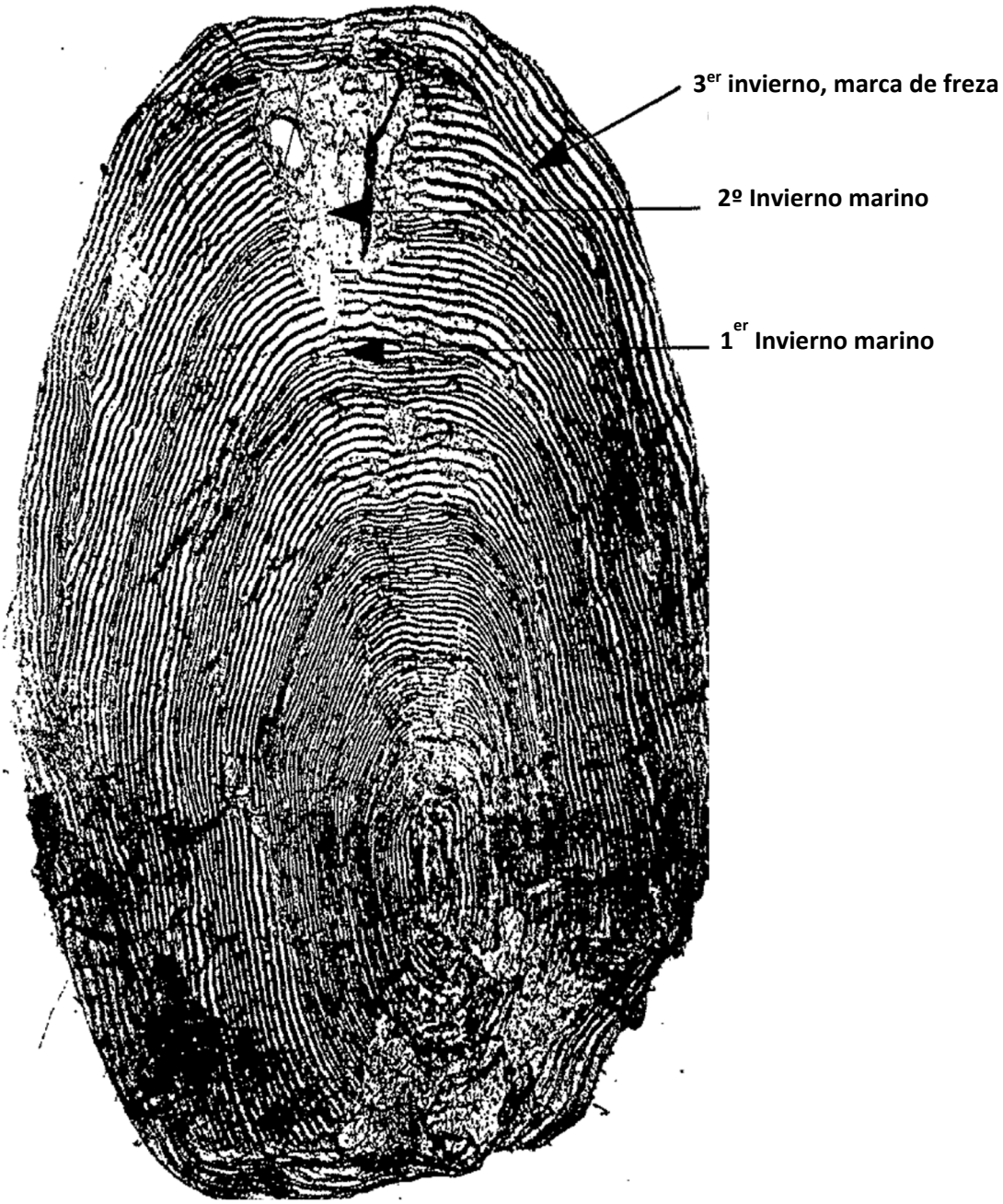


Figura 3.18: Escama de reo mostrando la marca de freza en el tercer invierno marino ($3.3+^{3}$). Pescado en junio de 1995 en el río Sor, LF= 520 mm.

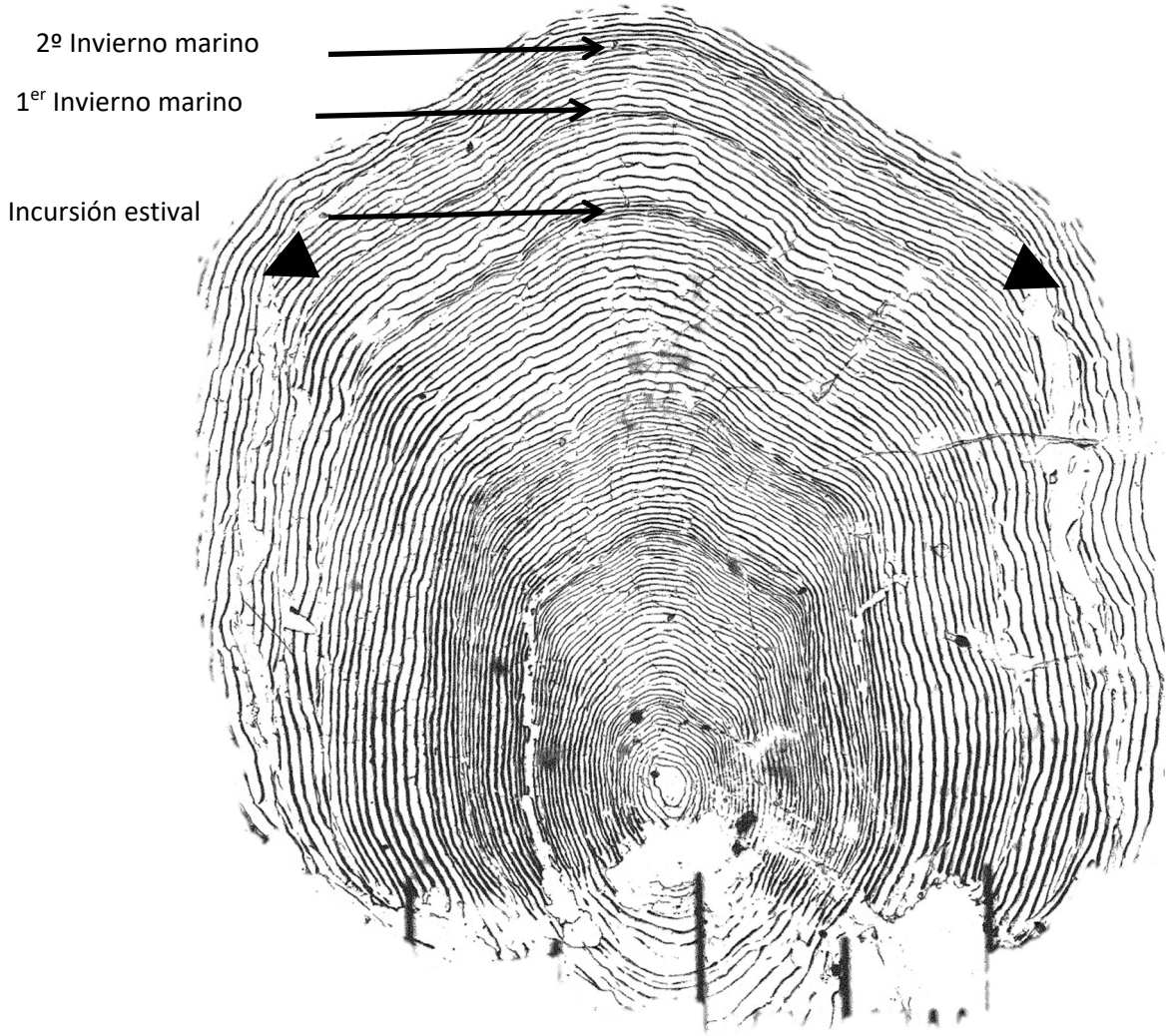


Figura 3.19: Escama de reo mostrando la marca de freza en el segundo invierno marino, y un posible doble estrechamiento en el primero ($3.2+^2$). Pescado el 21/09/2002 en el río Mandeo, LF= 430 mm.



Figura 3.20: Escama de reo zancado capturado en Ximonde el 2/1/1993, edad 2.2, LF= 420 mm. En casos como este la erosión en los bordes de la escama se observan con nitidez.

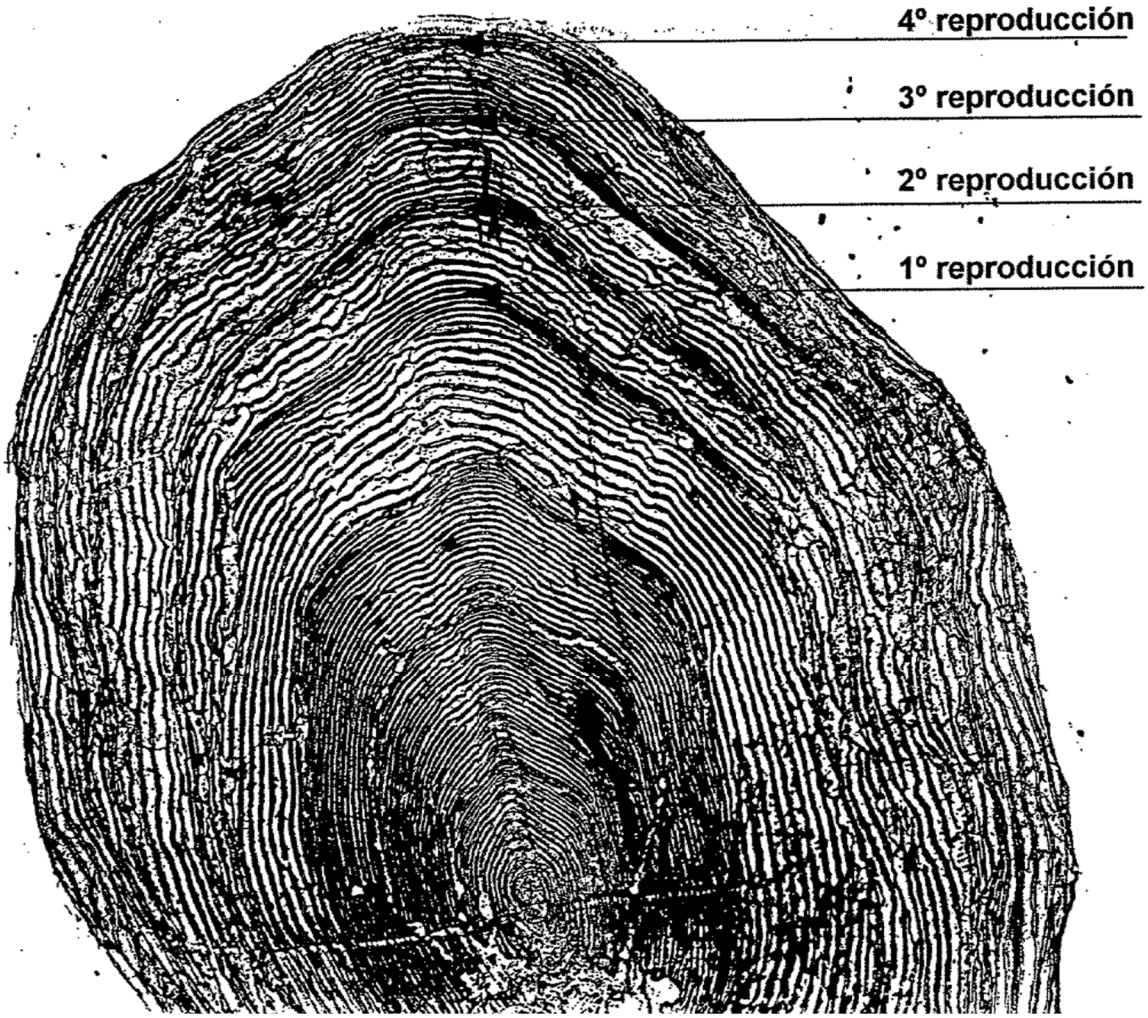


Figura 3.21: Escama de reo, ejemplo de reproductor múltiple, pescado en julio de 1995 en el río Eume, Edad $3.4+^{1234}$, LF= 580 mm.

Escamas ejemplo de marcado recaptura

1. De esguín a finnock

MARCADO CON VIA
Esguín 05/05/1999
LF= 216 mm. P= 104 g

RECAPTURA
Finnock 18/09/1999
LF= 346 mm. P= 540 g

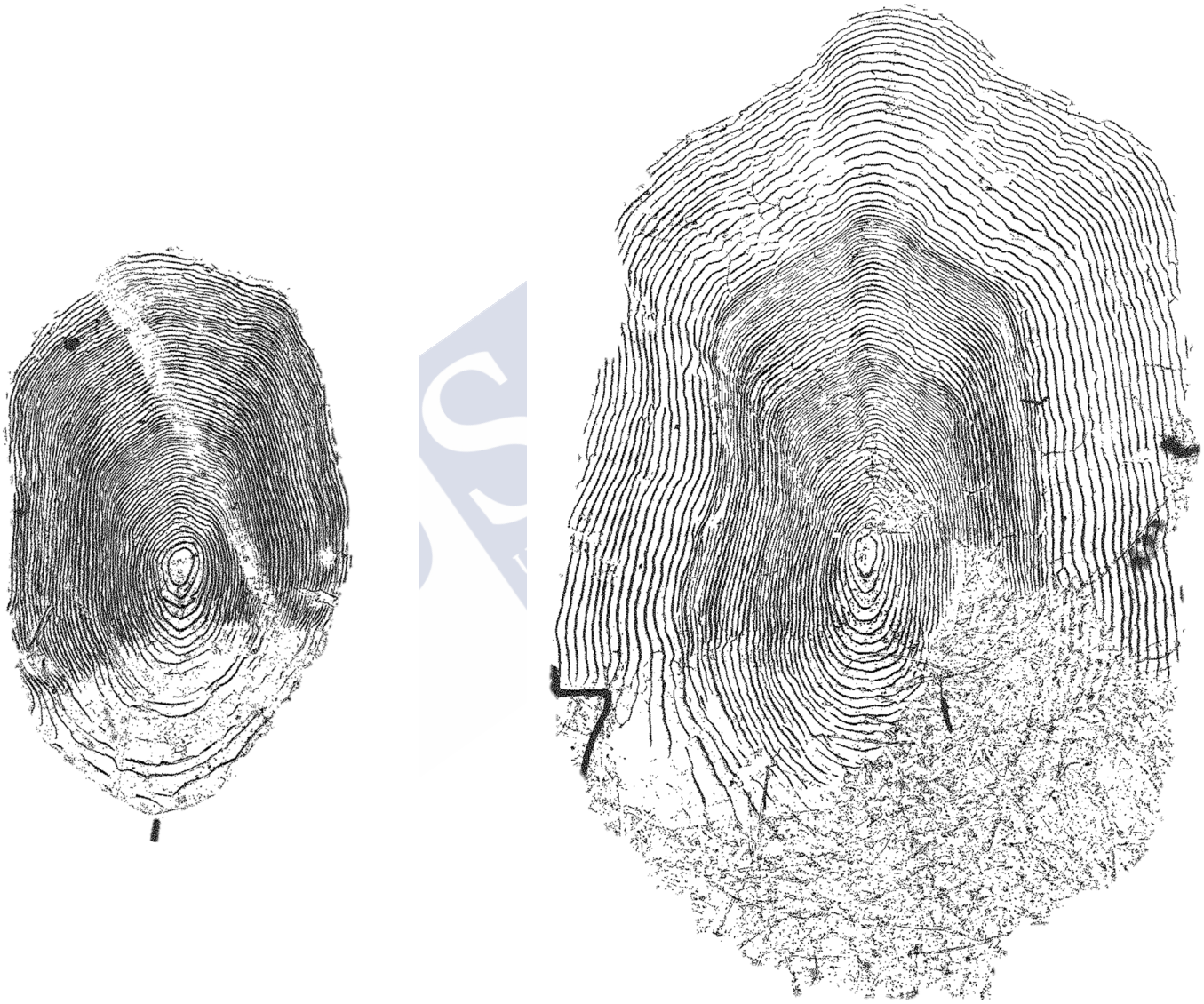


Figura 3.22: Escama de reo marcado como esguín y recapturado como postesguín.

MARCADO CON VIA
Esguín 04/05/1999
LF= 210 mm P= 104 g

RECAPTURA
Finnock 15/09/1999
LF= 365 mm. P= 556 g



Figura 3.23: Escama de reo marcado como esguín y recapturado como postesguín

MARCADO CON VIA
Esguín 24/04/1999
LF= 216 mm. P=104

RECAPTURA
Finnock 05/08/1999
LF= 336 mm P= 494 g

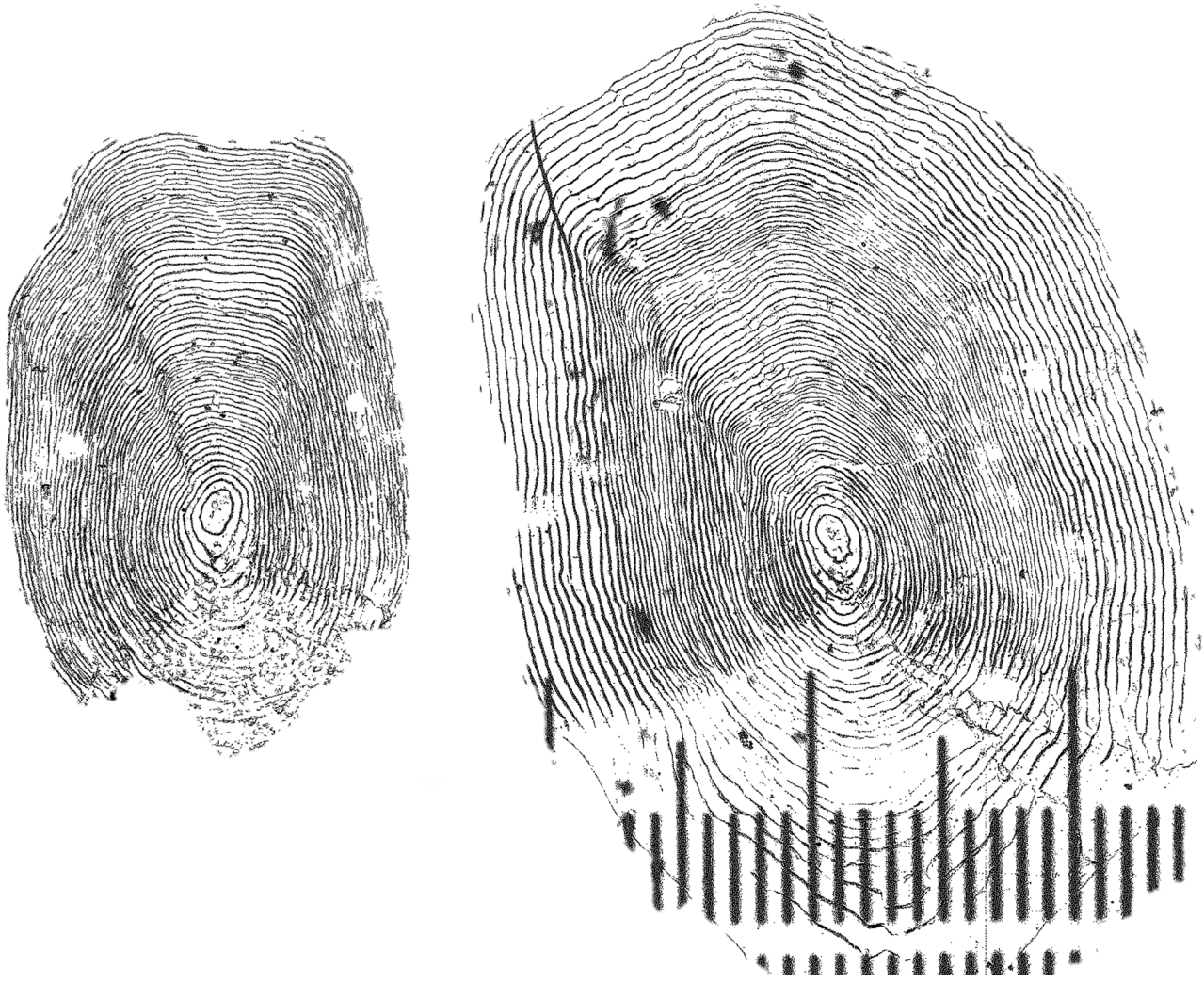


Figura 3.24: Escama de reo marcado como esguín y recapturado como postesguín

2. **Recapturas de reos adultos**

MARCADO 02/06/2000
LF= 414 mm. Peso= 834 g

RECAPTURADO 07/05/2001
LF= 490 mm.
Peso= 1570 g

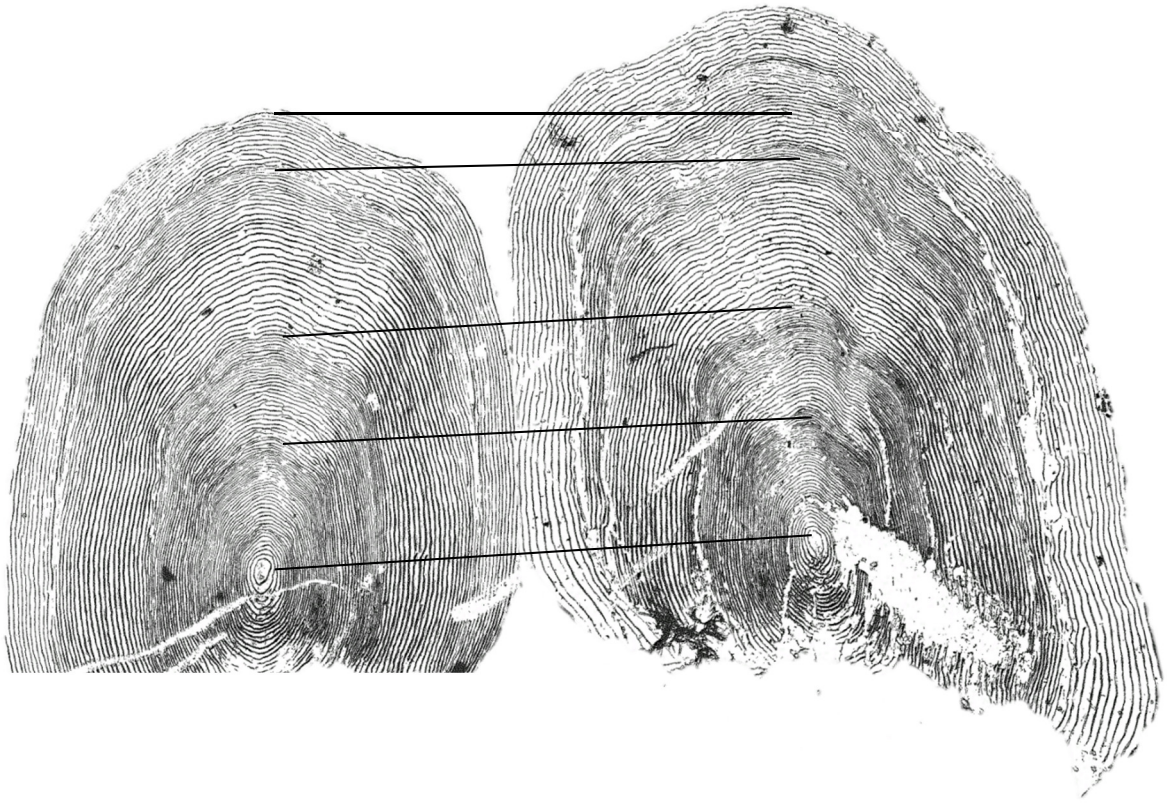
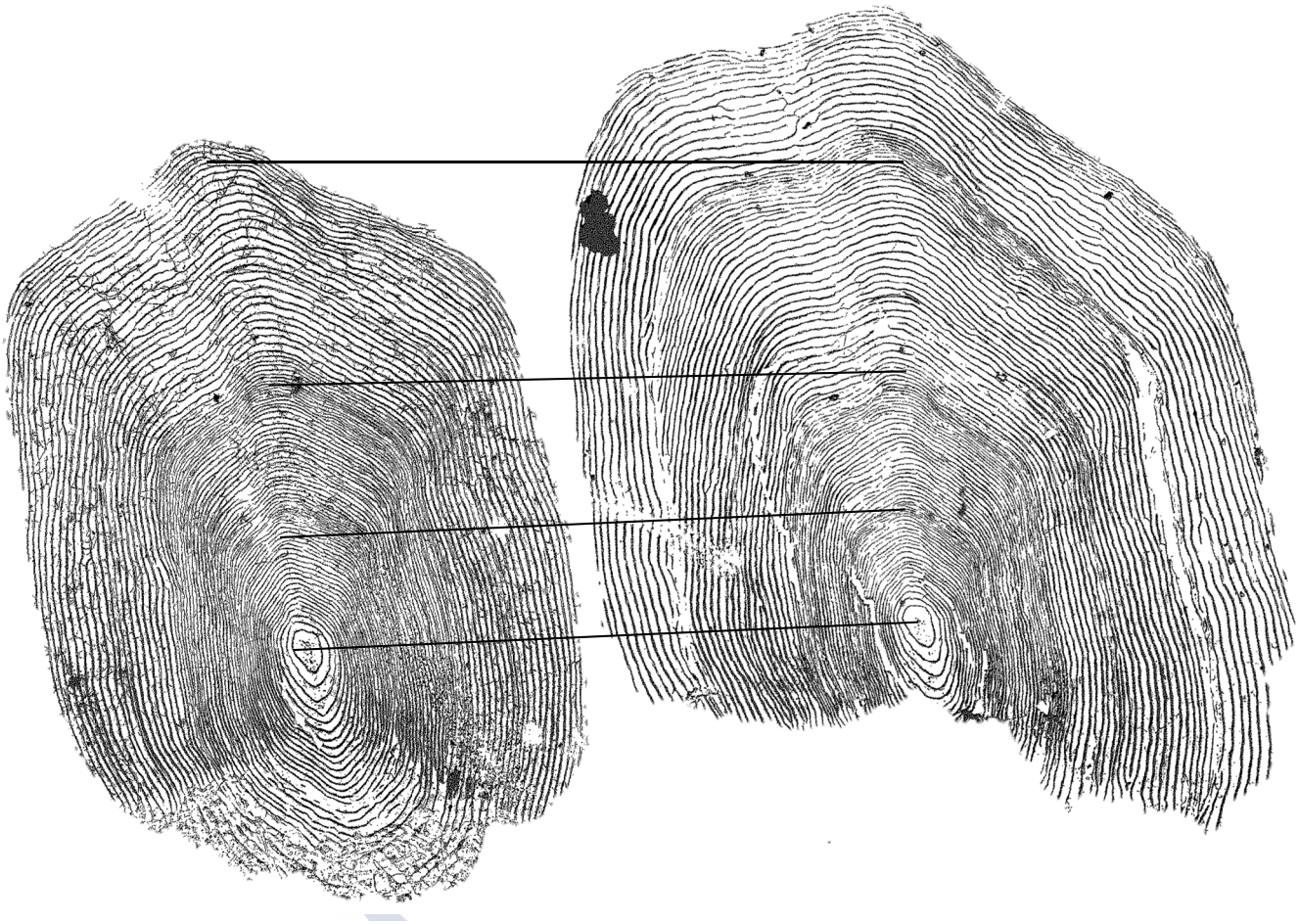


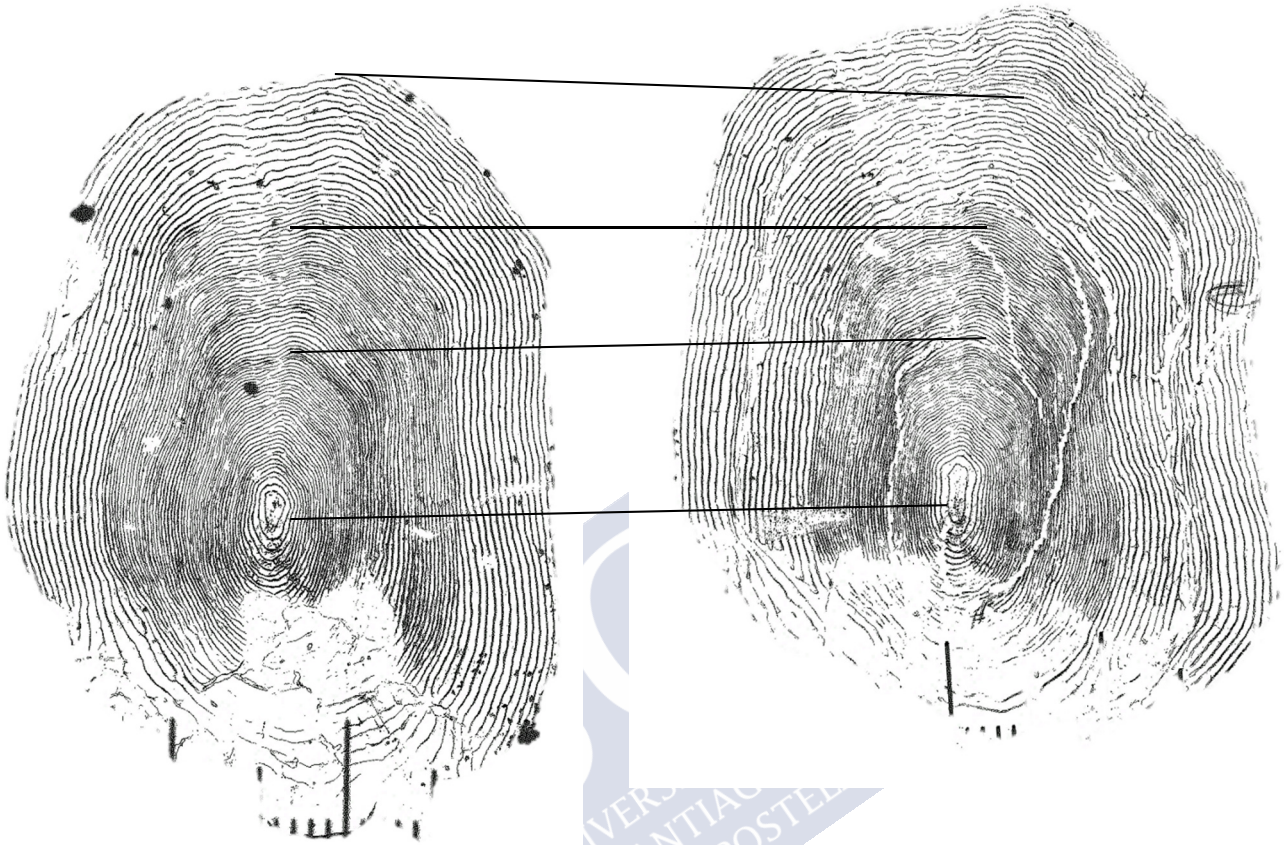
Figura 3.25: Reo capturado y marcado con Floy en la Estación de Bora (Río Lérez) el 2/6/2000 (LF 414 mm y Peso 834 g, Edad 2-1+) y recapturado en el mismo lugar el 7/5/2001 (LF = 490 mm. Peso = 1570 g. Edad 2-2^2+).



MARCADO
Reo capturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 10/07/1999
LF= 303 mm. Peso= 328 g. Edad 2-0+

RECAPTURA
Reo recapturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 27/07/2000
LF= 411 mm. Peso= 946 g. Edad 2-1[1] +

Figura 3.26: Reo adulto marcado y recapturado en la Estación de Bora (Río Lérez).



MARCADO
Reo capturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 03/08/1999
LF= 332 mm. Peso= 456 g. Edad 2-0+

RECAPTURA
Reo recapturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 18/06/2000
LF= 415 mm. Peso= 870 g. Edad 2-1[1] +

Figura 3.27: Reo adulto marcado y recapturado en la Estación de Bora (Río Lérez).



MARCADO
Reo capturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 30 /10/ 1999
LF= 369 mm. Peso= 540 g. Edad 3-0+

RECAPTURA
Reo recapturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 20/10/2000
LF= 470 mm. Peso= 870 g. Edad 3-1[1] +

Figura 3.28: Reo adulto marcado y recapturado en la Estación de Bora (Río Lérez).



MARCADO
Reo capturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 30 /10/1999
LF= 369 mm. Peso= 540 g. Edad 3-0+

RECAPTURA
Reo recapturado en la estación de Bora (Río Lérez) el 20/10/2000
LF= 470 mm. Peso= 870 g. Edad 3-1[1] +

Figura 3.29: Reo adulto marcado y recapturado en la Estación de Bora (Río Lérez).

3.6.- RETROCÁLCULO Y CÁLCULO DEL CRECIMIENTO

El retrocálculo es una técnica que permite utilizar un conjunto de medidas realizadas sobre un pez en un momento dado, para inferir su longitud en otro momento de su ciclo vital (Francis, 1990).

La relación entre la longitud corporal (L) y el radio de la escama (R) es la parte fundamental del retrocálculo. Determinando estas medidas en el momento de la captura (L_C y R_C), y considerando L_i y R_i como las medidas correspondientes hasta la marca formada en el momento "i" (para i= 1,2,....n), la fórmula del retrocálculo permite calcular L_i a partir de L_C, R_C y R_i.

El método del retrocálculo utilizado en este trabajo se centra en la hipótesis de proporcionalidad corporal (Francis, 1990), la cual asume una desviación constante de la talla de cada individuo a lo largo de su vida respecto de la media poblacional y utiliza los parámetros (pendiente y constante) de la regresión de L sobre R. Los modelos de retrocálculo proporcional, a diferencia de aquellos que aplican únicamente la regresión como función predictiva, consideran la variabilidad individual de las medidas. La fórmula de retrocálculo empleada se resume en la siguiente expresión matemática:

$$L_i = L_C \cdot ((a + b\, R_i) / (a + b\, R_C))$$

En el cálculo de esta ecuación se utilizaron las medidas del radio total de 132 escamas de juveniles de trucha común de todas las tallas (capturadas mediante pesca eléctrica en la cuenca del río Ulla) junto con las de 64 escamas de adultos. Se realizó una regresión de la longitud furcal de los ejemplares sobre el radio, obteniendo así la ecuación que permite realizar el retrocálculo en las escamas de adultos de reo de diversas poblaciones gallegas.

Las mediciones de 1562 escamas de reos de siete ríos gallegos (Masma, Landro, y Sor, Eume, Mandeo, Tambre y Ulla) se realizaron desde el centro de la escama hasta el final de cada annulus y hasta el borde mediante un sistema de análisis de imagen Leica Q550 con el Software QWIN, una cámara Olympus con una lente de 50 aumentos. Se desecharon todas aquellas escamas con marcas de reproducción, debido a que la erosión producida en la escama durante este período induciría a errores de medición.

El crecimiento se determinó restando la talla del pez al final de un año a la talla del pez en el año anterior, obteniéndose de esta forma el incremento en longitud entre el año i y el año i+1.

3.7.- OBTENCIÓN DE PARÁMETROS REPRODUCTIVOS

La identificación del sexo de los ejemplares permitió obtener la proporción de sexos en las poblaciones estudiadas. A este respecto hemos de comentar que el sexo de cada ejemplar se determinó en base a caracteres sexuales secundarios y sólo en aquellos ejemplares capturados durante el otoño, ya que se considera que la determinación del sexo es más certera en esa estación (Richard, 1986), por lo que este parámetro solo se pudo obtener en aquellos ejemplares que fueron capturados en las estaciones de captura.

La fecha de ovulación, la fecundidad y el tamaño del huevo se obtuvo mediante el traslado de reproductores desde las estaciones de captura del río Ulla y la consiguiente reproducción artificial de éstos en las instalaciones de la piscifactoría de Carballedo (Cotobade-Pontevedra). Los huevos extraídos de cada hembra tras la ovulación fueron contados utilizando una placa de metacrilato con 500 agujeros de 6 mm de diámetro diseñada al efecto; seguidamente fueron medidos en grupos de 10 en un ictiómetro con una precisión de ± 0.1 mm.

Al realizar la determinación de la edad mediante escalimetría también se determinó el número de frezas realizadas por cada individuo, de esta forma se ha podido inferir para cada población la frecuencia media de reproducciones (MSF), la tasa de iteroparidad (o proporción de reproductores múltiples) y la edad de primera reproducción en cada uno de los ríos estudiados.

3.8.- TRATAMIENTO DE DATOS

Tras la toma de datos en las estaciones o centros de precintado, y el posterior análisis de las escamas en el laboratorio, se obtuvo la siguiente información de cada ejemplar:

- Fecha y dispositivo de captura o lugar de pesca (pozo, coto o zona libre).
- Fase vital.
- Longitud furcal (LF, mm).
- Peso (g).
- Factor de condición (Fulton, 1911): Representa un índice del estado fisiológico del pez y se ha calculado como $K = 100\ (W/L^3)$, donde W es el peso (g) y L es la longitud (cm).
- Edad fluvial en el momento del esguinado.
- Edad marina antes de la primera reproducción.
- Número de reproducciones efectuadas. A partir de este valor se obtiene la tasa o frecuencia de iteroparidad.
- Edad en la primera reproducción.
- Edad marina total.

Se definen a continuación una serie de valores aritméticos que representan los denominados rasgos clave (Harris, 2006) de la estructura de edad e historia reproductiva que se utilizan para caracterizar las poblaciones de reo:

- Edad media de esguinado (Mean Smolt Age, MSA): es el número medio de años que los juveniles pasan en agua dulce antes de emigrar al mar como esguines. Se calcula mediante la siguiente formula (Fahy 1978):

  MSA= [%S1+(%S2·2)+...+(%Sn·n)]/100

  Donde:

  S1= Clase de edad de esguinado de 1 año
  S2= Clase de edad de esguinado de 2 años...

- Edad media de primera reproducción (Mean Maiden Age, MMA): es el número medio de años (inviernos) que los postesguines pasan en el mar antes de retornar al agua dulce para reproducirse por primera vez. Se calcula mediante la siguiente formula:

  MMA= [%S1+(%S2·2)+...+(%Sn·n)]/100

  Donde:

  S1= Clase de edad de marina de 1 año sin marca de freza
  S2= Clase de edad de marina de 2 años sin marcas de freza

- Frecuencia media de reproducciones o Número Medio de Reproducciones (Mean Spawning Frequency, MSF): es el número medio de marcas de freza detectadas en las escamas de peces que se han reproducido al menos en una ocasión. Se calcula mediante la siguiente formula:

  MSF= [%S1+(%S2·2)+...+(%Sn·n)]/100

  Donde:

  S1= Reos con 1 marca de freza
  S2= Reos con 2 marcas de freza…….

Este es un parámetro parecido pero no es exactamente igual al porcentaje de la población que se ha reproducido al menos una vez, también conocido como Tasa de Iteroparidad, que consiste en la proporción de individuos de la población que se ha reproducido al menos una vez, también conocido como la proporción de reproductores o frezadores múltiples (término más utilizado en el salmón).

- Edad media adulta (Mean Adult Age, MAA): es el número medio de años (inviernos) que han trascurrido como adulto tras haber migrado al mar como esguín (MAA = MMA + MSF). Se calcula mediante la siguiente formula:

  MAA= [%S1+(%S2·2)+...+(%Sn·n)]/100

  Donde:

  S1= Clase de edad de mar de 1 año (incluyendo los que tengan una marca de freza)
  S2= Clase de edad de mar de 2 años (incluyendo los que tengan una o dos marcas de freza).

- Edad media total (Mean Total Age, MTA): Edad media desde el nacimiento hasta la captura en la pesquería o el control en una estación de captura (MTA = MSA + MAA). Se calcula sumando la edad media de esguinado a la edad media adulta (= MSA + MAA).

De la muestra utilizada en el retrocálculo se obtuvo la talla en cada "cumpleaños", tanto en el río como en el mar, excluyéndose los reos con frezas previas debido a que la erosión de la escama induciría a errores.

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el paquete estadístico SPSS (*Statistical Package for the Social* Sciences, versión 14.0), ya que presenta una amplia gama de test que facilitan el desarrollo del análisis.

Debido al tipo de datos obtenidos durante nuestro estudio, los métodos utilizados se reducen básicamente al cálculo de los estadísticos descriptivos y a los análisis de correlación y regresión entre variables continuas. Los valores obtenidos en los estadísticos descriptivos incluyen una medida de dispersión, en este caso se ha utilizado el intervalo de confianza al 95 % o la desviación típica.

En el caso de variables continuas se utilizó el análisis de varianza para comparar las medias de los valores de las variables a estudiar. Para comprobar si las medias marginales de cada una de las variables eran similares entre las estaciones de muestreo, se realizó un test *post hoc* a los análisis de varianza; para las varianzas homogéneas se utilizó el test de Tukey, mientras que para las no homogéneas se utilizó el test T3 de Dunnet. Al respecto, se utilizó el contraste de Levene como prueba de homogeneidad de las varianzas.

Se compararon las medias de las variables obtenidas para las distintas poblaciones utilizando el análisis de varianza (ANOVA) o el test "t" de Student cuando se analizaron únicamente dos grupos. Cuando no se alcanzó la asunción de normalidad, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (K-W).

También se realizaron pruebas de correlación bivariada de Pearson para tratar de identificar las variables que presentan mayor influencia en las diferencias existentes entre las distintas poblaciones gallegas de reo. En los tests estadísticos mencionados los niveles de significación inferiores a 0.05 indican que las medias entre los grupos difieren.

Se comprobó la relación existente entre las poblaciones de reo analizadas y las variables obtenidas mediante un análisis jerárquico de tipo cluster, donde se genera un dendrograma que permite observar la distancia euclídea entre poblaciones. En este análisis multivariante se utilizaron las cinco características clave (MSA, MMA, MSF, MAA y MTA) calculadas en los capítulos 4 (Fase Fluvial y esguinado) , 6 (Retorno al río) y 7 (Reproducción y fase de zancado), con los que se clasificaron las poblaciones de reo de los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre, Ulla y Lérez mediante un análisis Cluster denominado de Conglomerados jerárquicos, en el cual

hemos utilizado el método de conglomeración de Vinculación inter-grupos (Capítulo 8, Descripción del ciclo vital y análisis comparativo de las poblaciones gallegas de reo).

Las relaciones estadísticas entre la longitud de los ejemplares y el número de huevos se calcularon utilizando el análisis de regresión lineal, y para describir la potencia de esta relación se utilizó el coeficiente de determinación.

Por último, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) utilizando el software R para tratar de identificar aquellas variables ambientales que expliquen la variabilidad de los datos obtenidos en las poblaciones de reo de los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre, Ulla y Lérez. Para ello se utilizaron las nueve variables ambientales (ya descritas en el área de estudio) que presentaron una mayor correlación con los datos de las poblaciones de reo. Como las unidades de medida de estas variables son diferentes, fueron estandarizadas calculándolas a partir de la matriz de correlaciones (con varianza=1). Se eligieron los componentes principales que explicaban un porcentaje de variabilidad superior al 70%, representando gráficamente los autovalores de cada componente (gráfico de sedimentación).

3.9.- ANÁLISIS CRÍTICO DE LA METODOLOGÍA DE MUESTREO

3.9.1.- ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS TALLAS DE ESGUINES OBTENIDAS MEDIANTE RETROCÁLCULO Y LAS OBTENIDAS EN ESTACIONES DE CAPTURA

Durante la mayor parte de su vida fluvial resulta imposible distinguir los juveniles de trucha común que van a migrar al agua salada de los que se van a quedar en el río; esto nos ha obligado a utilizar el retrocálculo a partir de los datos obtenidos de las escamas como medio para conocer el crecimiento fluvial y el tamaño de esguinado de los reos en siete de los ríos seleccionados en este trabajo.

Hay pocos estudios en los que se haya aplicado el retrocálculo e incluyan una validación de esta técnica (Francis, 1990). En nuestro estudio, la escasez de recapturas de esguín a adulto (solo 3 ejemplares del río Ulla) impidió hacer una comparación mediante marcado-recaptura. De acuerdo con Francis (1990), el método más usualmente utilizado para la validación de las tallas obtenidas mediante retrocálculo supone la comparación de grupos de peces.

En este apartado se comprueba la validez de las tallas de esguines obtenidas mediante el retrocálculo de los datos obtenidos a partir de las escamas de adultos de reo. Para ello comparamos las tallas de esguín retrocalculadas con las tallas medidas en esguines capturados en las estaciones del Ulla (Ximonde y Liñares). Como los datos analizados sugieren que las tallas de los esguines varían cada año, en este análisis solo compararemos aquellos años para los que disponemos de datos de los dos métodos: retrocálculo y estación de captura. Así, hemos utilizado los datos obtenidos entre 1993 y

2001, es decir de los esguines capturados en las estaciones de Ximonde y Liñares en esos años, y las tallas de esguines retrocalculadas a partir de las escamas de reos adultos del Ulla que habían esguinado esos mismos años. Dado que la proporción de edades de esguinado diferían entre los dos grupos de datos, hemos optado por comparar sólo la clase de edad mayoritaria, los esguines de 2 años.

Los resultados de esta comparación (Tabla 3.5) muestran diferencias significativas para el total de la muestra de esos nueve años, pero no para la comparación entre cohortes. Así la talla obtenida mediante retrocálculo resultó ser unos 8 mm superior a la obtenida a partir de los datos de las estaciones de captura. Sin embargo, comparando año a año, la diferencia solo resultó significativa en tres de los nueve años. Por otra parte, tal y como se observa en el histograma de frecuencia de tallas (Figura 3. 30), la distribución de tallas en las estaciones de captura tiende más a la normalidad y presenta una menor amplitud (rango = 150-300 mm) que en las obtenidas por retrocálculo (rango = 120-320 mm).

Las diferencias halladas pueden ser debidas a muchos factores de error, entre ellos a que en este tipo de comparaciones puede existir mortalidad dependiente de la talla en los esguines (Flaten *et al*., 2016; Dermond *et al*., 2019; Nevoux *et al*., 2019; Haraldstad *et al*., 2020; Källo *et al*., 2020).

Tabla 3.5: Comparación entre las tallas de esguines obtenidas mediante retrocálculo y las de esguines capturados en las estaciones del río Ulla entre 1993 y 2001, en esguines de reo de 2 años. (LF: longitud furcal; IC 95%= Intervalo de confianza al 95%; gl = grados de libertad).

	LF (mm) esguines 2+						Resultados del Test t de Student			
Año	Retrocálculo			Estación de captura			Diferencia entre medias	t de Student	gl	Significación
	n	Media	IC 95%	n	Media	IC 95%	(mm)			(p)
1993	7	211.16	25.04	24	223.54	7.74	-12.38	-1.25	29	0.222
1994	36	224.80	13.80	28	207.00	6.12	17.80	2.31	48	0.025*
1995	41	218.69	11.73	72	206.61	3.23	12.08	1.95	46	0.058
1996	31	216.88	13.88	29	212.31	5.32	4.57	0.60	39	0.550
1997	27	219.36	12.00	7	207.71	10.21	11.65	0.94	32	0.356
1998	26	212.59	13.68	44	213.09	5.28	-0.50	-0.07	33	0.947
1999	21	215.39	13.54	214	213.02	2.10	2.37	0.34	21	0.738
2000	19	231.46	9.88	53	217.08	5.16	14.38	2.70	70	0.009*
2001	19	234.58	12.05	38	206.13	6.54	28.45	4.44	55	0.0004*
Total	227	220.65	4.61	509	212.08	1.48	8.56	3.47	273	0.001*

*Difieren significativamente cuando p<0.05

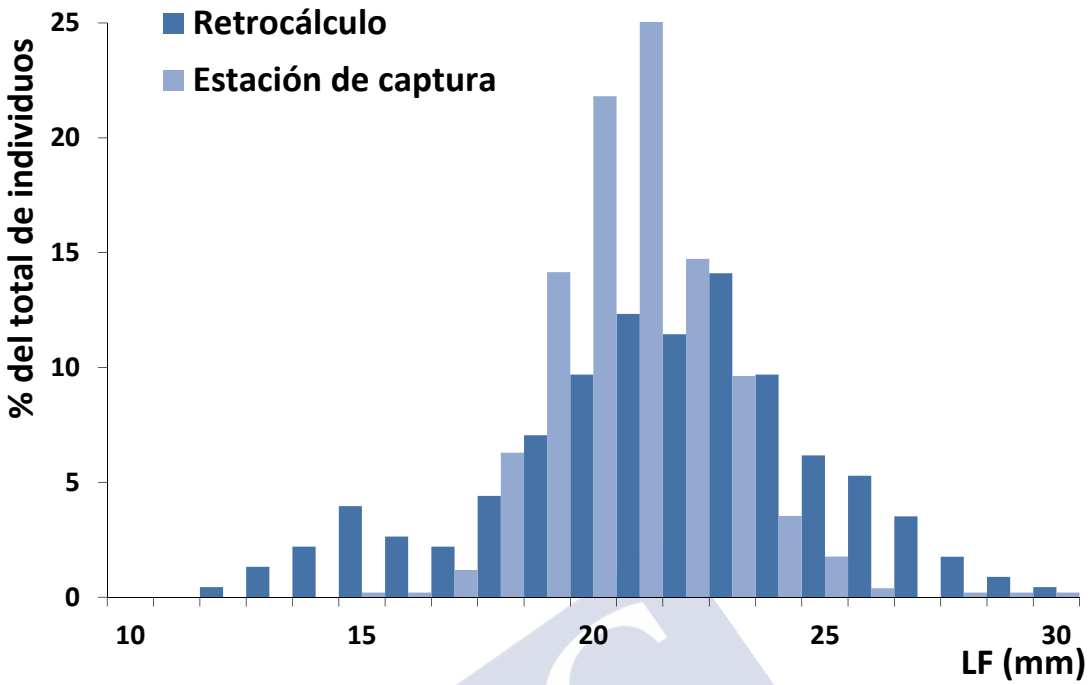


Figura 3.30: Comparación de la frecuencia de tallas de esguines 2+ del río Ulla obtenidas mediante retrocálculo con las obtenidas a partir de los datos de las estaciones de captura entre los años 1993 y 2001. (LF: longitud furcal).

3.9.2.- COMPARACIÓN ENTRE LOS DATOS OBTENIDOS EN LAS ESTACIONES DE CAPTURA Y LOS OBTENIDOS DE LA PESQUERÍA DE REO

Los datos obtenidos entre 1995 y 2005 en la estación de Ximonde y la simultánea recopilación de datos durante ese periodo de la pesquería de reo en el río Ulla nos permiten comparar ambos métodos y conocer la viabilidad de la caracterización de una población de reo a partir de datos obtenidos en la pesquería. Para poder establecer la misma comparación en un río de dimensiones inferiores a las del Ulla, utilizaremos la información obtenida en la estación de captura de Landrove durante los años 1996, 1998 y 1999, comparándola con la obtenida en la pesquería del río Landro durante esos mismos años.

3.9.2.1.- Datos biométricos y demográficos

3.9.2.1.1 Río Ulla.

Las figuras 3.31 y 3.32 permiten apreciar con claridad las diferencias existentes entre los reos provenientes de la pesquería en el río Ulla y los capturados en la estación de Ximonde. El histograma de la figura 3.31 muestra que la distribución de las tallas es muy diferente, presentando Ximonde una clara distribución bimodal que no se aprecia en los datos de la pesquería.

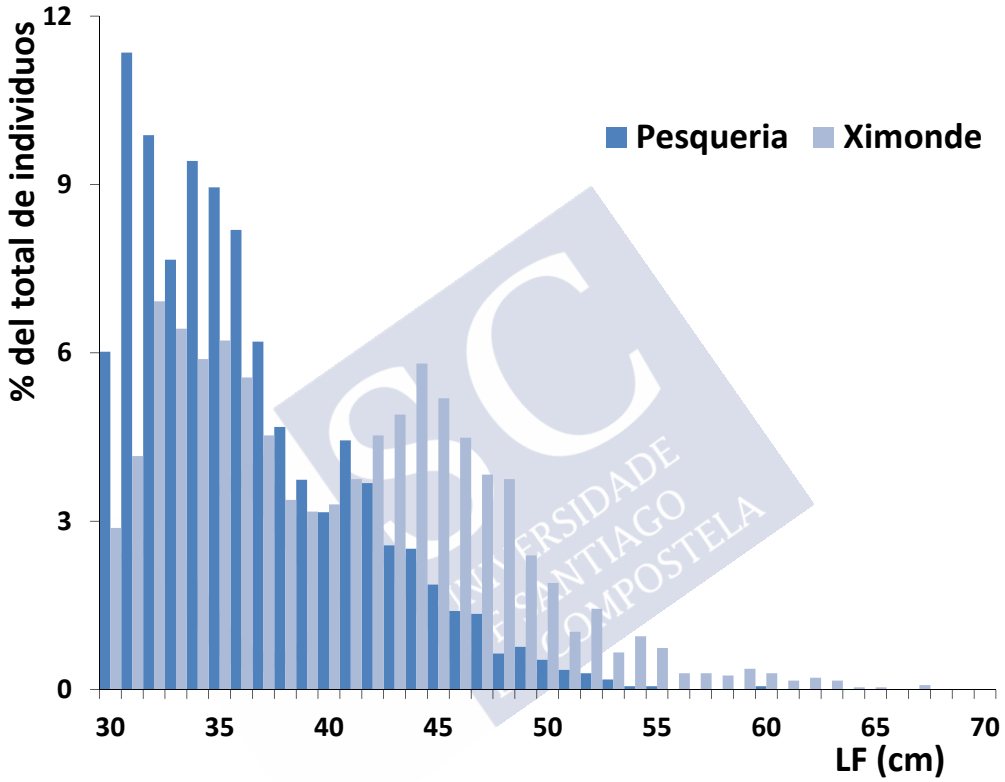


Figura 3.31: Frecuencia de tallas de los reos obtenidos en la pesquería del Ulla y en la estación de Ximonde entre los años 1995 y 2005. (LF: longitud furcal).

La distribución de tallas por clases de edad (Figura 3.32) ofrece la clave para la explicación de esta diferencia, al apreciarse un mayor porcentaje de reos de más de 1 invierno de mar (grupos 1+SW y >1+SW) entre los capturados en Ximonde que entre los de la pesquería. Así en la pesquería los post-esguines (0+SW) representan el 65 % del total de reos (frente al 50 % de los capturados en Ximonde) y los 1+SW el 32 % (frente a casi el 40 % en Ximonde); por el contrario, los de 2 o más años de edad marina (>1+SW) tan solo representan el 3 %, mientras que en Ximonde son el 11 %.

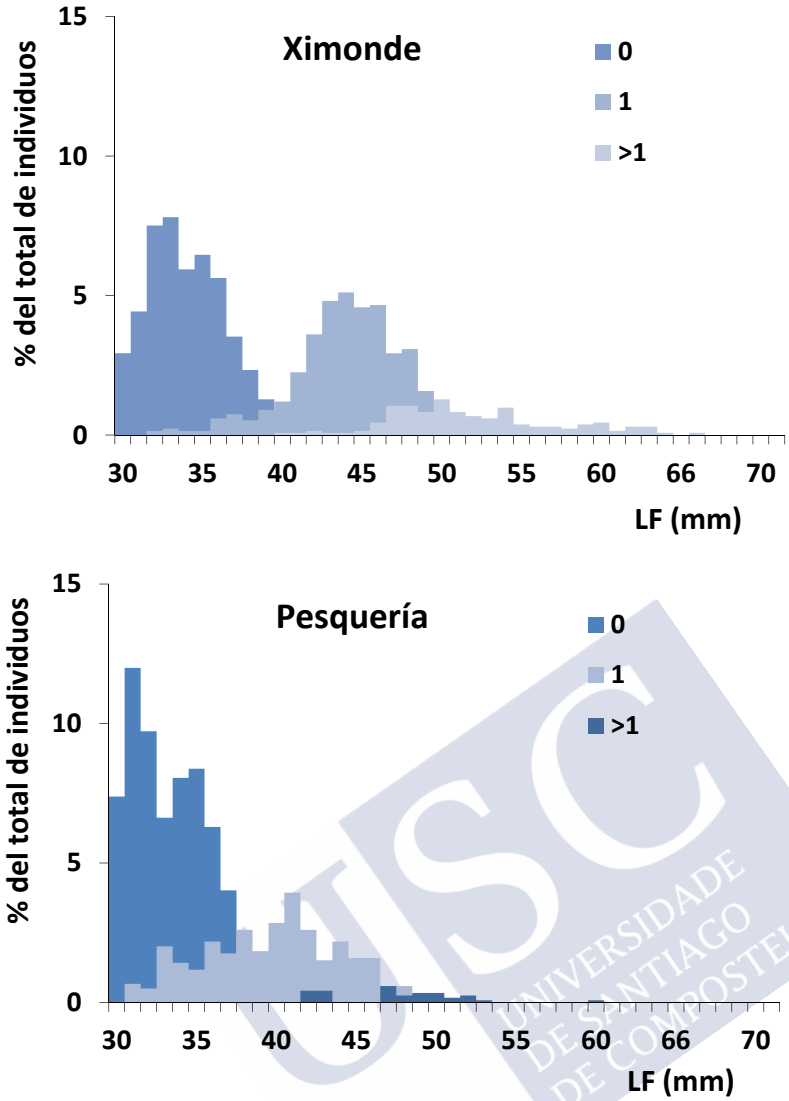


Figura 3.32: Frecuencias de tallas según los grupos de edad marina de los reos obtenidos en la pesquería del Ulla y en la estación de Ximonde entre los años 1995 y 2000. (LF: longitud furcal).

Las diferencias en cuanto a las variables biométricas talla, peso y factor de condición (Tabla 3.6) muestran que los valores medios en la estación de Ximonde son siempre superiores a los obtenidos en la pesquería. Así los datos de los once años analizados muestran que la talla media en Ximonde es 38.67 mm mayor que en la pesquería, al igual que el peso medio (318.06 g) y el factor de condición. La prueba t de Student muestra que las diferencias son siempre significativas en la talla y el peso en los once años y en el total (LF: t= 20.74 gl= 4216 $p<0.000$; Peso: t= 24.2 gl=3690 $p<0.000$; K: t=18.56 gl=3985 $p<0.000$), en el caso del factor de condición los valores son siempre superiores en Ximonde excepto en 2004 y son significativas las diferencias para el total y en ocho de los once años.

Tabla 3.6: Diferencias biométricas en la talla, el peso y el factor de condición (K) entre los reos pescados en el río Ulla y los capturados en la estación de Ximonde entre 1995 y 2005. (LF: longitud furcal; IC 95%= Intervalo de confianza al 95%; Dif.= diferencia entre los valores).

Año	Origen	n	LF (mm)		Peso (g)		K	
			Media±IC95%	Dif.	Media±IC95%	Dif.	Media±IC95%	Dif.
1995	Ximonde	335	434.99±7.84	73.76	1208.63±65.30	586.63	1.390±0.022	0.179
	Pesquería	57	361.23±14.65		622.00±91.40		1.211±0.042	
1996	Ximonde	218	432.29±10.13	66.79	1162.62±84.81	514.35	1.311±0.017	0.054
	Pesquería	60	365.50±13.11		648.28±77.55		1.257±0.035	
1997	Ximonde	125	437.01±11.39	65.46	1119.89±94.06	480.85	1.244±0.022	0.090
	Pesquería	57	371.54±15.11		639.04±98.03		1.155±0.040	
1998	Ximonde	141	406.40±12.18	42.77	881.54±87.11	302.07	1.184±0.020	0.016
	Pesquería	19	363.63±18.86		579.47±95.24		1.168±0.068	
1999	Ximonde	555	358.11±4.13	10.73	615.79±28.48	89.16	1.261±0.011	0.048
	Pesquería	124	347.38±6.00		526.63±32.87		1.213±0.021	
2000	Ximonde	202	407.16±8.33	50.66	874.84±57.69	309.58	1.207±0.021	0.030
	Pesquería	237	356.49±6.19		565.26±35.59		1.177±0.018	
2001	Ximonde	293	389.09±7.84	34.53	851.73±89.87	305.07	1.164±0.035	-0.009
	Pesquería	289	354.55±4.91		546.66±26.96		1.173±0.015	
2002	Ximonde	244	401.21±9.82	37.27	886.45±69.72	300.96	1.233±0.019	0.095
	Pesquería	350	363.94±5.42		585.49±29.93		1.139±0.014	
2003	Ximonde	92	412.23±13.18	33.31	902.67±89.45	244.97	1.200±0.034	0.059
	Pesquería	223	378.91±6.76		657.70±40.90		1.141±0.021	
2004	Ximonde	53	396.26±16.96	30.00	804.26±123.40	187.00	1.180±0.026	-0.009
	Pesquería	231	366.26±6.07		617.27±36.47		1.189±0.017	
2005	Ximonde	252	419.88±7.82	30.86	998.79±57.51	270.21	1.259±0.022	0.123
	Pesquería	63	389.02±15.03		728.58±111.00		1.136±0.048	
Total	Ximonde	2510	402.20±2.80	38.67	913.40±21.81	318.06	1.262±0.007	0.093
	Pesquería	1710	363.53±2.35		595.34±13.71		1.169±0.007	

La edad de los reos (Tabla 3.7) fue comparada con datos de 6 años (1995-2000) al ser de los que se tenían la edad determinada en las dos fuentes de información. La edad también es superior en Ximonde, de modo que son 0.1 años mayores en edad de esguinado y 0.26 años en edad marina. En la edad fluvial y de acuerdo con la prueba t de Student, las diferencias fueron significativas para el conjunto de los años analizados (t= 5.32 gl= 2530 p<0,000), pero en la comparación año a año únicamente fueron significativas para dos de los seis años. En cuanto a la edad de mar las diferencias también fueron significativas para los seis años en su conjunto (t= 9.95 gl= 2452 p<0.000); sin embargo, comparando año a año las diferencias solo fueron significativas en 1 año.

Tabla 3.7: Diferencias en las edades fluvial y marina entre los reos pescados de la pesquería del río Ulla y los registrados en la estación de captura de Ximonde entre 1995 y 2000. (n = número de ejemplares, Dif.= diferencia entre los valores).

Año	Origen	Edad Fluvial			Edad Marina		
		n	Media±IC95%	Dif.	n	Media±IC95%	Dif.
1995	Ximonde	334	2.25 ± 0.05	0.18	335	0.96 ± 0.08	0.38
	Pesquería	57	2.07 ± 0.08		57	0.58 ± 0.18	
1996	Ximonde	206	2.36 ± 0.07	0.08	214	0.94 ± 0.11	0.58
	Pesquería	60	2.28 ± 0.13		60	0.37 ± 0.12	
1997	Ximonde	114	2.30 ± 0.09	0.21	121	1.02 ± 0.14	0.62
	Pesquería	57	2.09 ± 0.07		57	0.40 ± 0.16	
1998	Ximonde	114	2.22 ± 0.09	0.01	115	0.67 ± 0.16	0.20
	Pesquería	19	2.21 ± 0.19		19	0.47 ± 0.23	
1999	Ximonde	439	2.19 ± 0.04	0.16	439	0.18 ± 0.04	0.01
	Pesquería	124	2.03 ± 0.10		124	0.17 ± 0.07	
2000	Ximonde	132	2.18 ± 0.07	0.01	132	0.45 ± 0.09	0.09
	Pesquería	237	2.19 ± 0.06		237	0.36 ± 0.07	
Total	Ximonde	1339	2.24 ± 0.02	0.09	1356	0.64 ± 0.04	0.26
	Pesquería	554	2.15 ± 0.02		554	0.38 ± 0.03	

3.9.2.1.2 Río Landro.

En el río Landro, la comparación entre los datos de la pesquería y los datos obtenidos en la estación de Landrove durante los años 1996, 1998 y 1999, no muestra apenas diferencias en cuanto a en la frecuencia de tallas (Figura 3.33).

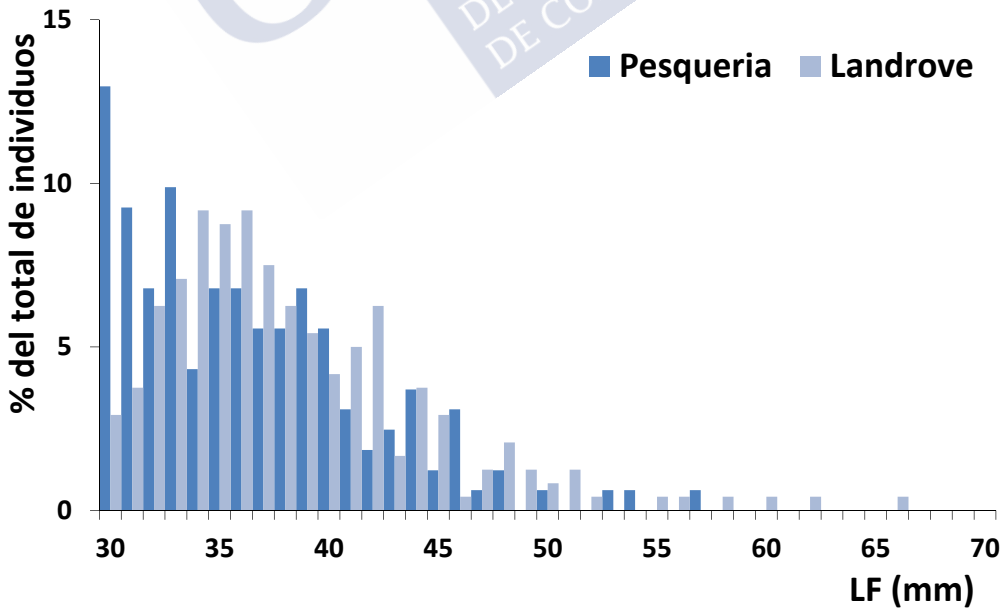


Figura 3.33: Frecuencia de tallas de los reos obtenidos en la pesquería del Landro y en la estación de Landrove en los años 1996, 1998 y 1999. (LF: longitud furcal).

Las diferencias entre las variables biométricas y demográficas (Tabla 3.8), no son significativas en ningún caso, a diferencia de lo hallado en el río Ulla; no obstante, al igual que en este río, en el Landro los valores más altos corresponden a los registrados en la estación de captura, con la excepción de la edad marina, que es mayor en la pesquería. Las diferencias son mínimas, concretamente de 1.3 mm en la talla media, 20.8 g en el peso medio, e inapreciables en las restantes variables comparadas.

Tabla 3.8: Diferencias biométricas y demográficas entre reos pescados en el río Landro y capturados en la estación de Landrove durante los años 1996, 1998 y 1999 (LF= longitud furcal; K = factor de condición).

Año	Origen	n	LF (mm)	Peso (g)	K	Edad fluvial	Edad marina
			Media±IC95%	Media±IC95%	Media±IC95%	Media±IC95%	Media±IC95%
1996	Landrove	50	398.98±20.95	777.10±171.00	1.091±0.062	2.52±0.14	1.44±0.24
	Pesquería	69	382.55±13.55	640.77±84.82	1.061±0.033	2.61±0.14	1.35±0.17
1998	Landrove	151	370.46±10.36	534.23±55.10	0.969±0.021	2.53±0.08	1.12±0.15
	Pesquería	52	357.79±13.14	471.40±63.63	0.961±0.030	2.58±0.14	0.98±0.15
1999	Landrove	84	338.33±12.61	466.21±62.82	1.108±0.024	2.61±0.11	0.63±0.15
	Pesquería	41	343.29±15.52	441.71±64.86	1.039±0.051	2.37±0.15	0.68±0.20
Total	Landrove	285	365.99±7.93	556.79±47.18	1.032±0.019	2.55±0.06	1.03±0.10
	Pesquería	162	364.67±8.49	536.02±46.56	1.024±0.022	2.54±0.08	1.06±0.11

3.9.2.2.- Estudio comparativo de los datos de edad de primera reproducción e iteroparidad del reo obtenidos en estaciones de captura frente a los obtenidos en las poblaciones estudiadas a partir de la pesquería.

La determinación de la edad y de las marcas de reproducción en los reos, tanto los procedentes de las estaciones de captura de los ríos Ulla (Ximonde) y Landro (Landrove) como de las pesquerías de ambos cauces, nos ha permitido comparar la información relativa a la edad de primera reproducción (MMA) y al número de reproducciones (tasa de iteroparidad) entre estas dos fuentes de información y en estos dos ríos de tan diferentes dimensiones. Como en los casos anteriores, las series comparadas son de seis años en el Ulla (1995 - 2000) y de tres en el Landro (1996, 1998-1999).

3.9.2.2.1 Río Ulla.

Las diferencias en la edad de primera reproducción entre los datos obtenidos en la pesquería del Ulla y los de la estación de Ximonde, resultaron ser significativas (t de Student: t= 6.27 gl= 2372 p<0.001). Tal y como se aprecia en la tabla 3.9 y en la figura

3.34, en los reos capturados en Ximonde se detecta una mayor edad de primera reproducción ya que frente al 86.39 % de reos que se reproducen como post-esguines en la pesquería, en Ximonde esta proporción disminuye hasta el 76.60 %.

Tabla 3.9: Comparación de la edad de primera reproducción (MMA) entre los reos capturados en la pesquería del Ulla y los capturados en la estación de Ximonde (años 1995-2000).

MMA (Años)	Pesquería		Ximonde		Total	
	n	%	n	%	n	%
1	165	86.39	239	76.60	404	80.32
2	26	13.61	67	21.47	93	18.49
3	-	-	6	1,92	6	1.19
Total	191	-	312	-	503	-
MMA		1.14		1.25		1.21

Es decir, que según los datos de la pesquería la edad media de la primera reproducción es de 1.14 años, mientras que en los reos capturados en Ximonde es de 1.25 años. La MMA para la población de reo del río Ulla se halla en 1.21 años.

También resultaron ser significativas las diferencias en cuanto al número de reproducciones previas al comparar los datos obtenidos en Ximonde con los de la pesquería del Ulla (t de Student: t= 3.18 gl= 488 p= 0.002) si bien no tan claramente como en el caso de la edad de primera reproducción. En Ximonde se aprecia (Tabla 3.10, Figura 3.34) una mayor proporción de individuos con reproducciones previas, ya que mientras en la pesquería el 16.01% de reos ya se habían reproducido anteriormente, en Ximonde esta tasa alcanza el 23.02%.

Tabla 3.10: Comparación de la tasa de iteroparidad entre los reos capturados en la pesquería del Ulla y los capturados en la estación de Ximonde (años 1995 – 2000).

Nº de reproducciones	Pesquería		Ximonde		Total	
	n	%	n	%	n	%
0	1002	83.99	1043	76.97	2045	80.26
1	188	15.76	253	1.67	441	17.31
2	2	0.17	47	3.47	49	1.92
3	1	0.08	11	0.81	12	0.47
4	-	-	1	0.07	1	0.04
Total	1193	-	1355	-	2548	-
Media		0.16		0.28		0.23

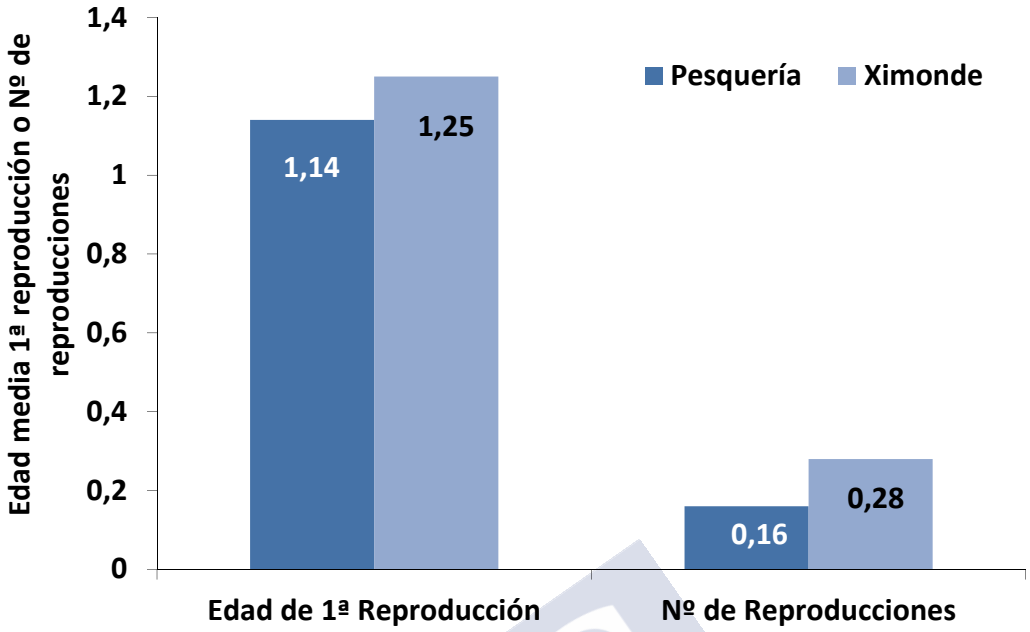


Figura 3.34: Edad media de la primera reproducción (MMA) y número medio de reproducciones previas de la población e reo del río Ulla: comparación entre datos obtenidos en la estación de Ximonde y los obtenidos en la pesquería

3.9.2.2.2 Río Landro.

En el río Landro también se encontraron diferencias significativas en la edad de primera reproducción entre los datos procedentes de la pesquería y los obtenidos en la estación de captura de Landrove (t de Student: t= 2.92 gl= 113 p= 0.004).

Así en la estación de Landrove se observa una mayor proporción de reos que se reproducen con una edad marina de 1 SW (67.71 %), mientras que en la pesquería este porcentaje sólo alcanza el 43.10 % (Tabla 3.11, figura 3.35).

Tabla 3.11: Comparación de la edad de primera reproducción (MMA) entre los reos capturados en la pesquería del Landro y los capturados en la estación de Landrove (años 1996, 1998-1999).

MMA (años)	Pesquería		Landrove		Total	
	n	%	n	%	n	%
1	32	55.17	29	30.21	61	39.61
2	25	43.10	65	67.71	90	58.44
3	1	1.72	2	2.08	3	1.95
Total	58	1.47	96	1.72	154	1.62
Media		1.47		1.72		1.62

Sin embargo, la comparación de la tasa de iteroparidad o proporción de reproductores múltiples entre las dos fuentes de datos (tabla 3.12, figura 3.34) no muestra la existencia de diferencias significativas (t de Student: t= -0.20 gl= 444 p= 0.842).

Tabla 3.12: Comparación de la tasa de iteroparidad entre los reos capturados en la pesquería del Landro y los capturados en la estación de Landrove (años 1996, 1998-1999).

Nº de reproducciones	Pesquería		Landrove		Total	
	n	%	n	%	n	%
0	104	64.20	188	66,20	292	65,47
1	49	30.25	81	28,52	130	29,15
2	9	5.56	13	4,58	22	4,93
3	-	-	1	0,35	1	0,22
4	-	-	1	0,35	1	0,22
Total	162	-	284	-	446	-
Media		0.41		0.40		0.41

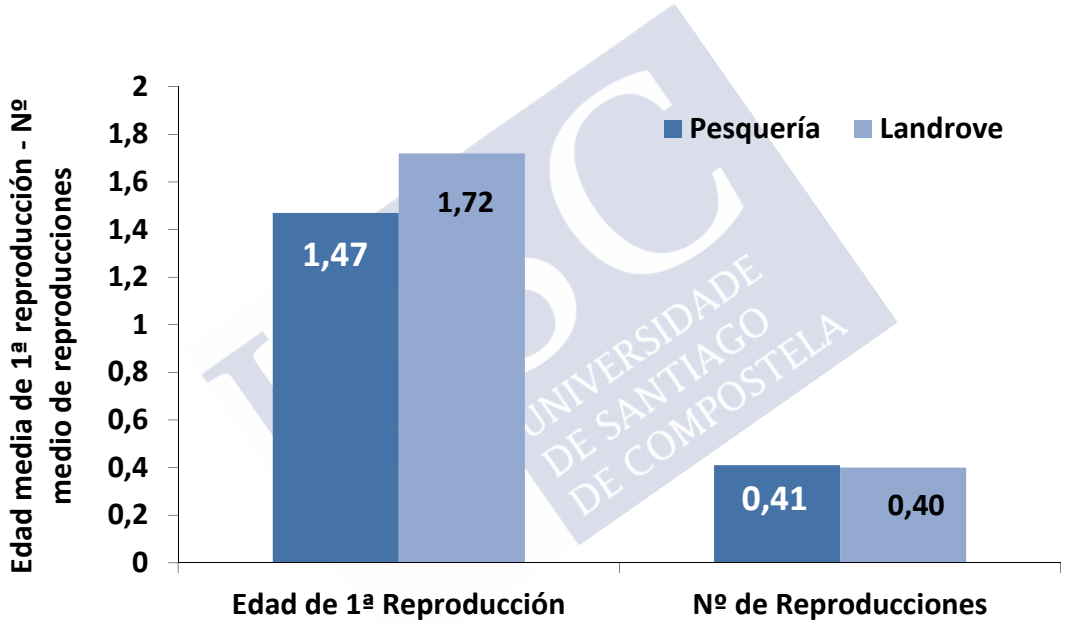


Figura 3.34: Edad media de la primera reproducción y número medio de reproducciones en el río Ulla: comparación entre los datos obtenidos en la estación de Landrove y los obtenidos en la pesquería del río Landro.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

RESULTADOS

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Capítulo 4:
Fase fluvial y esguinado

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

4.- FASE FLUVIAL Y ESGUINADO

4.1.- FASE FLUVIAL

4.1.1.- DETERMINACIÓN DE LA FÓRMULA DE RETROCÁLCULO.

Para establecer la fórmula del retrocálculo se midió el radio total de las escamas de 132 ejemplares de trucha del área accesible para el reo en la cuenca del Ulla, además se realizó esta medida en las escamas de 64 reos adultos; posteriormente se realizó una regresión lineal de la longitud furcal del pez (LF, en mm) sobre la longitud del radio de la escama (R, en mm), obteniendo de esta forma la ecuación de regresión lineal que se observa en la Figura 4.1 ($R^2 = 0.94$).

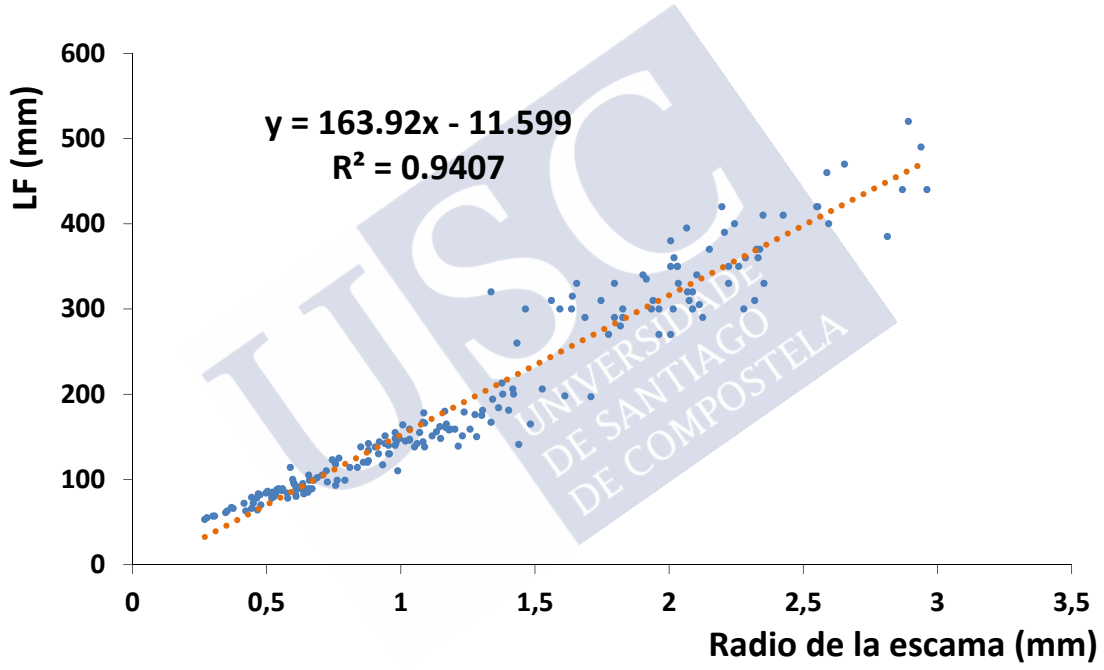


Figura 4.1: Regresión lineal de la longitud furcal sobre el radio de la escama de las truchas y reos estudiados en la cuenca del Ulla. (LF: longitud furcal).

De acuerdo con lo comentado en el apartado de material y métodos de esta memoria, la fórmula de retrocálculo empleada se resume en la expresión:

$$L_i = L_C \cdot ((a + b\ R_i) / (a + b\ R_C))$$

Donde L_i, es la longitud del pez en la edad i, y L_t, la longitud furcal en el momento de la extracción de la escama. R_i es el radio de la escama hasta la marca de la edad i, y R_t es el radio hasta el borde de la escama.

Sustituyendo los parámetros a y b por los valores obtenidos en la ecuación de la recta de regresión de la longitud furcal sobre el radio de la escama, la fórmula del retrocálculo queda como sigue:

$$L_i = L_t\ (((-11.60) + 163.92\ R_i)/((-11.60 + 163.92\ R_t))$$

La aplicación de la fórmula del retrocálculo obtenida nos permite determinar cuál es el crecimiento de los reos en los años que permanecen en el medio fluvial hasta el momento de su primera migración al mar como esguines, al calcular cuál era su talla al final de cada invierno fluvial.

Para la determinación de su edad mediante retrocálculo, en este trabajo se han medido un total de 1562 escamas de reos adultos capturados en la pesquería de siete ríos gallegos entre 1995 y 1998. En este análisis no se incluyeron los datos del río Grande debido al escaso tamaño de la muestra de escamas obtenidas en este río, por ello a partir de ahora cuando se mencionen las "siete poblaciones estudiadas o analizadas" se refiere a aquellas para las que se obtuvo información en la pesquería gallega de reo desde 1995, con la excepción del río Grande. En la Tabla 4.1 se incluyen datos relativos a la muestra, tales como el número de ejemplares de cada clase de edad, tanto fluvial como marina, en cada población.

Tabla 4.1: Número de reos adultos objeto de retrocálculo en este trabajo en función de su edad fluvial (E. fluvial) y marina (E. marina) y en cada uno de los siete ríos gallegos estudiados.

	E. fluvial	1				2				3					
Río	E. marina	0	1	2	Total	0	1	2	Total	0	1	2	3	Total	Total
Eume		-	-	-	-	83	169	32	284	64	50	5	5	124	408
Landro		-	-	-	-	20	33	2	55	21	23	7	-	51	106
Mandeo		-	-	-	-	40	191	34	265	44	63	3	-	110	375
Masma		-	-	-	-	23	34	8	65	4	8	-	-	12	77
Sor		-	-	-	-	4	14	4	22	19	26	6	-	51	73
Tambre		3	6	2	11	70	79	6	155	13	14	2	-	29	195
Ulla		7	1		8	45	223	8	276	14	29	1	-	44	328
Total		10	7	2	19	285	743	94	1122	179	213	24	5	421	1562

4.1.2.- CRECIMIENTO FLUVIAL

El histograma de la figura 4.2 muestra la frecuencia de tallas retrocalculadas para los tres primeros años de vida fluvial de la muestra analizada: 1562 reos adultos de siete ríos gallegos y tres edades diferentes de esguinado (1, 2 y 3 años). De acuerdo con estos resultados, durante el primer año de vida en el río (n=1562) la longitud de los esguines varía entre 4 y 17 cm, con una media de 8.7 cm (esguines 1+=12 cm, 2+=9.3 cm y 3+=7 cm); el 85 % de los individuos de la muestra presenta entre 5 y 11 cm. Para el segundo año fluvial (n=1543) el rango de longitudes varía entre 9 y 29 cm, con una media de 18.5 cm (esguines 2+=19.8 cm y 3+=15.3 cm); el 83% individuos de esta muestra presenta

entre 13 y 22 cm. Al tercer año fluvial (n=421) la longitud varía entre 13 y 30 cm, con una talla media de 22.3 cm; el 81% de los individuos de esta muestra presenta entre 18 y 25 cm.

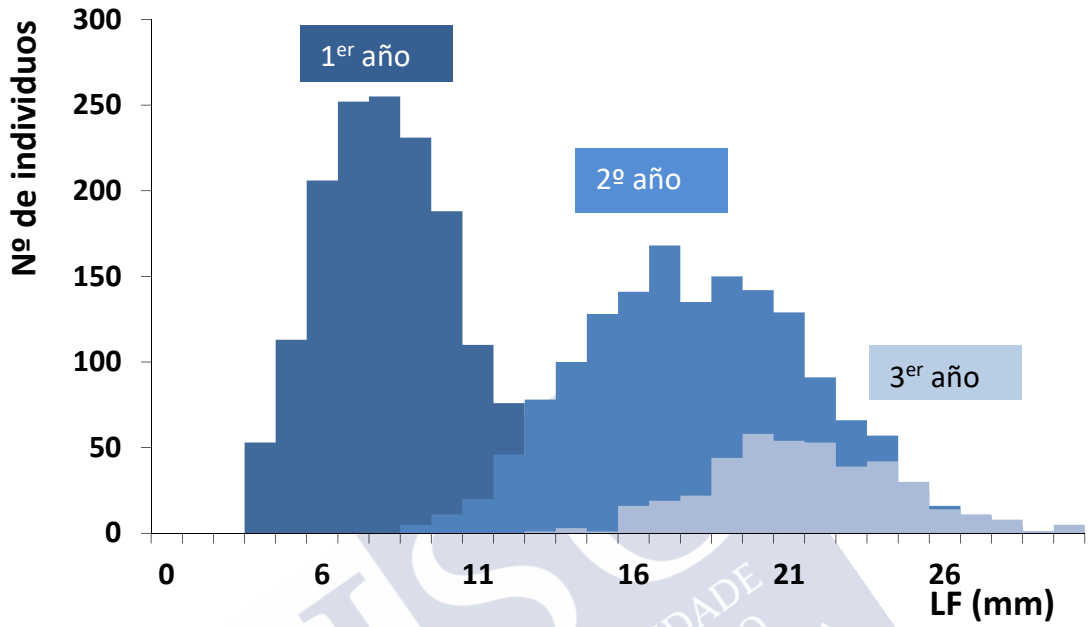


Figura 4.2: Histograma de frecuencias de tallas retrocalculadas para los tres años de vida fluvial de una muestra de 1562 reos pertenecientes a siete ríos gallegos (LF: longitud furcal).

En la Tabla 4.2 se incluyen los estadísticos descriptivos de la muestra analizada, aportándose para cada clase de edad de esguinado la longitud furcal de los juveniles de reo en el momento del final de cada año de vida fluvial, junto con el intervalo de confianza al 95 % (IC95%).

El 72 % de los reos analizados habían esguinado a los dos años de vida fluvial y están presentes en los siete ríos estudiados, un 27 % había esguinado a los tres años de río y también están presentes en estos siete ríos; tan solo un 1 % había esguinado tras permanecer un año en el río y, en esta muestra, sólo se detectaron en los ríos Ulla y Tambre. Se encontraron diferencias significativas para la longitud retrocalculada en el primer año de vida fluvial entre los esguines 1+ y 2+ (Test t de Student: $t=3.066$ $gl=282$ $p=0.002$) y entre los 2+ y 3+ ($t=4.689$ $gl=318$ $p<0.001$). Si bien el tamaño de la muestra para los esguines 1+ es pequeño (n=19), los datos permiten afirmar que la talla de éstos es superior a los 100 mm, alcanzando un valor máximo de 176 mm. La longitud en el primer año fluvial de los esguines 2+ presenta una distribución normal, con una moda de 100 mm, si bien la talla de la mayoría está entre 70 y 130 mm, mientras que en los 3+ se encuentra entre 60 y 110 mm. También se hallaron diferencias significativas en la

longitud retrocalculada del segundo año de río entre las clases 2+ y 3+ (t=7.786 gl=318 p<0.001), así la mayoría de los esguines 2+ presentan tallas entre 160 y 250 mm, mientras que los 3+ presentan tallas entre 140 y 200 mm.

Tabla 4.2: Tallas en la fase fluvial, retrocalculadas en reos de tres clases edad de esguinado en siete ríos gallegos (N = 1562).

Río	Edad fluvial	1er año fluvial		2º año fluvial		3er año fluvial	
		N	Media ± IC95%	N	Media ± IC95%	N	Media ± IC95%
Eume	2+	284	92.73 ± 2.29	284	198.98 ± 3.14	-	-
	3+	124	70.13 ± 3.1	124	158.97 ± 3.97	124	227.57 ± 4.67
Landro	2+	55	82.72 ± 5.63	55	188.12 ± 6.46	-	-
	3+	51	64.90 ± 4.83	51	138.94 ± 6.45	51	203.88 ± 6.96
Mandeo	2+	265	87.86 ± 2.32	265	190.04 ± 3.38	-	-
	3+	110	66.93 ± 2.45	110	148.50 ± 3.99	110	215.72 ± 4.78
Masma	2+	65	90.07 ± 5.01	65	209.72 ± 5.24	-	-
	3+	12	72.99 ± 14.29	12	175.74 ± 12.03	12	238.50 ± 12.30
Sor	2+	22	74.26 ± 7.88	22	167.83 ± 9.65	-	-
	3+	51	66.74 ± 4.23	51	136.79 ± 5.11	51	194.39 ± 5.94
Tambre	1+	11	11377 ± 11.57	-	-	-	-
	2+	155	87.20 ± 2.75	155	181.18 ± 4.62	-	-
	3+	29	79.80 ± 4.68	29	155.65 ± 6.68	29	232.06 ± 10.76
Ulla	1+	8	131.45 ± 1742	-	-	-	-
	2+	276	104.56 ± 288	276	214.49 ± 4.15	-	-
	3+	44	86.47 ± 5.48	44	171.26 ± 8.08	44	247.18 ± 10.02
Total	1+	19	121.22 ± 10.44	-	-	-	-
	2+	1122	92.72 ± 1.29	1122	197.70 ± 1.86	-	-
	3+	421	70.70 ± 1.67	421	152.66 ± 2.35	421	220.26 ± 2.91

En la Tabla 4.3 se incluyen los datos relativos al incremento de longitud anual en dos clases de edad de esguinado (2+ y 3+) para las siete poblaciones estudiadas entre el primer y segundo años de vida fluvial y entre el segundo y el tercero. Se observan diferencias significativas (Test t de Student: t=19.176 gl=936.8 p<0.001) para el crecimiento en el segundo año, entre las clases 2+ y 3+, ya que en la clase 2+ los juveniles crecen una media de 105 mm frente a los 82 mm de los esguines 3+. En los esguines 3+ también se detectan diferencias significativas al comparar el crecimiento entre el segundo y tercer años de vida (t= 10.595 gl= 840 p<0.001), ya que el incremento en longitud es casi un centímetro y medio superior en el segundo año.

Tabla 4.3: Incremento anual en longitud entre los esguines 2+ y 3+ de reo de siete ríos gallegos. (Δ LF: incremento de la longitud furcal).

Río	Δ LF (mm/año) del 1er al 2º año				Δ LF (mm/año) del 2º al 3er año	
	Esguines 2+		Esguines 3+		Esguines 3+	
	N	Media ± IC95%	N	Media ± IC95%	N	Media ± IC95%
Eume	284	106.25 ± 2.61	124	88.84 ± 3.48	124	68.60 ± 3.55
Landro	55	105.40 ± 5.31	51	74.04 ± 4.80	51	64.94 ± 6.00
Mandeo	265	102.18 ± 3.06	110	8157 ± 3.42	110	67.22 ± 3.29
Masma	65	119.65 ± 5.81	12	102.74 ± 8.75	12	62.76 ± 9.87
Sor	22	93.57 ± 9.23	51	70.06 ± 4.83	51	57.60 ± 3.64
Tambre	155	93.98 ± 3.53	29	75.85 ± 4.53	29	76.40 ± 7.61
Ulla	276	109.76 ± 2.89	44	84.79 ± 5.53	44	75.92 ± 6.52
Total	1122	104.94 ± 1.43	421	81.95 ± 1.87	421	67.60 ± 1.89

Teniendo en cuenta las diferencias detectadas se utilizó el incremento en longitud observado entre el primer y el segundo año de vida en los esguines 2+, para comparar el crecimiento fluvial entre las siete poblaciones. Así, el análisis de varianza de los datos que se incluyen en la tabla 4.2, muestra la existencia de diferencias significativas entre las siete poblaciones estudiadas (ANOVA: $F= 13.235$ $gl= 6$ $p<0.001$), corroborando la existencia de un mayor crecimiento en los ríos Masma y Ulla, con un incremento en talla de 119.65 y 109.76 mm respectivamente, y el menor incremento en longitud en los ríos Sor y Tambre, con 93.57 y 93.98 mm, respectivamente (Tabla 4.4; Figura 4.4). Para conocer qué medias difieren, hemos realizado el test de Tukey de comparaciones múltiples *post hoc*, cuyos resultados se muestran en la tabla 4.4. El test de Tukey no detectó diferencias significativas entre los cuatro subgrupos creados, aunque si entre los tres ríos donde el crecimiento es menor (Sor, Tambre y Mandeo) y los dos donde el crecimiento es mayor (Ulla y Masma), mientras que los dos ríos de crecimiento intermedio (Eume y Landro) difieren significativamente, a su vez, del Masma.

Tabla 4.4: Test de Tukey de comparaciones múltiples *post hoc* para el incremento medio en longitud furcal (mm/año) en el segundo año de vida fluvial en esguines 2+.

Río	Subconjunto			
	1	2	3	4
Sor	93.57			
Tambre	93.98	93.98		
Mandeo	102.18	102.18	102.18	
Landro		105.40	105.40	
Eume			106.25	
Ulla			109.76	109.76
Masma				119.65
Significación	0.299	0.057	0.462	0.153

En el crecimiento fluvial de los esguines de un año (Figura 4.3) se detectan diferencias entre los esguines del Ulla y los del Tambre, apreciándose una mayor talla media de casi 2 cm en los del Ulla; sin embargo, estas diferencias no han resultado ser significativas (t de Student: t= -1.73 gl= 17 p= 0.102).

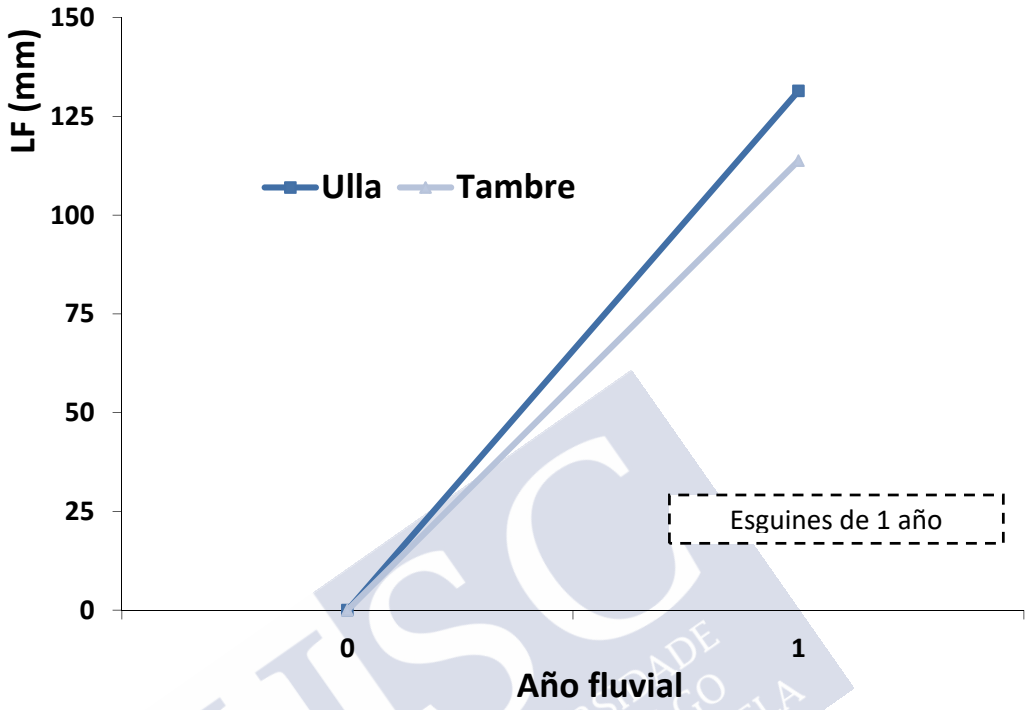


Figura 4.3: Crecimiento fluvial en esguines de reo de 1 año de edad en los ríos Ulla y Tambre. (LF: longitud furcal).

En la figura 4.4 se observa el crecimiento en esguines 2+ entre el 1er y el 2º años de vida fluvial, las diferencias son igualmente significativas (ANOVA: F= 32.728 gl= 6 p<0.001.

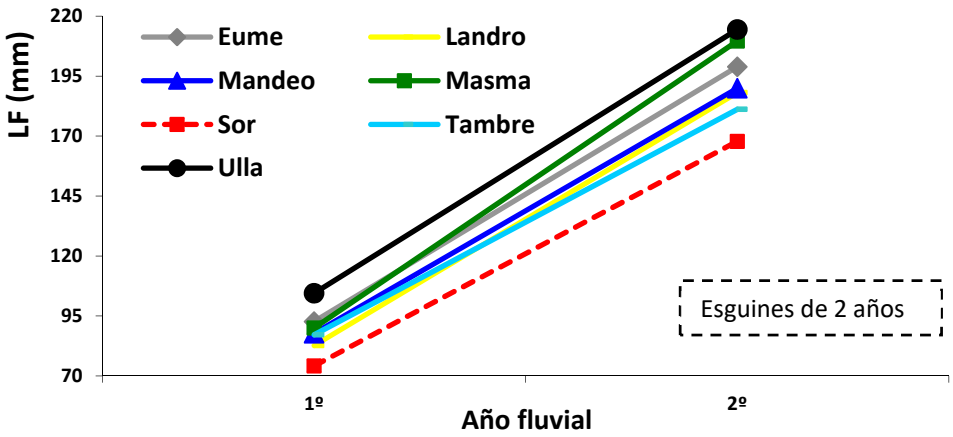


Figura 4.4: Crecimiento Fluvial en esguines de reo 2+ en los ríos Eume, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla (LF: longitud furcal).

Al comparar el crecimiento del segundo año fluvial entre las siete poblaciones, pero utilizando los datos de esguines 3+ (Figura 4.5), los resultados son similares a los obtenidos en la comparación con esguines 2+, ya que las diferencias son igualmente significativas (ANOVA: F= 11.534 gl= 6 p<0.001), y en los test *post hoc* (Tabla 4.5) las únicas diferencias relevantes son que, en este caso, el Landro presenta el segundo crecimiento más bajo en los esguines 3+ y que el Masma, si bien también tiene el mayor crecimiento, forma por si solo un subgrupo y difiere significativamente de todas las poblaciones, excepto del Eume.

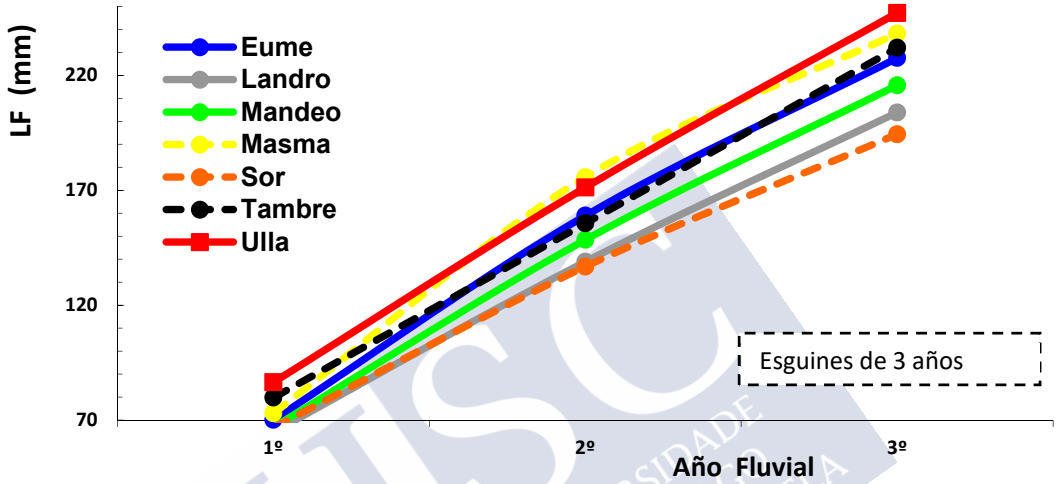


Figura 4.5: Crecimiento fluvial en esguines de reo 3+ en los ríos Eume, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla (LF: longitud furcal).

Tabla 4.5: Test de Tukey de comparaciones múltiples *post hoc* para el incremento medio en longitud furcal (mm/año) en el segundo año de vida fluvial en esguines 3+.

Río	Subconjunto			
	1	2	3	4
Sor	70.06			
Landro	74.04	74.04		
Tambre	75.85	75.85		
Mandeo	81.57	81.57	81.57	
Ulla		84.79	84.79	
Eume			88.84	
Masma				102.74
Significación	0.109	0.166	0.627	1.000

La comparación del crecimiento entre las siete poblaciones en esguines 3+ en el tercer año de vida fluvial no se pudo realizar mediante ANOVA, ya que la Prueba de Levene (F= 2.205 gl1= 6 gl2= 414 p= 0.042) indicó que las varianzas no son homogéneas.

Al efectuar un test no paramétrico, las diferencias también son significativas (K-W: χ^2= 32.26 gl= 6 p<0.001). También hay diferencias entre el segundo y tercer años de los esguines 3+ en la prueba de comparaciones múltiples *post hoc T3* de Dunnet, ya que por una parte se forman tres subgrupos en vez de cuatro y, por otra, varía el orden de ríos según el crecimiento, de modo que en el tercer año pasa a ser el Tambre el río de mayor crecimiento en los esguines 3+ (que tenía el tercer peor crecimiento en el segundo año), mientras que el Masma (población de mayor incremento en longitud en el segundo año) presenta en el tercer año el segundo crecimiento más bajo. No obstante, las diferencias entre los tres subgrupos formados no son estadísticamente significativas.

Tabla 4.6: Test *T3* de Dunnet de comparaciones múltiples *post hoc* para el incremento medio en longitud furcal (mm/año) en tercer año de vida fluvial en esguines 3+.

Río	Subconjunto		
	1	2	3
Sor	57.60		
Masma	62.76	62.76	
Landro	64.94	64.94	64.94
Mandeo	67.22	67.22	67.22
Eume	68.60	68.60	68.60
Ulla		75.92	75.92
Tambre			76.40
Significación	0.196	0.062	0.157

4.1.3.- PRESENCIA DE PLUS DE CRECIMIENTO PRIMAVERAL EN ESGUINES

La lectura de escamas de los 1562 reos adultos y la realización del retrocálculo a partir de estos datos, permitió determinar la presencia o ausencia del incremento en el crecimiento de estos ejemplares tras el invierno previo al esguinado (Tabla 4.7), fenómeno conocido como "plus de crecimiento primaveral" (PCP) o crecimiento tipo B (Went, 1962). Este fenómeno se define como crecimiento en agua dulce en la primavera antes de su descenso al mar (Went, 1962). En las siguientes figuras se muestran ejemplos de este crecimiento en las escamas tanto en esguines (Figura 4.6) como en adultos (Figura 4.7).

Se analizan a continuación los datos obtenidos de la presencia de este plus en estos 1562 reos para los que se determinó la edad por retrocálculo y que fueron capturados en la pesquería oficial entre los años 1995 y 1998.

Una media del 38 % de los individuos de la muestra presenta PCP. Sin embargo, la proporción de individuos que no presentan PCP es mayor en seis de las siete poblaciones estudiadas, siendo el Ulla el único río donde los esguines con PCP son mayoría (un 60.98 %), mientras que en el Sor únicamente lo presentan el 17.81 % de los esguines, y en el resto de los ríos la proporción varía entre el 26.72 % y el 39.62 % (Tabla 4.7).

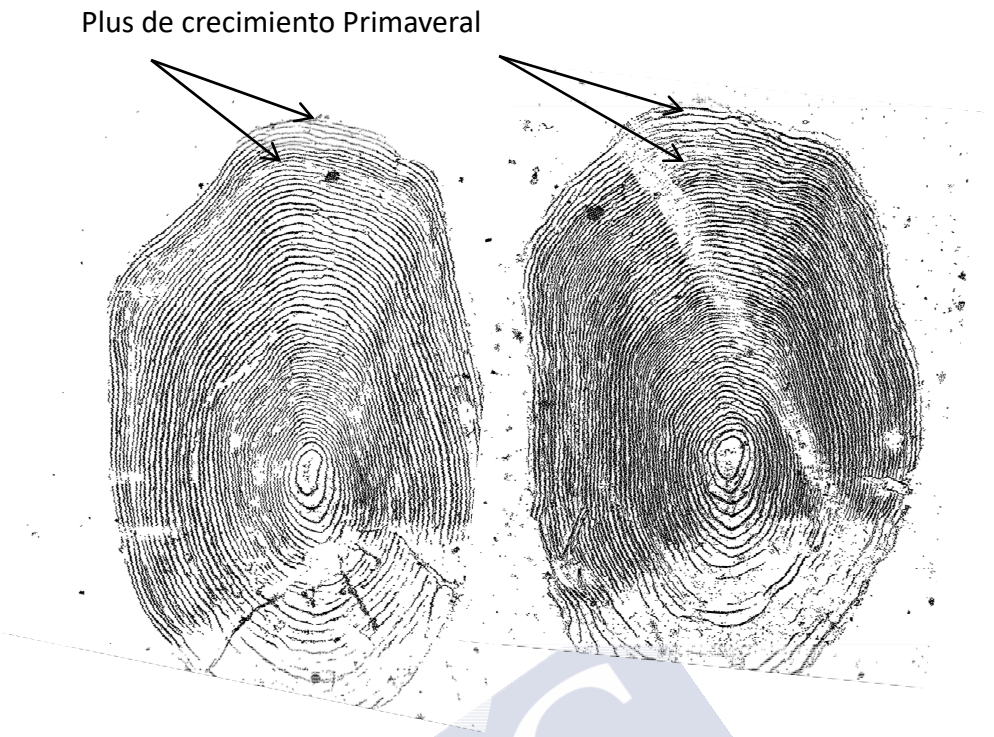


Figura 4.6: Plus de crecimiento primaveral en escamas de esguines de reo del Ulla.

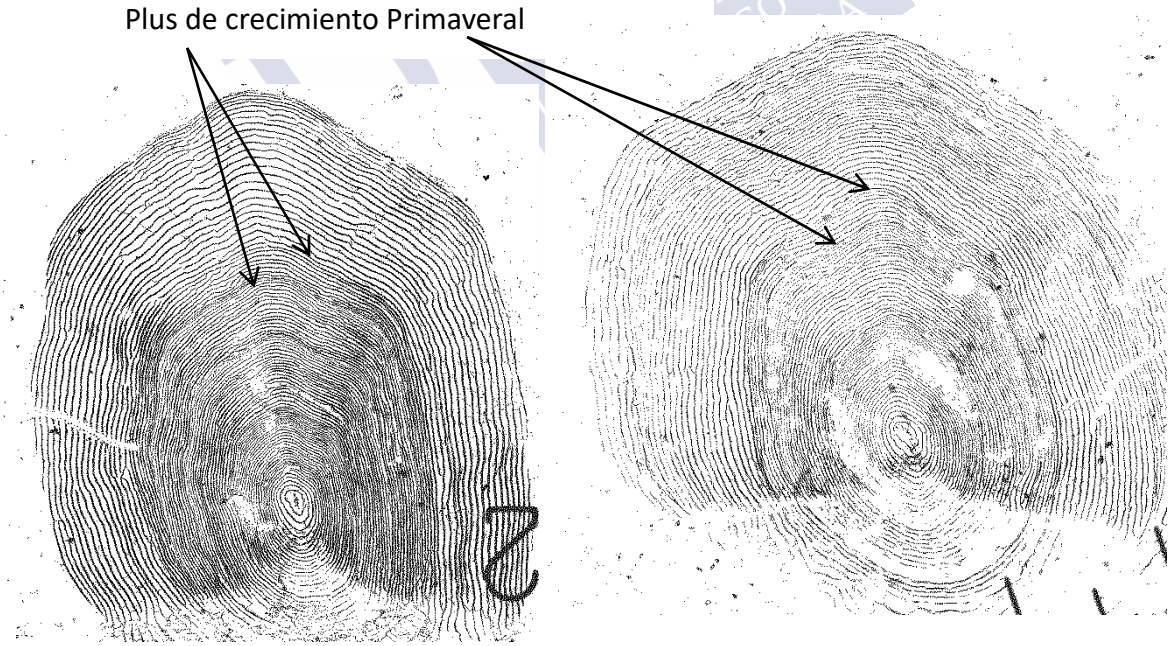


Figura 4.7: Plus de crecimiento primaveral en escamas de adultos de reo

Se aprecian diferencias significativas en la proporción de individuos con o sin plus de crecimiento primaveral, tanto entre las siete poblaciones (Test t de Student: $t= -7.77$ $gl= 1176.77$ $p<0.001$) como entre las dos clases de edad mayoritarias (2+ y 3+) ($t= 8.85$ $gl= 1463.03$ $p<0.001$), ya que en este análisis no tenemos en consideración la muestra de

esguines 1+ debido al pequeño tamaño en muestra para esta clase de edad. En la clase de edad de esguines 3+ no se detectó ningún caso de PCP en los ríos Ulla y Sor, en el resto de ríos la diferencia entre clases de edad no fue significativa. A pesar de esto, se percibe la tendencia de que a mayor edad de esguinado existe menor presencia de este plus de crecimiento (Figura 4.8), ya que entre los esguines 1+ los individuos con plus representan el 63.16 %, entre los 2+ son el 43.85 % y entre los 3+ son el 21.38 %. Excluyendo el Sor y el Ulla, la presencia de individuos con plus entre los esguines 2+ es del 35% y en los 3+ representa el 29%, para las 2 clases juntas en estos cinco ríos esta proporción es del 34.5% e incluyendo Sor y Ulla es de casi el 36%

Tabla 4.7: Presencia del plus de crecimiento primaveral (PCP) en cada río para las clases de edad fluvial 1+, 2+ y 3+ (n = número de ejemplares).

Río	1+				2+				3+				Total			
	Sin PCP		Con PCP		Sin PCP		Con PCP		Sin PCP		Con PCP		Sin PCP		Con PCP	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Eume	-	-	-	-	206	72.54	78	27.46	93	75.00	31	25.00	299	73.28	109	26.72
Landro	-	-	-	-	31	56.36	24	43.64	33	64.71	18	35.29	64	60.38	42	39.62
Mandeo	-	-	-	-	160	60.38	105	39.62	80	72.73	30	27.27	240	64.00	135	36.00
Masma	-	-	-	-	42	64.62	23	35.38	8	66.67	4	33.33	50	64.94	27	35.06
Sor	-	-	-	-	9	40.91	13	59.09	51	100	-	-	60	82.19	13	17.81
Tambre	2	18.18	9	81.82	103	66.45	52	33.55	22	75.86	7	24.14	127	65.13	68	34.87
Ulla	5	62.50	3	37.50	79	28.62	197	71.38	44	100	-	-	128	39.02	200	60.98
Nº total	7		12		630		492		331		90		968		594	
% medio		36.84		63.16		56.15		43.85		78.62		21.38		61.97		38.03

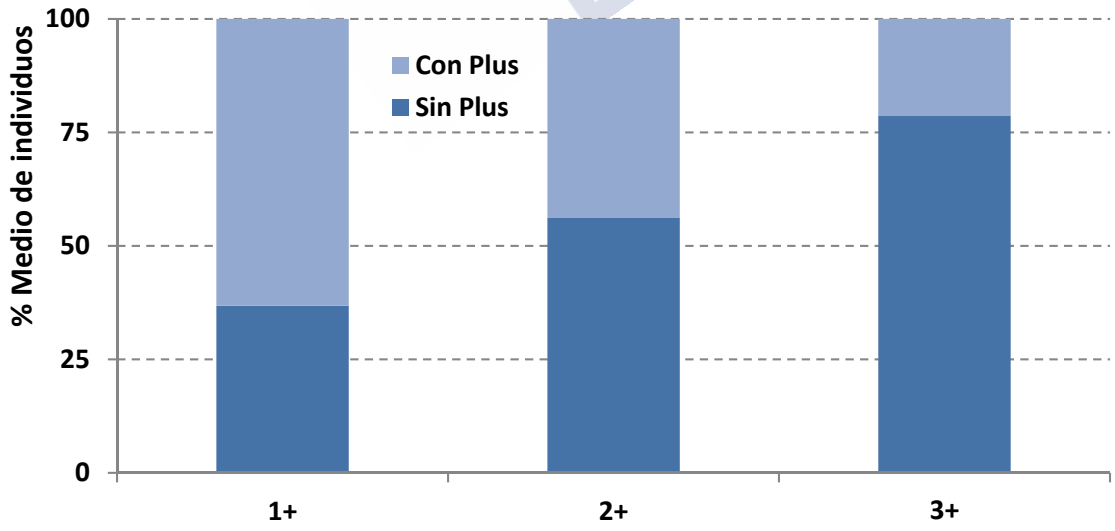


Figura 4.8: Variación del porcentaje medio de individuos con y sin plus de crecimiento primaveral en función de la edad de esguinado.

En la Tabla 4.8 se muestran las longitudes alcanzadas en los distintos años de vida fluvial en las edades de esguinado 1+, 2+ y 3+, según la presencia o no de plus de crecimiento primaveral tras el invierno previo al esguinado. Las diferencias son, en algunos casos, significativas, según la variable analizada (longitud de primer, segundo o tercer año; crecimiento entre el segundo y el primer año o entre el tercero y el segundo) y la clase de edad de esguinado (1+, 2+ o 3+). La mayoría de los ejemplares sin plus presentan tallas mayores, excepto en la muestra total de los esguines 2+ (tanto en el primer año como en el segundo), sucediendo esto también en los ríos Ulla, Landro, Mandeo y Masma, pero solo en esguines 2+.

Tabla 4.8: Variación en la longitud media (mm±IC95%) alcanzada en los distintos años de vida fluvial, en cada clase de edad de esguinado (1+, 2+ o 3+) según la presencia o no de plus de crecimiento primaveral (PCP).

Río	Longitud media 1er año (mm±IC95%)					
	1+		2+		3+	
	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP
Eume	-	-	94.22±2.59	88.78±4.67	69.66±3.67	71.56±5.71
Landro	-	-	81.67±6.92	84.07±9.44	65.01±5.83	64.70±8.76
Mandeo	-	-	87.49±2.96	88.42±3.73	67.50±2.91	65.40±4.53
Masma	-	-	90.01±6.49	90.18±7.92	76.85±17.85	65.27±25.38
Sor	-	-	83.67±9.78	67.75±10.32	66.74±4.23	-
Tambre	137.69±15.68	108.46±11.10	87.86±3.52	85.89±4.34	82.63±5.53	70.93±4.45
Ulla	141.00±17.87	115.53±31.43	97.80±5.84	107.27±3.22	86.47±5.48	-
Media	140.06±12.85	110.22±10.74	90.87±1.60	95.08±2.08	71.49±1.93	67.81±3.23

Río	Longitud media 2º año (mm±IC95%)				Longitud media 3er año (mm±IC95%)	
	2+		3+		3+	
	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP
Eume	203.90±3.53	185.96±5.71	160.26±4.63	155.13±7.68	232.27±5.08	213.47±9.25
Landro	189.98±8.14	185.71±10.54	139.72±7.93	137.52±11.35	205.29±9.03	201.30±10.94
Mandeo	193.01±4.48	185.52±5.03	149.69±4.79	145.32±7.15	218.37±5.73	208.68±8.20
Masma	211.72±6.48	206.07±8.90	182.39±12.96	162.42±21.63	245.41±14.31	224.68±18.49
Sor	177.57±15.84	161.09±11.15	136.79±5.11	-	194.39±5.94	-
Tambre	187.07±5.78	169.51±6.62	159.96±7.71	142.11±7.34	240.41±12.11	205.81±6.62
Ulla	201.87±8.39	219.31±4.54	171.26±8.08	-	247.18±10.02	-
Media	197.59±2.31	197.75±3.02	154.02±2.71	147.65±4.54	223.22±3.39	209.34±4.89

También es interesante comparar la variable crecimiento en el año previo al esguinado (Tabla 4.9) es decir en el 2º año de vida para esguines de 2 años y en el 3º para los esguines de 3 años de vida fluvial. Las diferencias halladas en esguines 2+ durante su 2º año de vida fluvial, al comparar peces sin y con plus de crecimiento primaveral, resultaron ser significativas (Test t de Student: t= 2.76 gl= 1120 p= 0.006), con un crecimiento medio superior a 4 mm en los que no presentaban plus. También fueron significativas las diferencias al comparar entre estos dos grupos de peces el crecimiento

del 3er año de vida fluvial en los esguines de 3 años (t= 3.23 gl= 419.03 p= 0.001), siendo el crecimiento también mayor en este caso para el grupo de peces sin plus de crecimiento primaveral en 7.5 mm. Al realizar la comparación dentro de cada río, las diferencias solo fueron significativas en los ríos Eume, Mandeo, Tambre y Ulla, en los esguines de 2 años, y solo en el Eume para los esguines de 3 años. En todos los ríos y clases de edad de esguinado se detectó mayor crecimiento en peces sin plus, excepto en el caso del Ulla.

Tabla 4.9: Diferencias en el crecimiento medio en el 2º y 3er año de vida fluvial en esguines de 2 y 3 años respectivamente, según la presencia del plus de crecimiento primaveral (PCP), en 7 ríos gallegos. (Valores de longitud furcal media ± intervalo de confianza del 95%).

Río	Crecimiento del 1er al 2º año en esguines de 2 años (mm, media ±IC95%)		Crecimiento del 2º al 3er año en esguines de 3 años (mm, media±IC95%)	
	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP
Eume	109.68±3.00	97.18±4.70	72.02±4.13	58.34±5.67
Landro	108.31±7.03	101.64±8.01	65.57±7.97	63.79±8.94
Mandeo	105.52±3.91	97.10±4.77	68.67±3.74	63.36±6.67
Masma	121.71±7.49	115.89±9.07	63.01±13.31	62.26±15.61
Sor	93.90±15.26	93.34±12.03	57.60±3.64	-
Tambre	99.21±4.42	83.62±4.78	80.45±9.32	63.70±5.20
Ulla	104.07±5.14	112.04±3.45	75.92±6.52	-
Media	106.72±1.86	102.67±2.21	69.21±2.17	61.69±3.52

Por último, se comparó la talla de esguinado según la existencia o no de plus de crecimiento primaveral en las escamas de los reos tras el último invierno previo al esguinado, en las distintas clases de edad fluvial y en los siete ríos estudiados (Tabla 4.10).

Las diferencias entre los dos grupos (con y sin PCP) fueron significativas en el conjunto de la muestra (Test t de Student: t= -13.6 gl= 1334 p<0.001). Al realizar la misma comparación, pero en cada una de las tres clases de edad de esguinado halladas, las diferencias son significativas en los esguines de 2 años (t= -13.1 gl= 1120 p<0.001) y en los de 3 años (t= -3.34 gl= 170 p=0.001), pero no en los de 1 año (t= -1.86 gl= 17 p=0.080), seguramente debido al escaso número de muestras y en solo dos ríos.

La comparación de los grupos dentro de cada población muestra que las diferencias son significativas en la clase de esguines de 2 años en todos los ríos excepto en el Sor, mientras que en la clase de esguines de 3 años las diferencias solo fueron significativas en el caso del Mandeo.

Por otro lado, es interesante destacar que en todos los casos, es decir, en todas las clases de edad y todas las poblaciones, la talla media siempre fue mayor en los ejemplares que presentaban plus de crecimiento primaveral.

Tabla 4.10: Longitud furcal (valor medio en mm ±IC95%) de los esguines de las clases de edad fluvial 1+, 2+ y 3+ según la presencia o ausencia en sus escamas de plus de crecimiento primaveral (PCP) tras el invierno previo al esguinado.

	Edad fluvial 1+		Edad fluvial 2+		Edad fluvial 3+	
Río	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP	Sin PCP	Con PCP
Eume	-	-	203.75±3.54	213.14±5.63	232.27±5.08	236.25±9.01
Landro	-	-	190.79±8.26	213.94±12.54	208.33±10.50	223.16±12.20
Mandeo	-	-	192.80±4.47	216.22±4.57	218.37±5.73	235.19±9.76
Masma	-	-	212.63±6.38	227.69±10.13	245.41±14.31	252.37±10.91
Sor	-	-	177.57±15.84	190.77±12.49	194.39±5.94	-
Tambre	137.69±15.68	164.67±14.36	186.66±5.76	204.87±7.24	231.17±22.92	235.06±9.19
Ulla	141.00±17.87	150.95±48.46	221.00±4.74	232.61±8.54	247.18±10.02	-
Media	140.06±12.85	161.24±15.22	203.64±2.29	216.35±2.98	222.91±3.61	233.90±5.28

A modo de resumen de este análisis sobre la presencia del plus de crecimiento primaveral en las siete poblaciones de reo gallegas analizadas en este estudio, destacamos los siguientes aspectos:

- Se detectó PCP en un 38% de la muestra (594 de los 1562 reos). Solo en el Ulla el porcentaje de reos con PCP (61%) superó al porcentaje de reos sin PCP, mientras que en el río Sor solo un 17.8% de los reos presentaron PCP y, en las otras cinco poblaciones, el porcentaje de reos con PCP varió entre un 26.7 y un 40 %.
- Existen diferencias estadísticamente significativas en cuanto a la proporción de población con PCP entre ríos y entre las dos clases de edad de esguines mayoritarias (2 y 3 años), si bien en la clase de edad de 3 años, en los ríos Sor y Ulla no se detectó ningún individuo con PCP.
- En general el porcentaje de ejemplares con PCP es mayor en los individuos de menor edad y en los de menor talla.
- El crecimiento en el último año fluvial es superior en los individuos que no muestran PCP: 4 mm superior en los esguines de 2 años de río y 7.5 mm en los de 3 años. Sin embargo, en todos los casos, este plus permite que los esguines consigan una mayor talla para migrar al mar que los que no experimentan este proceso, ya que los esguines con PCP en su última primavera fluvial miden, de media, unos 11 mm más que los que no presentan plus.

4.1.4.- CARACTERÍSTICAS DE LA POBLACIÓN DE TRUCHAS RESIDENTES EN EL RÍO ULLA (ESTACIÓN DE CAPTURA DE XIMONDE)

En la tabla 4.11 se muestran los estadísticos de la talla y peso de 718 truchas residentes, todas capturadas en la estación de Ximonde entre los años 1995 y 2000, así como el número y la proporción de las distintas clases de edad de las truchas residentes que han sido capturadas en la estación de Ximonde durante esos años. Estos datos no deben ser considerados como representativos de la estructura poblacional de esta fracción de la población de truchas del Ulla, ya que se puede observar cómo los ejemplares 0+ y 1+ están claramente sub-representados, pero si son útiles para describir las características biométricas, demográficas y de crecimiento, así como de las migraciones que realizan. La descripción de los movimientos se realiza para las clases 0+, 1+ y del grupo resultante de agrupar las truchas mayores de 2 años, a las que se denomina "adultos".

Se detectaron nueve clases de edad entre las truchas capturadas en las trampas, tanto de descenso como de remonte, de la estación de captura de Ximonde. La clase más abundante fue la 2+, seguida de la 1+, y entre las clases comprendidas entre 0+ y 4+ se engloba el 96,5% del total. En la figura 4.9, se presentan las clases de talla de las truchas residentes capturadas en Ximonde y las correspondientes clases de edad, y en la Figura 4.10 se muestran las tallas medias para cada clase de edad con sus intervalos de confianza al 95%.

Al comparar las tallas entre las clases de edad de trucha residente con las correspondientes clases de edad de esguines, no se detectan diferencias significativas entre ellas.

Tabla 4.11: Características biométricas y demográficas de truchas residentes capturadas en la estación de Ximonde (río Ulla). (n= 717. SD: desviación típica para un intervalo de confianza del 95%. Min: valor mínimo. Máx: valor máximo).

Clase de edad			Longitud furcal (mm)			Peso (g)		
	n	%	Media±SD	Mín	Máx	Media±SD	Mín	Máx
0+	94	13.09	89.96±21.43	49	127	11.25±12.11	1	104
1+	157	21.87	140.66±28.53	85	228	36.73±24.48	7	140
2+	236	32.87	226.64±27.54	155	295	132.24±46.94	40	280
3+	127	17.69	277.52±30.70	225	371	231.95±86.32	120	616
4+	79	11.00	342.03±37.83	284	417	442.88±193.79	145	1000
5+	10	1.39	427.80±10.59	418	445	862.11±113.41	705	1100
6+	6	0.84	450.83±15.49	430	465	1038.40±176.42	765	1235
7+	4	0.56	488.25±17.32	468	505	1405.50±187.40	1215	1632
8+	4	0.56	532.00±21.60	510	561	1691.67±173.95	1565	1890
Media			220.05±94.62			179.78±256.31		

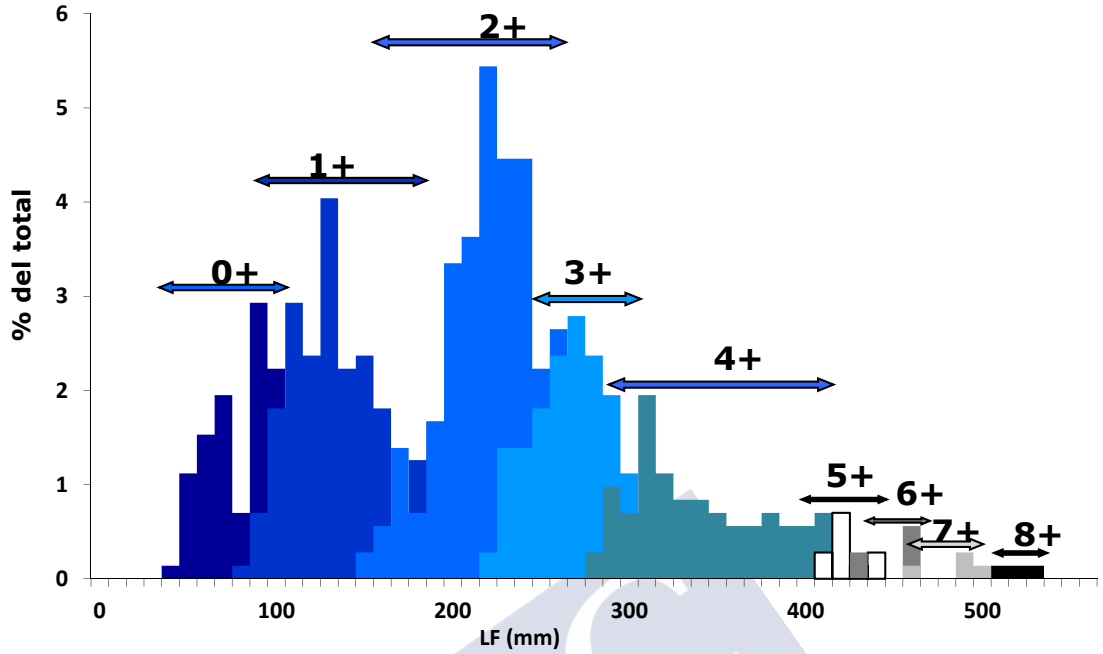


Figura 4.9: Frecuencia de tallas y clases de edad de las truchas residentes registradas en la estación de captura de Ximonde (río Ulla). (LF: longitud furcal).

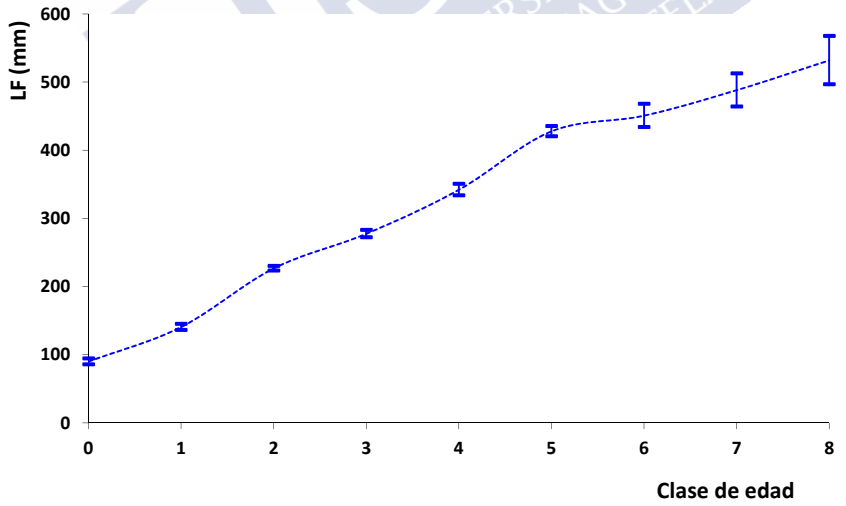


Figura 4.10: Talla media e intervalo de confianza al 95 % para cada clase de edad de las truchas residentes capturadas en la estación de captura de Ximonde (río Ulla). (LF: longitud furcal).

En resumen, las truchas 0+ que fueron capturadas en Ximonde presentan una longitud media de casi 90 mm, las 1+ de 140 mm, las 2+ de 226 mm, mientras que las de más de 3 años alcanzan una longitud media de casi 280 mm. Estos tamaños son parecidos a los hallados en las truchas que migran al mar como esguines de reo y que se muestran en este mismo capítulo, con un tamaño medio de 155 mm para los 1+, 224 mm en los 2+ y en los 3+ de 235 mm.

En la tabla 4.12 se muestran los datos correspondientes a las capturas mensuales de truchas en Ximonde, en función de la clase de edad y del dispositivo de captura (en remonte o descenso), separando las truchas más jóvenes (0+, 1+ y 2+) de las clases mayores de 2 años. Las figuras 4.11, 4.112 y 4.13 muestran gráficamente estos movimientos; así en la 4.11 (remonte) y 4.12 (descenso) se muestran los movimientos de truchas de las clases de edad con migraciones importantes, mientras que en la figura 4.13 se incluyen todas las clases de edad agrupadas.

En la clase de edad 0+ (Tabla 4.12, Figura 4.12) solo se detectaron movimientos de descenso, de modo que el mayor número de individuos migra en enero, aunque también es importante la migración en primavera, ya que entre abril y junio desciende el 43,18 % de las truchas de esta clase de edad.

Tabla 4.12: Movimientos de remonte y descenso de las truchas residentes del río Ulla en la estación de captura de Ximonde, en función de las diferentes clases de edad y meses del año.

Mes	0+		1+				2+				Adultos (>2+)	
	Descenso		Remonte		Descenso		Remonte		Descenso		Remonte	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Enero	33	37.50	3	9.68	9	7.14	35	18.13	6	13.95	13	6.28
Febrero	1	1.14	3	9.68	3	2.38	14	7.25	5	11.63	11	5.31
Marzo	1	1.14	2	6.45	3	2.38	21	10.88	2	4.65	9	4.35
Abril	9	10.23	4	12.90	27	21.43	15	7.77	8	18.60	25	12.08
Mayo	13	14.77	2	6.45	60	47.62	15	7.77	7	16.28	26	12.56
Junio	16	18.18	4	12.90	15	11.90	16	8.29	2	4.65	15	7.25
Julio	8	9.09	1	3.23	-	0.00	4	2.07	-	0.00	7	3.38
Agosto	1	1.14	-	0.00	2	1.59	1	0.52	-	0.00	4	1.93
Septiembre	4	4.55	1	3.23	1	0.79	1	0.52	-	0.00	4	1.93
Octubre	1	1.14	2	6.45	4	3.17	3	1.55	-	0.00	23	11.11
Noviembre	-	0.00	4	12.90	2	1.59	32	16.58	5	11.63	28	13.53
Diciembre	1	1.14	5	16.13	-	0.00	36	18.65	8	18.60	42	20.29
Total	88		31		126		193		43		207	

Las capturas de los individuos de la clase de edad 1+ en remonte (Tabla 4.12) apenas representan el 20 % de las capturas totales de esta clase, y el tamaño de la muestra no permite extraer conclusiones. Por otro lado, las capturas en descenso (Tabla 4.12, Figura 4.13) muestran que en la clase de edad 1+ este movimiento se concentra fundamentalmente en la primavera, pues entre abril y junio se capturan el 80,95 % de ejemplares.

Por el contrario, en los ejemplares de la clase 2+ (Tabla 4.12, Figura 4.11) los ejemplares en remonte representan casi el 80 % del total; aunque estos desplazamientos están bastante repartidos a lo largo del año, entre el otoño y el invierno remontan casi el 75 % de los ejemplares capturados, siendo también importantes las capturas en primavera, con casi el 24 % de los ejemplares. En la Figura 4.12 también se incluyen los movimientos de descenso del 20% de los ejemplares 2+, que se producen en primavera e invierno.

Por último, los individuos incluidos en las clases de edad mayores de 2 años (ejemplares adultos) solo presentan movimientos de remonte (Tabla 4.12, Figura 4.11), desplazándose la mayoría (46.9 %) en otoño y algo menos en primavera (31.9 %).

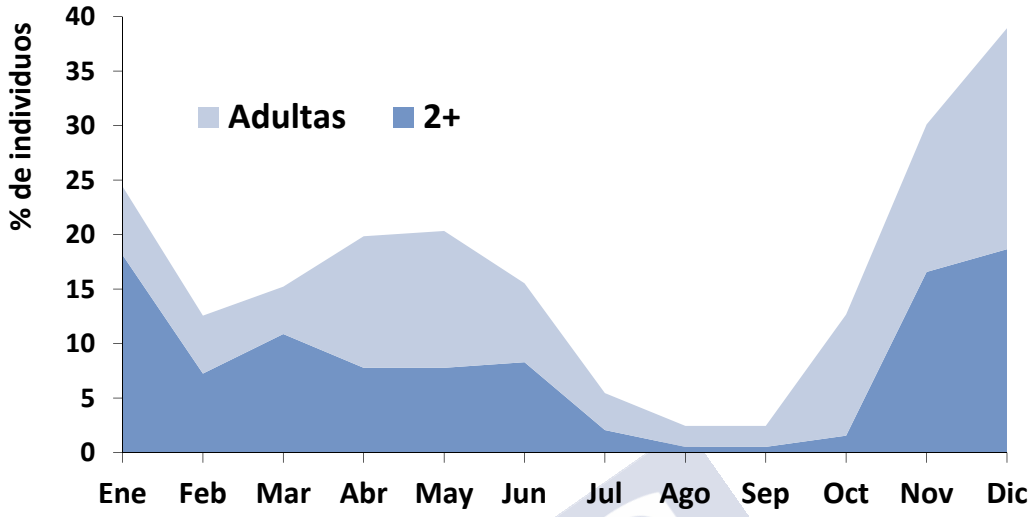


Figura 4.11: Calendario de la migración de remonte de las truchas de edad 2+ y superior (adultas o >2+) residentes en el río Ulla, de acuerdo con los datos obtenidos en la estación de captura de Ximonde.

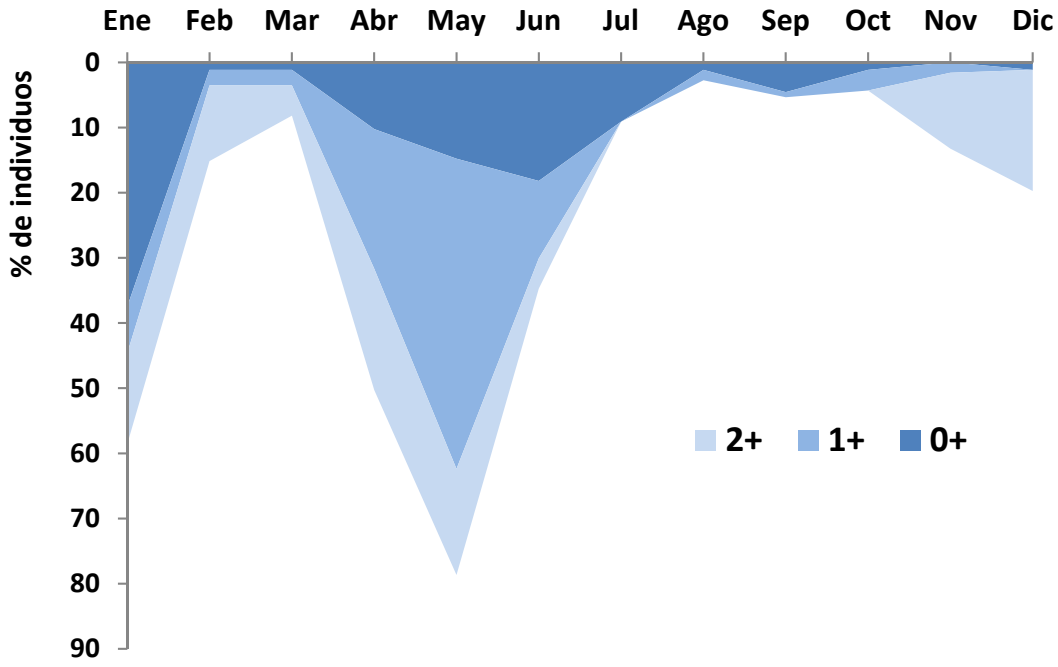


Figura 4.12: Calendario de la migración de descenso de las truchas 0+, 1+ y 2+ residentes en el río Ulla, de acuerdo con los datos obtenidos en la estación de captura de Ximonde.

En conjunto, incluyendo todas las clases de edad agrupadas, la dinámica global de la migración de las truchas residentes en el río Ulla sigue el proceso temporal que se muestra en la Figura 4.13.

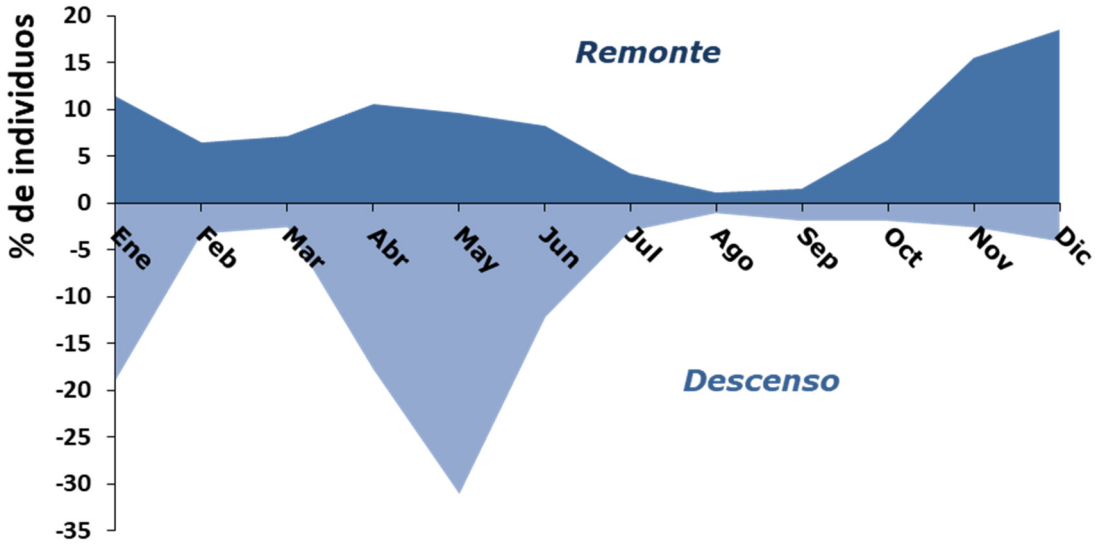


Figura 4.13: Dinámica de la migración de truchas residentes en el río Ulla, de acuerdo con los datos obtenidos en la estación de captura de Ximonde.

Se pueden apreciar los periodos en que las migraciones de descenso tienen mayor importancia (primavera), mientras que las de remonte se realizan principalmente en otoño e invierno.

4.2.- FASE DE ESGUINADO

4.2.1.- CARACTERÍSTICAS DE LOS ESGUINES CAPTURADOS EN LAS ESTACIONES DE CAPTURA DEL RÍO ULLA

En el estudio de esta fase vital del reo se utilizaron los datos de los esguines registrados en las estaciones de captura del río Ulla y también del Tea. En Ximonde se capturaron un total de 880 ejemplares en 16 años (1993-2008), en Liñares 266 ejemplares en 11 años (1994-2004). Únicamente para establecer con mayor precisión el calendario de migración, también se han analizado en este apartado los datos de 4087 esguines capturados durante 6 años (entre 2000 y 2005) en la estación de A Freixa, en el río Tea, y de los que no se cuenta con datos demográficos.

A continuación se incluyen dos apartados referentes al esguinado, uno sobre las características biométricas y demográficas de los esguines y otro sobre su migración o calendario de descenso.

4.2.1.1.- Características biométricas y demográficas en la cuenca del Ulla

La longitud furcal media de los 1146 esguines estudiados en la cuenca del Ulla fue de 215.4 mm y el peso medio de 106.1 g; de entre ellos, los esguines de mayor tamaño medio fueron los capturados en Ximonde, con 217.5 mm y 108.3 g, mientras que en el Liñares las medias son menores, con 209.8 mm de longitud y 98.8 g de peso. Los esguines de reo capturados en las estaciones del Ulla presentaron longitudes comprendidas entre 11 y 32 cm; así el 79,4 % de la población medía entre 19 y 23 cm, el 97 % entre 15 y 25 cm, y el 99,2 % entre 13 y 28 cm. La población de esguines del río Ulla localizada aguas arriba de Ximonde está dominada claramente por aquellos que pasan dos años en el río, pues los esguines 2+ superaban en todos los años el 60 %, y en la serie de 16 años analizada alcanzan casi el 80 %. La presencia de esguines de 3 años (3+) también fue notable, alcanzando un 20.77 % en la serie temporal estudiada, mientras que la presencia de esguines de 1 año fue muy escasa (inferior al 3 %); todo esto hace que la edad media de esguinado en esta población sea de 2.16 años (Tabla 4.13).

Tabla 4.13: Número, porcentaje y edad media de esguinado (MSA, en años) de los esguines 1+, 2+ y 3+ capturados en la estación de Ximonde entre 1993 y 2008.

	Edad de esguinado							
Año	1+		2+		3+		Total	
	n	%	n	%	n	%	n	MSA
1993	2	7.14	24	85.71	2	7.14	28	2.00
1994	1	5.56	12	66.67	5	27.78	18	2.22
1995	-	-	31	91.18	3	8.82	34	2.09
1996	2	7.41	19	70.37	6	22.22	27	2.15
1997	1	11.11	6	66.67	2	22.22	9	2.11
1998	7	20.00	25	71.43	3	8.57	35	1.89
1999	-	-	187	90.78	19	9.22	206	2.09
2000	1	1.28	48	61.54	29	37.18	78	2.36
2001	-	-	32	76.19	10	23.81	42	2.24
2002	-	-	55	83.33	11	16.67	66	2.17
2003	2	3.17	41	65.08	20	31.75	63	2.29
2004	3	3.30	64	70.33	24	26.37	91	2.23
2005	1	3.23	22	70.97	8	25.81	31	2.23
2006	4	7.84	36	70.59	11	21.57	51	2.14
2007	-	-	22	84.62	4	15.38	26	2.15
2008	2	2.60	55	71.43	20	25.97	77	2.23
Nº de ejemplares	26		679		177		882	
Media		2.95		76.98		20.06		2.16

En el caso del río Liñares (Tabla 4.14; Figura 4.14) la edad de los esguines es significativamente mayor que en los capturados en Ximonde (Test t de Student: t= 5.85 gl= 390.6 p<0.001), debido fundamentalmente a la mayor presencia de esguines de 3 años

(cerca del 40 % frente al 20 % de los capturados en Ximonde). Como resultado, la edad media de esguinado determinada en el río Liñares es de 2.35 años.

Tabla 4.14: Número, porcentaje y edad media de esguinado (MSA, en años) de los esguines 1+, 2+ y 3+ capturados en la estación del Liñares entre 1994 y 2004.

	1+		2+		3+		Total	
Año	n	%	n	%	n	%	n	MSA
1994	1	5.26	16	84.21	2	10.53	19	2.05
1995	-	-	41	50.62	40	49.38	81	2.49
1996	-	-	10	45.45	12	54.55	22	2.55
1997	-	-	1	50.00	1	50.00	2	2.50
1998	1	4.76	19	90.48	1	4.76	21	2.00
1999	-	-	27	93.10	2	6.90	29	2.07
2000	-	-	5	41.67	7	58.33	12	2.58
2001	1	12.50	6	75.00	1	12.50	8	2.00
2002	1	3.70	9	33.33	17	62.96	27	2.59
2003	-	-	7	46.67	8	53.33	15	2.53
2004	-	-	24	80.00	6	20.00	30	2.20
Nº de ejemplares	4		165		97		266	
Media		1.50		62.03		36.47		2.35

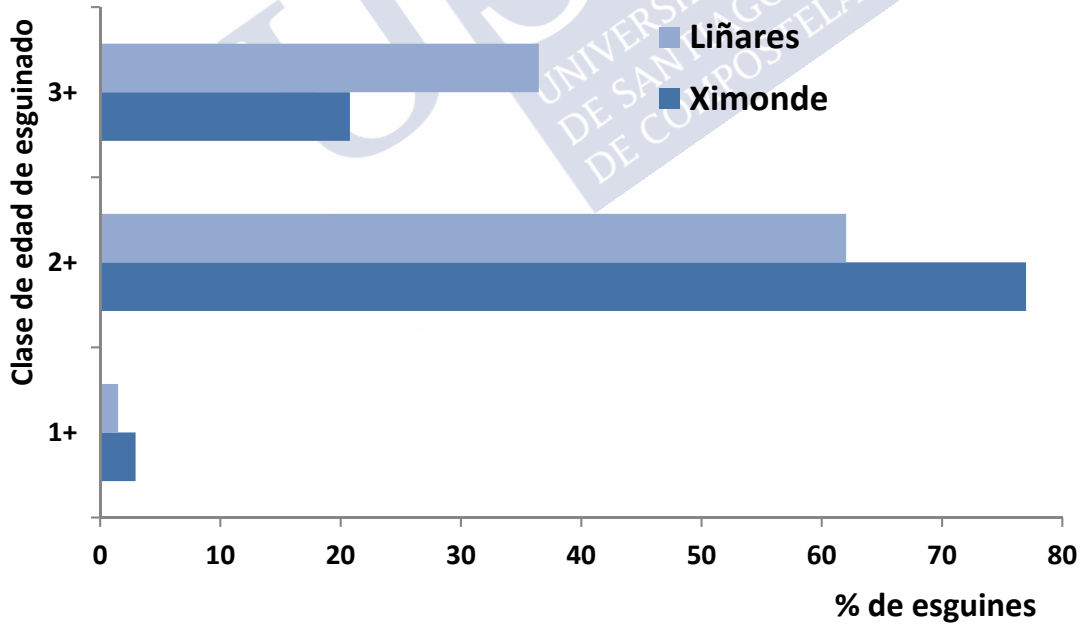


Figura 4.14: Proporción de las clases de edad de los esguines capturados en las estaciones de captura de Ximonde y Liñares (río Ulla).

La figura 4.15 muestra la variación de la edad media de esguinado tanto en los esguines capturados en Ximonde entre 1993 y 2008, como en los capturados en Liñares entre 1994 y 2004. El escaso número de datos disponibles en algunos años impide la utilización adecuada de pruebas estadísticas para realizar la comparación entre años, pero tanto en Liñares como en Ximonde parecen observarse importantes diferencias. El coeficiente de correlación calculado para los años en los que existen datos de ambas estaciones (1994-2004) no ofrece un valor alto (R^2= 0.35).

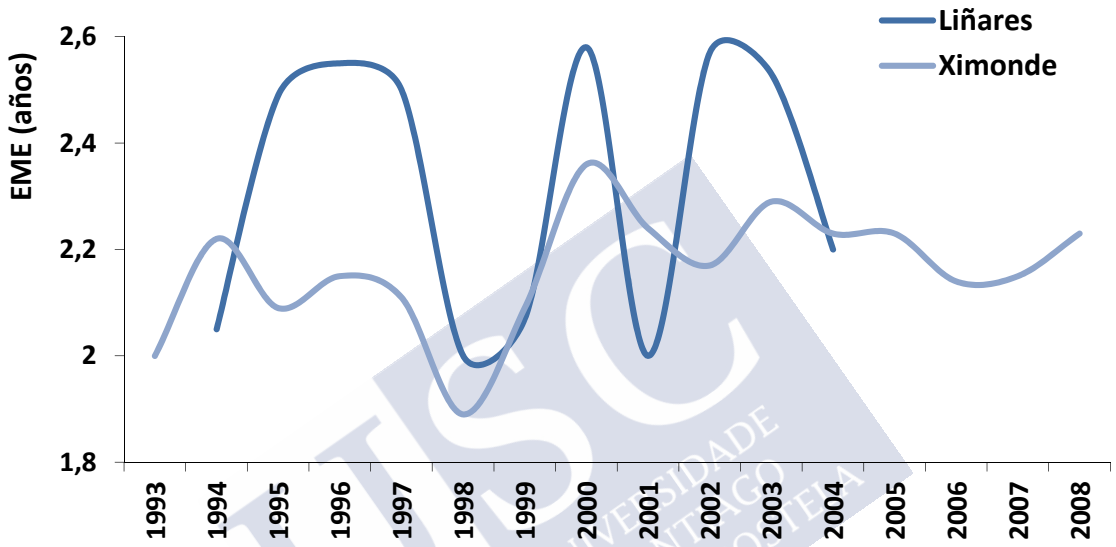


Figura 4.15: Variación interanual en la edad media de los esguines registrados en las estaciones de captura de Liñares y Ximonde (río Ulla) entre 1993 y 2008. (EME = edad media de esguinado).

Por otro lado, la comparación de las tallas medias de los esguines de reo capturados en la estación de Ximonde entre 1993 y 2008 (Tabla 4.15) muestra la existencia de diferencias significativas entre las tres clases de edad (ANOVA: F= 204.6 gl= 2 p<0.001).

Cuando se comparan las tallas medias de los esguines de reo capturados en la estación de Liñares entre 1994 y 2004 (Tabla 4.16), se observan igualmente diferencias significativas entre las tres clases de edad (ANOVA: F= 62.4 gl= 2 p<0.001), si bien cabe destacar que de la clase de esguines de 1 año solo se detectaron cuatro individuos en los once años de muestreo.

Tabla 4.15: Longitud furcal media (LF; mm ± Intervalo de confianza al 95%) de los esguines 1+, 2+ y 3+ capturados en la estación de Ximonde entre 1993 y 2008.

Año	1+ Media±IC95%	2+ Media±IC95%	3+ Media±IC95%	Total Media±IC95%
1993	153.00	223.54±7.74	223.50±16.66	218.50±9.56
1994	205.00	218.17±8.07	228.80±18.14	220.39±7.60
1995	-	213.84±4.39	221.33±12.46	214.50±4.16
1996	211.00±11.76	216.21±6.68	225.33±10.70	217.85±5.45
1997	180.00	210.67±9.95	227.50±14.70	211.00±11.30
1998	147.29±9.16	214.12±7.13	236.00±1.96	202.63±10.92
1999	-	214.05±2.22	238.79±10.62	216.33±2.44
2000	146.00	219.44±5.25	226.62±7.16	221.17±4.64
2001	-	208.94±6.83	245.30±10.62	217.60±7.43
2002	-	219.44±5.06	232.00±7.37	221.53±4.52
2003	174.00±7.84	221.00±6.85	240.85±8.95	225.81±6.18
2004	114.50±2.94	213.78±4.78	231.33±8.03	213.91±5.32
2005	126.00	227.06±8.33	250.86±15.76	234.55±11.59
2006	159.00±10.28	204.86±7.02	234.73±10.58	207.71±7.52
2007	-	205.33±6.86	229.33±23.85	208.33±7.24
2008	126.50±14.70	211.64±5.38	238.45±10.75	216.39±6.33
LF media de cada clase (mm±IC95%)	155.28±10.71	214.79±1.40	235.46±3.18	217.10±1.56
Peso medio de cada clase (g±IC95%)	53.75 ± 10.10	103.35 ± 1.90	136.00 ± 5.99	108.33 ± 2.17

Tabla 4.16: Longitud furcal media (LF; mm ± IC95%) de los esguines de 1+. 2 y 3+ capturados en la estación de Liñares entre 1994 y 2004.

Año	1+ Media	2+ Media±IC95%	3+ Media±IC95%	Total Media±IC95%
1994	150.00	198.63±6.34	211.00±13.72	197.37±7.68
1995		201.15±3.86	213.13±4.09	207.06±3.08
1996		204.9±7.05	213.58±4.64	209.64±4.39
1997		190.00	231.00	210.50±40.18
1998	137.00	211.74±8.02	300.00	212.38±13.22
1999		205.89±5.85	233.00±9.80	207.76±6.02
2000		194.40±5.13	231.57±11.84	216.08±12.88
2001	146.00	191.17±16.10	226	189.88±19.00
2002	151.00	207.11±13.70	228.88±6.79	218.74±8.86
2003		207.29±11.20	229.00±13.23	218.87±10.19
2004		212.58±6.57	219.55±10.09	215.13±5.60
LF media de cada clase (mm ± IC95%)	146.00	204.49±2.40	220.51±3.36	209.76±2.35
Peso medio (g±IC95%)	40.43±18.06	91.06±3.16	113.30±5.69	98.83±3.29

La comparación entre los esguines procedentes de las dos estaciones del río Ulla (Figura 4.16), muestra la existencia de diferencias significativas tanto en la talla total (Test t de Student: t= -5.41 gl= 523.54 p<0.001), como en las tallas de cada clase de edad (Figura 4.17), excepto en la clase de esguines de 1 año (1+), debido al escaso tamaño de la muestra, sobre todo en la estación de captura de Liñares. Los esguines de 2 años de Ximonde presentaron una longitud furcal media 10 mm superior a los de Liñares, (Test t de Student: t= -7.28 gl= 280.03 p<0.001); y lo mismo ocurre con los esguines de 3 años que, en Ximonde presentaron una longitud furcal media 15 mm superior a los de Liñares (t= -6.35 gl= 245.63 p<0.001).

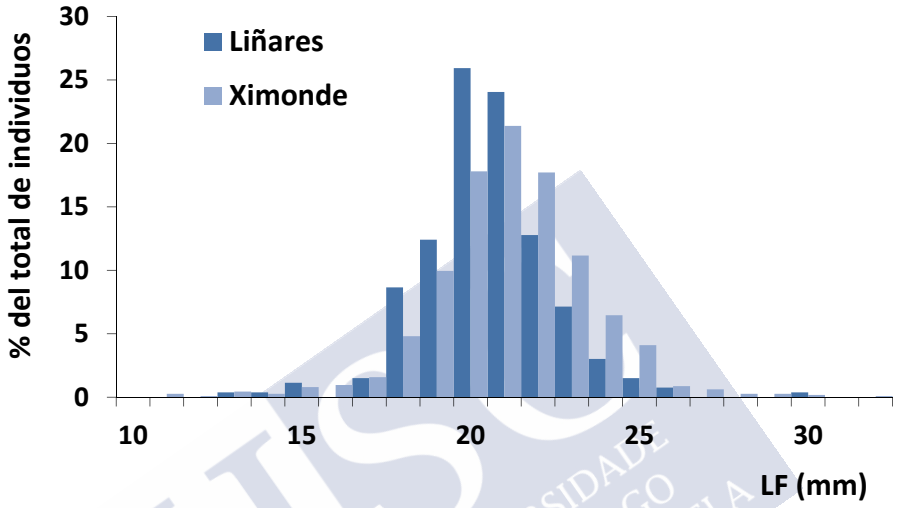


Figura 4.16: Frecuencia de tallas de los esguines de reo capturados en las estaciones de captura de Ximonde y Liñares, en el río Ulla. (LF: longitud furcal).

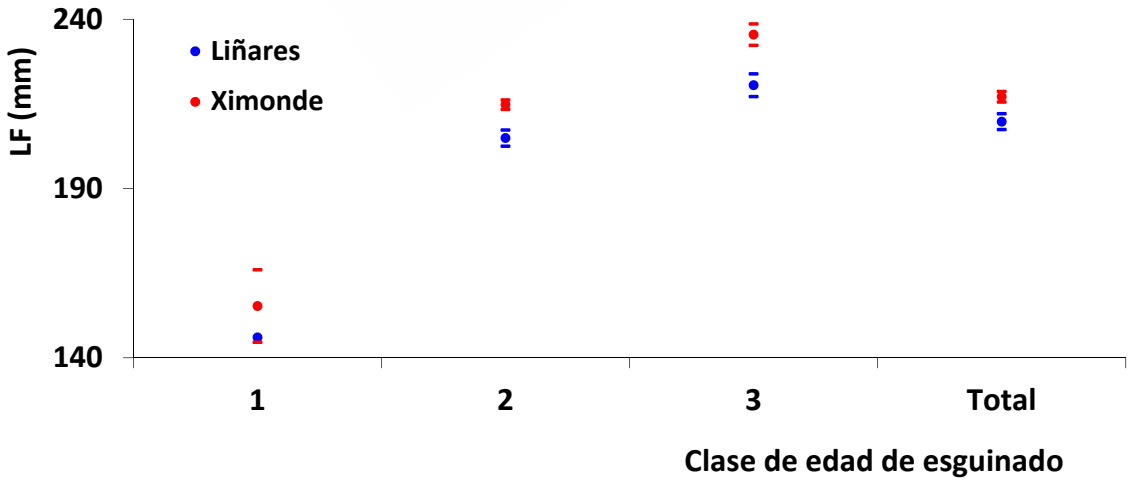


Figura 4.17: Diferencias en la talla media en las diferentes clases de edad de esguinado y del total de la muestra, para los esguines de reo capturados en las dos estaciones del río Ulla (Ximonde y Liñares). (LF: longitud furcal).

4.2.1.2.- Migración de descenso de los esguines en la cuenca del Ulla y en el río Tea

En la cuenca del río Ulla (Tabla 4.17, Figura 4.18), la migración de los esguines de reo durante los años analizados (1993-2005 en Ximonde, 1994-2004 en Liñares) tuvo lugar durante los meses de marzo, abril y mayo, no existiendo diferencias significativas entre las dos estaciones de captura.

Tabla 4.17: Capturas quincenales (número y porcentaje) de esguines de reo en las estaciones de Liñares (1994-2004) y Ximonde (1993-2005).

		LIÑARES							XIMONDE						
Año	**Mes**	Marzo		Abril		Mayo		**Total**	Marzo		Abril		Mayo		**Total**
	Quinc.	5	6	7	8	9	10		5	6	7	8	9	10	
1993	n									2	14	8	4		28
	%									7.1	50.0	28.6	14.3		
1994	n			1	13	5		19		4	8		6		18
	%			5.3	68.4	26.3				22.2	44.4		33.3		
1995	n		7	40	22	10	2	81		3	22	7	2		34
	%		8.6	49.4	27.2	12.3	2.5			8.8	64.7	20.6	5.9		
1996	n		4	3	15			22		3		12	8	4	27
	%		18.2	13.6	68.2					11.1		44.4	29.6	14.8	
1998	n		4	12	2	3		21	1	1	15	3	14	1	35
	%		19.0	57.1	9.5	14.3			2.9	2.9	42.9	8.6	40.0	2.9	
1999	n	3		16	9	1		29	11	9	39	129	16	2	206
	%	10.3		55.2	31.0	3.4			5.3	4.4	18.9	62.6	7.8	1.0	
2000	n		1	7	4			12	1	11	44	16	4	2	78
	%		8.3	58.3	33.3				1.3	14.1	56.4	20.5	5.1	2.6	
2001	n			2	4	2		8	1	1	7	18	14	1	42
	%			25.0	50.0	25.0			2.4	2.4	16.7	42.9	33.3	2.4	
2002	n	1	2	13	11			27	5	6	13	42			66
	%	3.7	7.4	48.1	40.7				7.6	9.1	19.7	63.6			
2003	n	1	1	7	6			15	4	11	13	35			63
	%	6.7	6.7	46.7	40.0				6.3	17.5	20.6	55.6			
2004	n		2	12	11	5		30		6	23	32	21	9	91
	%		6.7	40.0	36.7	16.7				6.6	25.3	35.2	23.1	9.9	
2005	n									6	4	15	3	3	31
	%									19.4	12.9	48.4	9.7	9.7	
Total	n	5	21	113	97	26	2	264	23	63	202	317	92	22	719
	%	1.9	8.0	42.8	36.7	9.8	0.8		3.2	8.8	28.1	44.1	12.8	3.1	

El mes de abril destaca por el ser el mes en que más capturas se realizaron (cerca del 70 % del total), tanto en las dos estaciones del Ulla como en todos los años analizados. La quincena del mes de abril con mayor proporción de capturas varía en los diferentes años. El mes de mayo fue el segundo mes en importancia con algo más del 15 %, si bien en algunos años se producen durante este mes capturas cercanas al 40 %, principalmente en la primera quincena. En el mes de marzo las capturas fueron menos importantes que en mayo, con cerca del 10 % de las capturas.

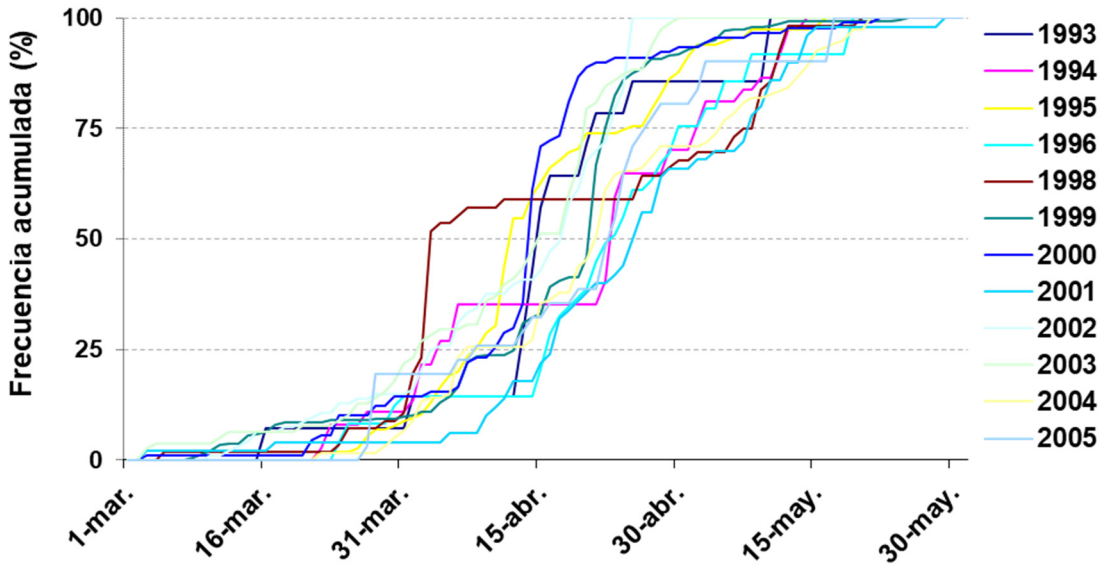


Figura 4.18: Variación temporal de la migración de esguines de reo en el Río Ulla en los años 1993 a 2005.

En el río Tea y durante los seis años analizados (2000-2005), la migración de esguines de reo tuvo lugar, al igual que en el Ulla, entre los meses de marzo y mayo, con un mayor movimiento en el mes de abril (Tabla 4.18 y Figura 4.19).

Tabla 4.18: Capturas quincenales (número y porcentaje) de esguines de reo en la estación de A Freixa (años 2000 - 2005).

Capturas quincenales de esguines de reo en A Freixa								
	Mes	Marzo		Abril		Mayo		
Año	**Quincena**	5	6	7	8	9	10	**Total**
2000	n	13	70	190	6	11	7	297
	%	4.38	23.57	63.97	2.02	3.70	2.36	
2001	n	79	12	27	115	63	22	318
	%	24.84	3.77	8.49	36.16	19.81	6.92	
2002	n	84	306	256	904	378	78	2006
	%	4.19	15.25	12.76	45.06	18.84	3.89	
2003	n	22	56	148	184	21	15	446
	%	4.93	12.56	33.18	41.26	4.71	3.36	
2004	n	0	0	0	87	62	38	187
	%	0	0	0	46.52	33.16	20.32	
2005	n	0	320	181	192	125	15	833
	%	0	38.42	21.73	23.05	15.00	1.80	
Total	n	198	764	802	1488	660	175	4087
	%	4.84	18.69	19.62	36.41	16.15	4.28	

La migración de esguines del río Tea solo muestra ligeras diferencias respecto a la observada en el Ulla, si bien en el Tea se detecta que la proporción de peces que migra en

marzo es ligeramente superior a la que migra en mayo y, de igual modo, la de la segunda quincena de abril es ligeramente superior a la de la primera (Figura 4.19).

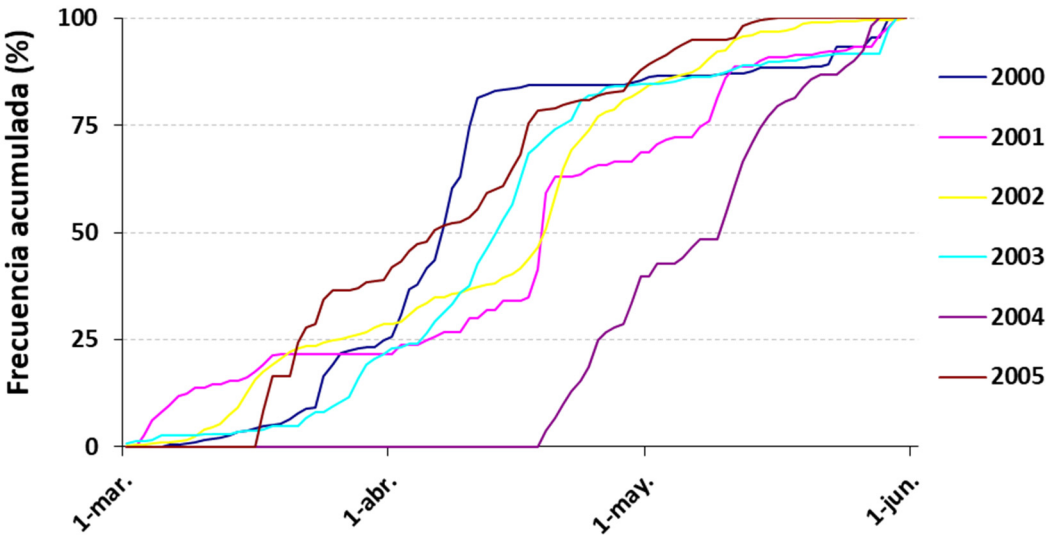


Figura 4.19: Variación temporal de la migración de esguines de reo en el Río Tea en los años 2000 a 2005.

Describimos a continuación la relación entre la captura de esguines en las tres estaciones de captura (Ximonde, Liñares y A Freixa) y tres variables ambientales (caudal, fotoperiodo y temperatura del agua) para los años en las que estos parámetros pudieron ser obtenidos. En lo que respecta al caudal del río Ulla ha de tenerse en cuenta que presenta una central que regula arbitrariamente este parámetro (Figura 4.20).

En la tabla 4.19 se muestran las fechas en las que se alcanzaron el 25, 50 y 75 % de las capturas de esguines de reo en la estación de Ximonde entre 1993 y 2005, junto con los datos de caudal, temperatura del agua y duración del día en esas fechas.

- En los trece años analizados, el 25 % de la migración se completó el 10 de abril (entre el 1 y el 24 de abril), con un caudal medio de 32 m^3/s (rango: 8.6 - 56 m^3/s), una temperatura de media de 12.2 ºC (rango: 10 - 13 ºC) y un fotoperiodo medio de 13 horas de luz (rango: 12.4 - 13.5 horas).
- El 50 % de la migración se completó el 19 de abril (entre el 4 y el 30 de abril), con un caudal medio de 41 m^3/s (rango: 9 - 95 m^3/s), una temperatura de media de 12 ºC (rango: 10 - 14 ºC) y un fotoperiodo medio de 13.3 horas de luz (rango: 12.5 - 14 horas).
- El 75 % se completó el 27 de abril (entre el 18 de abril y el 10 de mayo), con un caudal medio de 40 m^3/s (rango: 10 -185 m^3/s), una temperatura media de 13.05 ºC (rango: 10.8 - 16 ºC) y un fotoperiodo medio de 13.5 horas de luz (rango: 13.3 - 14.3 horas).

Tabla 4.19: Descripción de la frecuencia acumulada de capturas de esguines de reo en la estación de captura de Ximonde (25 %, 50 %, 75 %) y de las variables ambientales caudal relativo del Ulla (m^3/s), temperatura (ºC) y fotoperiodo registrados entre 1993 y 2005. (Fot: fotoperíodo).

Frecuencia acumulada de capturas de esguines de reo en Ximonde (río Ulla)												
	25 %				50 %				75 %			
Año	Fecha	Caudal	Tª	Fot.	Fecha	Caudal	Tª	Fot.	Fecha	Caudal	Tª	Fot.
1993	13-abr	34.07	-	13.18	15-abr	27.71	-	13.21	21-abr	18.63	-	13.40
1994	01-abr	15.45	12.0	12.43	04-abr	17.04	11.0	12.52	02-may	19.64	16.0	14.10
1995	08-abr	18.71	13.0	13.03	12-abr	55.88	13.0	13.14	16-abr	13.81	13.0	13.30
1996	24-abr	78.6	12.4	13.49	30-abr	22.39	11.9	14.04	08-may	23.73	13.1	14.20
1997	17-abr	9.65	14.4	13.29	19-abr	9.34	13.9	13.35	28-abr	9.97	14.4	13.60
1998	03-abr	56.28	10.0	12.49	26-abr	73.22	11.6	13.53	10-may	61.28	12.4	14.30
1999	13-abr	20.93	12.6	13.17	21-abr	51.82	12.0	13.39	23-abr	48.89	12.2	13.40
2000	10-abr	38.7	11.5	13.1	14-abr	95.53	10.2	13.22	18-abr	185.02	10.8	13.30
2001	17-abr	55.68	12.7	13.29	26-abr	53.43	11.8	13.53	08-may	34.67	11.1	14.20
2002	06-abr	25.15	10.5	12.58	18-abr	16.9	11.9	13.31	24-abr	12.65	15.1	13.50
2003	01-abr	29.72	12.6	12.43	18-abr	43.34	13.3	13.31	20-abr	38.17	12.4	13.40
2004	15-abr	11.25	-	13.25	22-abr	29.09	-	13.44	06-may	19.83	-	14.20
2005	08-abr	18.66	-	13.04	23-abr	36.47	-	13.34	27-abr	31.84	-	13.60
Media	10-abr	31.76	12.17	13.10	19-abr	40.94	12.06	13.34	27-abr	39.86	13.05	13.50

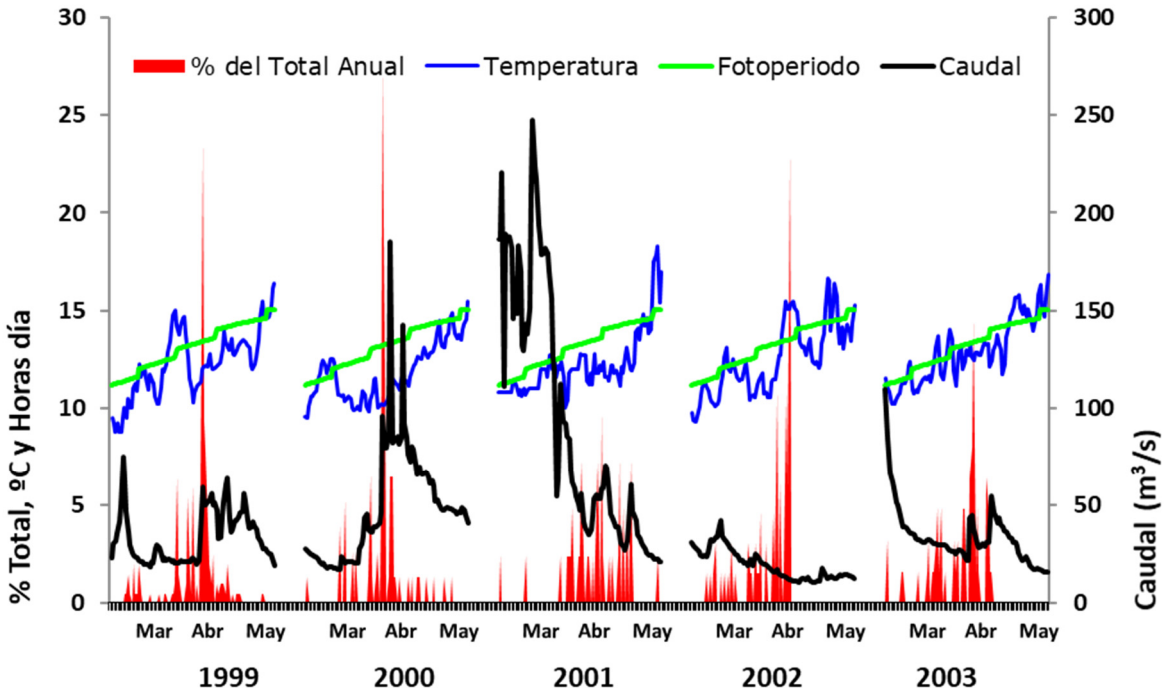


Figura 4.20: Evolución de las capturas de esguines de reo y las variables ambientales, temperatura (ºC), fotoperiodo (0-24 horas) y caudal (m^3/s) en la estación de captura de Ximonde entre 1999 y 2003.

De modo semejante a lo visto anteriormente en Ximonde, en la tabla 4.20 se incluyen las fechas en las que se alcanzaron el 25, 50 y 75 % de las capturas de esguines de reo en la estación de captura de Liñares entre 1995 y 2004, junto con los datos de temperatura del agua y duración del día en esas fechas. No se dispuso del dato de caudal al no contar con estación de aforo en este río.

- En los ocho años analizados, el 25 % de la migración se completó el 2 de abril (entre el 16 de marzo y el 14 de abril), ocho días antes que en Ximonde, una temperatura de media de 12 ºC (rango: 10.4 - 13.5 ºC) y un fotoperiodo medio de 12.6 horas de luz (rango: 11.6 - 13.2 horas).
- El 50 % de la migración se completó el 14 de abril (entre el 4 y el 30 de abril) cinco días antes que en Ximonde, con una temperatura de media de 11.8 ºC (rango: 10 - 13.2 ºC) y un fotoperiodo medio de 13.2 horas de luz (rango: 13.1 - 13.5 horas).
- El 75 % se completó el 21 de abril (entre el 18 de abril y el 10 de mayo), seis días antes que en Ximonde, con una temperatura media de 11.5 ºC (rango: 10.8 - 12.5 ºC) y un fotoperiodo medio de 13.5 horas de luz (rango: 13.2 - 14.1 horas).

Tabla 4.20: Descripción de la frecuencia acumulada de capturas de esguines de reo en la estación de captura del Liñares (25 %, 50 % y 75 %) y de las variables ambientales temperatura (ºC) y fotoperiodo entre 1995 y 2004. (Fotop: horas de duración del día).

Frecuencia acumulada de capturas de esguines de reo en Liñares (río Ulla)									
Año	25%			50%			75%		
	Fecha	Tª	Fotop.	Fecha	Tª	Fotop.	Fecha	Tª	Fotop.
1995	9-abr	11.5	13.08	12-abr	12.0	13.16	28-abr	11.0	13.59
1996	14-abr	13.5	13.22	16-abr	13.2	13.27	21-abr	12.5	13.39
1999	4-abr	13.5	12.53	13-abr	11.8	13.19	17-abr	10.8	13.29
2000	25-mar	11.0	12.24	10-abr	11.0	13.10	13-abr	11.0	13.19
2001	16-mar	11.9	11.58	23-abr	12.8	13.46	4-may	12.1	14.14
2002	3-abr	10.4	12.50	13-abr	10.2	13.18	19-abr	11.8	13.35
2003	7-abr	-	13.02	13-abr	-	13.17	18-abr	-	13.31
2004	2-abr	-	12.48	16-abr	-	13.27	20-abr	-	13.40
Media	2-abr	11.97	12.58	14-abr	11.83	13.23	21-abr	11.53	13.46

Los datos correspondientes a la estación de captura de A Freixa entre 2000 y 2005 se muestran en la Tabla 4.21; como en los casos anteriores se incluyen las fechas en las que se alcanzaron el 25, 50 y 75 % de las capturas de esguines de reo.

- En los seis años analizados, el 25 % de la migración se completa de media el 29 de marzo (entre el 16 de marzo y el 22 de abril), doce días antes que en Ximonde, con un caudal medio de 4.5 m^3/s (rango: 2.8 - 108 m^3/s), una temperatura de media de 11.8 ºC (rango: 10.6 - 12.4 ºC) y un fotoperiodo medio de 12.4 horas de luz (rango: 11.6 - 13.4 horas).
- El 50 % de la migración se completa de media el 18 de abril (entre el 6 de abril y el 5 de mayo), con un caudal medio de 3.8 m^3/s (rango: 2.7 - 6.8 m^3/s), una temperatura de media de 11.7 ºC (rango: 9.5 - 13.2 ºC) y un fotoperiodo medio de 13.3 horas de luz (rango: 12.5 - 14 horas).
- El 75 % se completa, de media, el 21 de abril (entre el 13 de abril y el 14 de mayo), un día antes que en Ximonde, con un caudal medio de 3.8 m^3/s (rango: 2.8 - 5.8 m^3/s), una temperatura media de 12.7 ºC (rango: 10.7 - 13.9 ºC) y un fotoperiodo de 13.6 horas de luz (rango: 13.2 - 14.1 horas).

Tabla 4.21: Descripción de la frecuencia acumulada de capturas de esguines de reo en la estación de captura de A Freixa (25 %, 50 % y 75 %) y de las variables ambientales caudal del Tea (m^3/s), temperatura (ºC) y fotoperiodo (Fotop: horas de duración del día) entre los años 2000 y 2005.

	Frecuencia acumulada de capturas de esguines de reo en A Freixa (río Tea)											
	25 %				**50 %**				**75 %**			
Año	Fecha	Caudal	Tª	Fotop.	Fecha	Caudal	Tª	Fotop.	Fecha	Caudal	Tª	Fotop.
2000	25-mar	-	11.8	12.24	6-abr	-	9.5	12.58	13-abr	-	10.7	13.17
2001	16-mar	108.54	12.4	11.58	23-abr	6.80	12.9	13.43	4-may	5.82	12.9	14.11
2002	28-mar	5.63	11.7	12.31	22-abr	3.30	13.2	13.40	27-abr	3.10	13.9	13.53
2003	2-abr	3.36	12.4	12.45	15-abr	3.15	11.9	13.21	20-abr	3.73	11.0	13.34
2004	22-abr	4.01	10.6	13.42	5-may	3.16	11.2	14.14	14-may	2.81	13.5	14.34
2005	24-mar	2.85	11.6	12.21	9-abr	2.68	11.3	13.06	20-abr	3.44	12.6	13.36
Media	29-mar	4.53	11.82	12.37	18-abr	3.82	11.67	13.30	26-abr	3.78	12.72	13.64

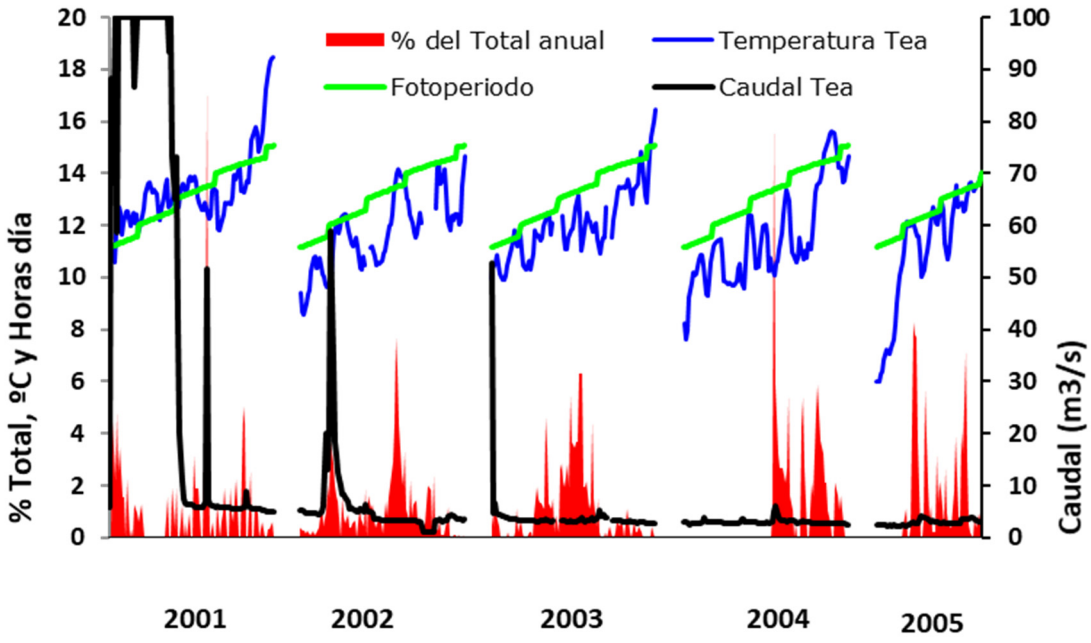


Figura 4.21: Descripción de la captura de esguines de reo y variables ambientales temperatura (ºC), fotoperiodo (0-24 horas) y caudal (m^3/s) en la estación de captura de A Freixa (río Tea) entre 2001 y 2005.

En la tabla 4.22 se muestra un resumen de los resultados de las tres variables ambientales estudiadas con respecto al esguinado, que indican que en estos tres ríos del sur de Galicia la migración de los esguines tiene lugar a temperaturas entre los 12 y los 13°C y un fotoperiodo de 12-13.7 horas de luz. La duración media de esta migración en estas estaciones en los años estudiados fue de 62 días en Ximonde, 57 en Liñares y 77 en A Freixa.

Tabla 4.22: Proporción de la frecuencia acumulada (25, 50 y 75%) de capturas de esguines y tres variables ambientales [caudal (m^3/s), Temperatura = Temp (ºC) y fotoperiodo = Fotop.] en las Estaciones de Ximonde (1993-2005), Liñares (1995-2004) y A Freixa (2000-2005).

	Frecuencia acumulada 25%				Frecuencia acumulada 50%				Frecuencia acumulada 75%			
Estación	Fecha	Caudal (m^3/s)	Temp (ºC)	Fotop. (h)	Fecha	Caudal (m^3/s)	Temp (ºC)	Fotop. (h)	Fecha	Caudal (m^3/s)	Temp (ºC)	Fotop. (h)
Ximonde	10 Abr	31.76	12.17	13.10	19 Abr	40.94	12.06	13.34	27 Abr	39.86	13.05	13.5
Liñares	2 Abr	-	11.97	12.58	14 Abr	-	11.83	13.23	21 Abr	-	11.97	13.46
A Freixa	29 Mar	4.53	11.82	12.37	18 Abr	3.82	11.67	13.30	26 Abr	3.78	12.72	13.64

4.2.2.- COMPARACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS Y DEMOGRÁFICAS DE LOS ESGUINES EN LAS POBLACIONES GALLEGAS DE REO

La determinación de la edad fluvial de 16092 reos adultos capturados en la pesquería gallega de reo entre 1995 y 2002 en ocho ríos gallegos, a partir de la lectura de escamas de 8212 adultos de reos gallegos (véase Tabla 3.4) nos ha permitido conocer la estructura de la población de esguines en estas ocho poblaciones gallegas de reo (Tabla 4.23). Se detectaron esguines de cuatro clases de edad fluvial diferentes que tras su nacimiento habían permanecido en el río entre uno y cuatro años, si bien cabe destacar que la proporción de esguines de 4 años fue muy baja, habiéndose detectado solo siete individuos y en sólo dos de los ríos estudiados.

Se capturaron esguines de 1 año en cinco ríos (Eume, Landro, Mandeo, Tambre y Ulla) en una proporción inferior al 2 % del total de la muestra, de modo que su presencia sólo fue apreciable en los ríos Tambre y Ulla (Rías Baixas). Casi 11000 de los reos capturados (67 %) habían esguinado tras permanecer 2 años en el río, de modo que, excepto en dos ríos, esta clase de edad fue la mayoritaria, observándose proporciones que oscilan entre el 60 y el 84 %. La clase de edad de esguines de 3 años corresponde a algo más del 30 % de la muestra, siendo mayoritaria en los ríos Landro y Sor donde alcanza el 62 y el 70 % de los esguines capturados, respectivamente. Como resultado, la edad media de esguinado varía entre los 2.04 años del Tambre y los 2.7 años del Sor (Figura 4.22), con una media para el total de 2.3 años. Las diferencias en la edad de esguinado entre las ocho poblaciones fueron significativas (K-W: χ^2= 3487.3 gl= 7 p<0.001). Por último, cabe comentar que también se detectaron 7 reos que habían esguinado con 4 años de río, pero su presencia fue testimonial ya que solo alcanzaron el 0,04 de la muestra total y solo aparecieron en 2 ríos (Landro y Sor).

Tabla 4.23: Número y porcentaje de clases de edad de esguinado detectadas en los ocho ríos estudiados. (EME = edad media de esguinado)

Río	Clases de edad de esguinado								MSA
	1+		2+		3+		4+		
	n	%	n	%	n	%	n	%	
Eume	23	0.53	3296	75.80	1029	23.67	-	-	2.23
Grande	-	-	620	61.08	395	38.92	-	-	2.39
Landro	2	0.36	205	36.41	350	62.17	6	1.07	2.64
Mandeo	41	1.60	1968	76.73	556	21.68	-	-	2.20
Masma	-	-	225	78.13	63	21.88	-	-	2.22
Sor	-	-	923	30.26	2126	69.70	1	0.03	2.70
Tambre	181	5.89	2594	84.39	299	9.73	-	-	2.04
Ulla	27	2.26	960	80.47	206	17.27	-	-	2.15
Total	274	1.70	10.791	67.04	5.024	31.21	7	0.04	2.32

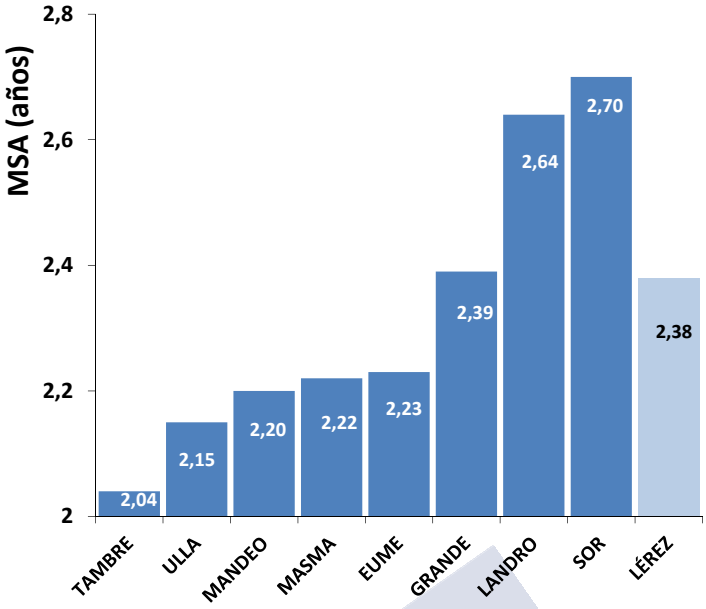


Figura 4.22: Edad media de esguinado (MSA) de los reos en los ocho ríos estudiados.

Al objeto de conocer cómo difieren las poblaciones en la edad media de esguinado, hemos realizado la prueba post hoc T3 de Dunnett de comparaciones múltiples no asumiendo varianzas iguales. Se formaron cinco subgrupos (Tabla 4.24), de modo que las poblaciones de mayor MSA (Landro y Sor) forman un subgrupo homogéneo, mientras que la de menor MSA (Tambre) forma por si sola otro grupo, al igual que ocurre con la del río Grande. Las tres poblaciones de MSA intermedia (Mandeo, Masma y Eume) forman un grupo, mientras que el Ulla forma un grupo con alguna relación con el Mandeo.

Tabla 4.24: Prueba Post-Hoc T3 de Dunnett de comparaciones múltiples entre las poblaciones de los diferentes ríos.

		Subconjunto				
Río	**n**	1	2	3	4	5
Tambre	3074	2.04				
Ulla	1193		2.15			
Mandeo	2562		2.20	2.20		
Masma	288			2.22		
Eume	4348			2.23		
Grande	1015				2.39	
Landro	563					2.64
Sor	3050					2.70
Significación		1.000	0.198	0.763	1.000	0.069

En la Figura 4.23 se muestra la relación entre la edad media de esguinado y la latitud en 8 poblaciones gallegas de reo, en ella se aprecia una correlación entre estos 2 parámetros es positiva pero no significativa, pero se observa que, en general, cuanto más al norte está la población mayor MSA tiene.

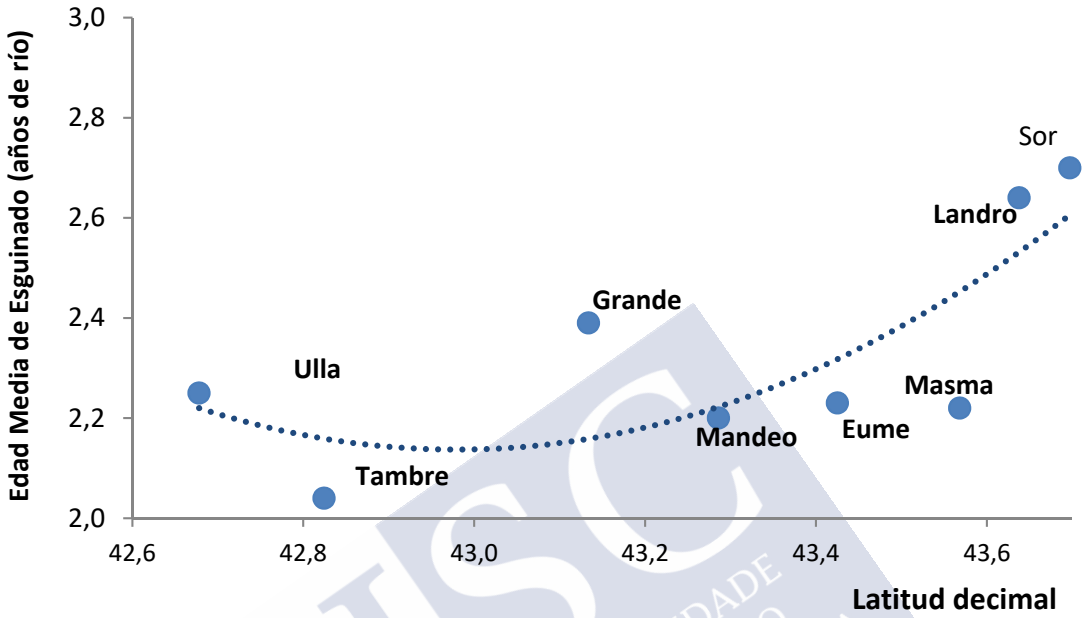


Figura 4.23: Relación entre la Edad Media de Esguinado (MSA) del reo y la latitud en las poblaciones gallegas analizadas en este trabajo.

Se compararon las tallas de los esguines entre los ríos (siete en este caso, pues se carece de datos del río Grande) utilizando la información de los 1562 reos adultos cuyas tallas se retrocalcularon a partir de la medida de sus escamas.

Las diferencias en la talla de esguinado entre esos siete ríos analizados son significativas, tanto para el conjunto de todas las clases de edad (K-W: χ^2= 141.25 gl= 6 p<0.001), como para la clase de esguines de 2 años (K-W: χ^2= 133.66 gl= 6 p<0.001) y la de 3 años (K-W: χ^2= 106.64 gl= 6 p<0.001); no se encontraron diferencias significativas al comparar los esguines de 1 año, probablemente debido a que el tamaño de la muestra de esta clase de edad es muy bajo (n= 19).

Los subgrupos formados al realizar pruebas post hoc de comparaciones múltiples (Tabla 4.25) no resultaron ser claros, por ello no se muestra la tabla correspondiente.

Tabla 4.25: Tallas medias retrocalculadas de esguines de 3 clases de edad fluvial en siete de los ríos estudiados. (IC95%: intervalo de confianza del 95%).

	Clases de edad fluvial							
	1+		2+		3+		Total	
Río	n	Media±IC95%	n	Media±IC95%	n	Media±IC95%	n	Media±IC95%
Eume	-	-	284	206.36±3.03	124	233.27±4.42	408	214.54±2.77
Landro	-	-	55	201.31±7.82	51	211.60±7.56	106	206.26±5.51
Mandeo	-	-	265	202.08±3.53	110	222.95±5.12	375	208.20±3.06
Masma	-	-	65	218.19±5.73	12	247.73±10.08	77	222.79±5.61
Sor	-	-	22	185.37±9.97	51	194.39±5.94	73	191.67±5.18
Tambre	11	159.77±13.45	155	193.00±4.71	29	239.12±9.41	195	197.99±4.84
Ulla	8	144.73±19.45	276	223.71±4.15	44	247.18±10.02	328	224.93±4.10
Total	19		1122		421		1562	
Media		153.44±11.49		207.80±1.85		225.51±2.92		211.91±1.63

Cabe destacar que en el río Tambre (Tabla 4.25), la talla media de los esguines de 2 años es la 2ª más pequeña, tras los del Sor, mientras que en los de 3 años es la 3ª mayor tras los del Masma y Ulla (Figuras 4.24 y 4.25). No encontramos una explicación clara a estos datos del río Tambre, pero en cualquier caso se discutirá más adelante. Respecto al resto de poblaciones los esguines de mayor tamaño se detectan en los ríos Ulla y Masma, seguidos por los del Eume, mientras que los de Mandeo y Landro presentan valores parecidos, siendo los del Sor los más pequeños. Como es lógico los esguines de menor edad son más pequeños, así los de 1 año de río rondan los 150 mm, los de 2 años superan ligeramente los 200 mm de media y los de 3 años muestran una talla media de unos 225 mm. La talla media de los esguines de 2 años de edad fluvial (Figura 4.24) varía considerablemente según la población en casi 40 mm, entre los 224 mm del Ulla y los 185 mm del Sor. La talla de los esguines 2+ del Masma es la más parecida a los del Ulla con 218 mm, mientras que la de los ríos Mandeo, Eume y Landro oscila entre los 201 y 206 mm. En el conjunto de ríos estudiados la talla media fue de 207.8 mm.

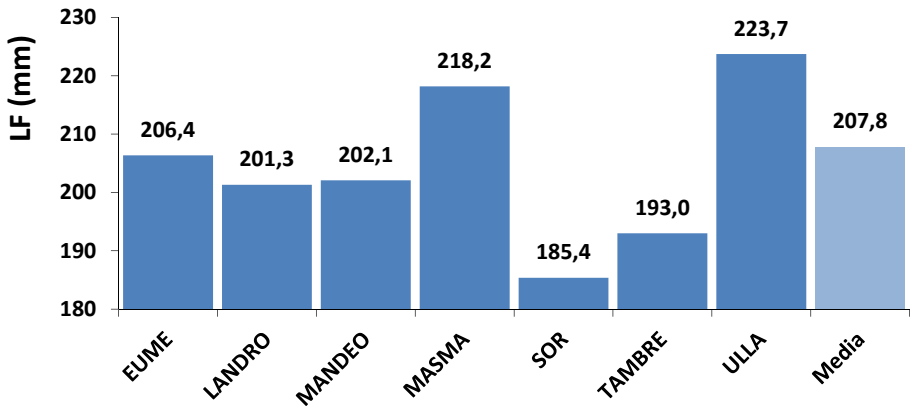


Figura 4.24: Talla media de los esguines de reo de 2 años de edad fluvial en los siete ríos estudiados. (LF: longitud furcal).

Los esguines de 3 años de río son los de mayor tamaño alcanzando una talla media de 225 mm para toda la muestra. En este caso los de mayor talla media correspondieron al Masma pero con valores similares al Ulla, alcanzando las dos poblaciones casi los 250 mm de talla media. Los esguines del Tambre tienen una talla parecida, de casi 240 mm. Los de Eume y Mandeo son un poco más pequeños que los de los ríos anteriormente citados, con valores de 230 y 220 mm respectivamente. Los valores más bajos correspondieron a dos ríos cantábricos, el Landro con 201 mm y el Sor dónde la talla media de loes esguines de reo 3+ casi alcanza los 200 mm.

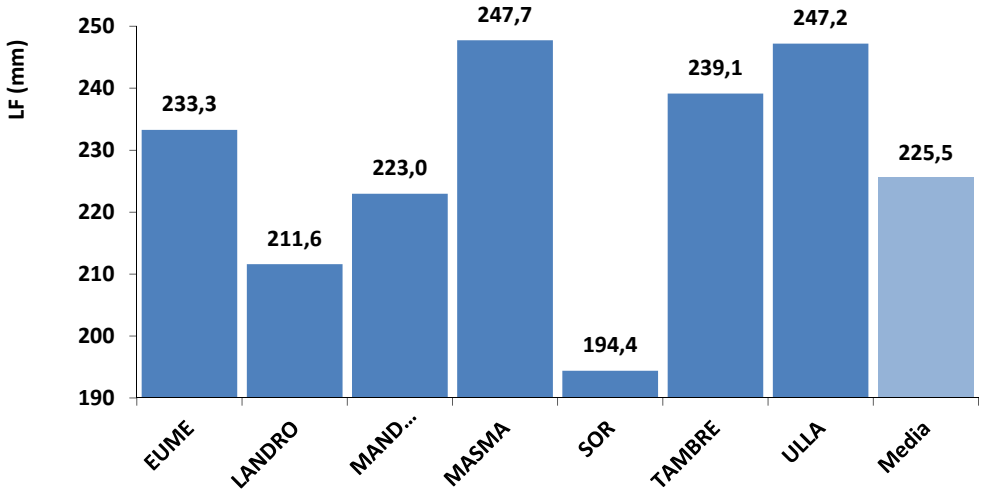


Figura 4.25: Talla media de los esguines de reo de 3 años de edad fluvial en los siete ríos estudiados. (LF: longitud furcal).

En la figura 4.26 observamos cómo existe una relación negativa entre la latitud donde se encuentran las poblaciones gallegas de reo y el tamaño de los esguines, en este caso de los 3+, de manera que cuanto más pequeños son los esguines, aunque la población del Masma se sale un poco de la norma.

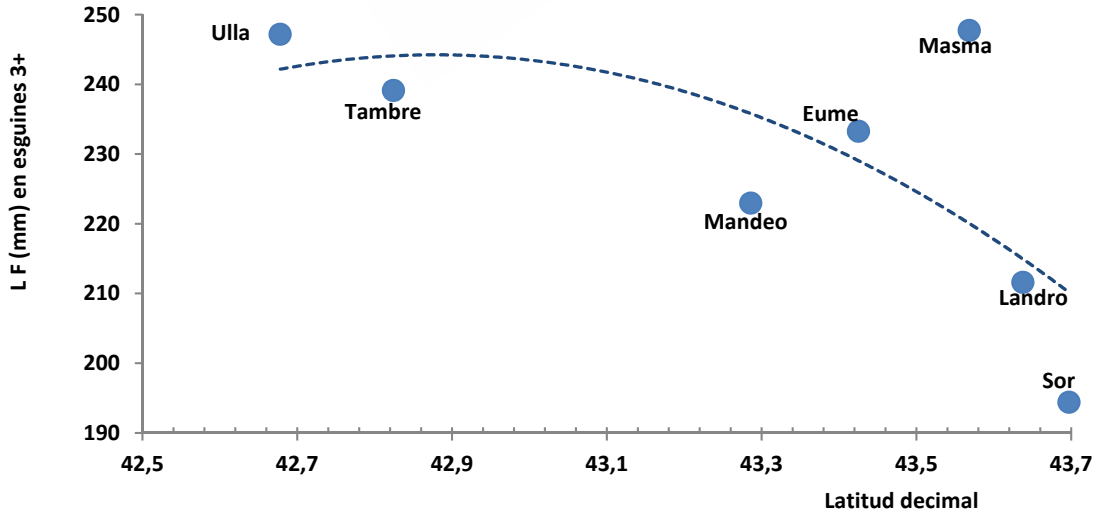


Figura 4.26: Relación entre la talla media de los esguines 3+ de reo y la latitud en las poblaciones gallegas analizadas en este trabajo.

Para finalizar el apartado de resultados de este capítulo, se muestran en la Figura 4.27 las diferencias entre el crecimiento en las truchas residentes y las anádromas, una vez que éstas abandonan los ríos para realizar su migración de crecimiento en el mar.

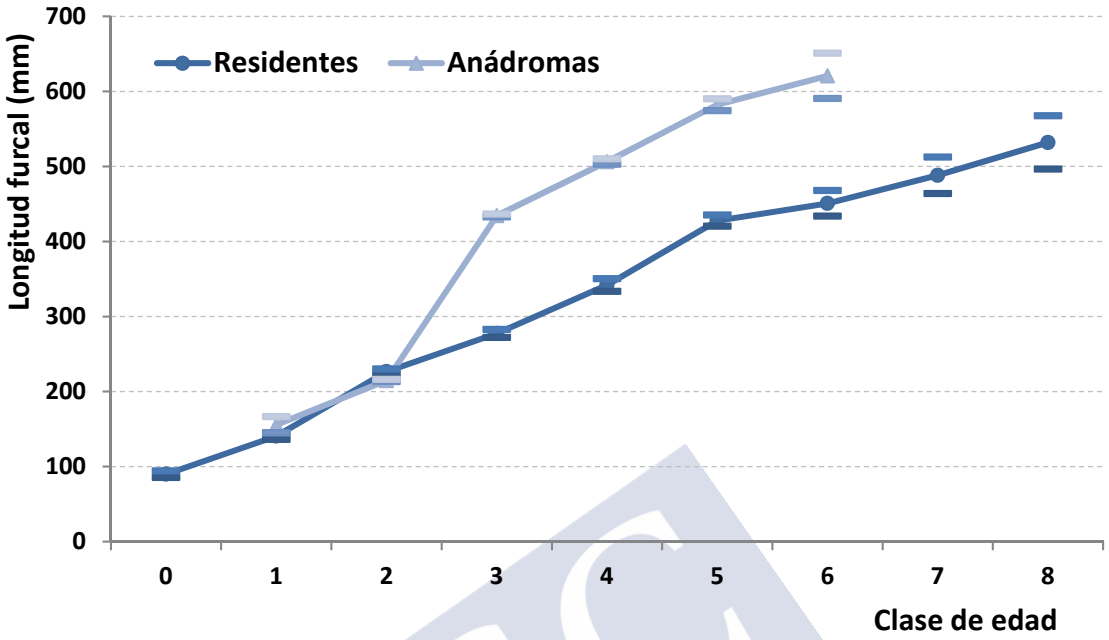


Figura 4.27: Comparación entre el crecimiento de las truchas residentes y anádromas registradas en la Estación de Ximonde.

Capítulo 5:
Fase Marina

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

5.- FASE MARINA

5.1.- DATOS DE MARCADO Y RECAPTURA

En este apartado usaremos los datos de marcado y recaptura de reos adultos obtenidos en las estaciones de captura de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla); su análisis nos permitirá conocer el crecimiento marino, los movimientos de los reos en el mar, la supervivencia marina y la evolución del peso de los reos adultos en el río.

En la tabla 5.1 se muestra un resumen de estos datos, en ella se dividen las recapturas en cuatro categorías: las obtenidas en el mismo año del marcado, las obtenidas un año después del marcado (y que, por lo tanto, corresponden a reos que han migrado al mar y retornado al río), las de reos recapturados dos años después de ser marcados, y las obtenidas en localizaciones externas a la estación de marcado.

En la estación de Bora se marcaron entre 1999 y 2005 un total de 1731 reos adultos y post-esguines. Entre 2000 y 2006 se recapturaron 190 de esos reos en la misma estación (11 %) y 20 reos en otras localizaciones (1.2 %).

Por otro lado, en la estación de Ximonde se marcaron entre 1995 y 2005 un total de 3252 reos adultos y post-esguines; entre 1996 y 2006 se recapturaron 159 de esos reos en esa instalación (4.9 %), y 12 reos en otras localizaciones (0.4 %).

5.1.1.- RECAPTURAS EN LAS ESTACIONES DE CAPTURA ORIGINALES

Cabe destacar la mayor tasa de recapturas totales en la estación de Bora (11 %), más del doble que la obtenida en Ximonde (4.9 %), sin embargo, si nos referimos a las recapturas de reos en el mismo año de marcado, la tasa obtenida en Ximonde es superior a la de Bora, aunque la situación se invierte para las recapturas posteriores.

Tabla 5.1: Resumen del marcado-recaptura de reos adultos realizado en las estaciones de captura de Bora (río Lérez) entre 1999 y 2006, y en Ximonde (río Ulla) entre 1995 y 2006.

	Nº ejemplares marcados	Recapturas					
		En la misma estación de captura			En otra localización		
		El mismo año	1 año después	2 años después	En el mismo río	En otros ríos	Mar
Bora	1.731	25 (1.44 %)	161 (9.30 %)	4 (0.23 %)	7 (0.340 %)	4 (0.23 %)	9 (0.52 %)
Ximonde	3.252	81 (2.49 %)	76 (2.34 %)	2 (0.06 %)	4 (0.12 %)	3 (0.09 %)	5 (0.15 %)
Total	4.983	106 (2.12 %)	237 (4.76 %)	6 (0.12 %)	11 (0.22 %)	7 (0.14 %)	14 (0.28 %)

También se analiza en este apartado la frecuencia de recapturas sucesivas para un mismo individuo (Tabla 5.2); no obstante, dado que en la estación de Ximonde estas

recapturas han sido muy escasas, en esta tabla solo incluimos los datos referidos a la estación de Bora. La tabla 5.2 muestra que de las 165 recapturas obtenidas en la estación de Bora uno o dos años después del marcado, la mayoría (93.3 %) correspondió a reos que fueron recapturados una vez y un 4.85 % fueron recapturados dos veces, mientras que dos individuos fueron recapturados tres veces y solo un individuo fue recapturado en seis ocasiones. Casi el 90 % de estas recapturas correspondieron a *finnocks* y reos de 1 invierno de mar.

Tabla 5.2: Frecuencia de recapturas sucesivas para un mismo individuo en la estación de Bora (río Lérez).

Edad Marina		Número de recapturas						Total	
		1	2	3	4	5	6	n	%
0+		88	6	1	1	1	1	98	51.58
1+		68	2	1	-	-	-	62	32.63
2+		13	-	-	-	-	-	11	5.79
3+		4	-	-	-	-	-	4	2.11
4+		1	1	-	-	-	-	2	1.05
5+		2	-	-	-	-	-	2	1.05
Total	n	176	9	2	1	1	1	190	
	%	92.63	4.74	1.21	0.52	0.52	0.52		

5.1.2.- RECAPTURAS FUERA DE LAS ESTACIONES DE CAPTURA ORIGINALES

Un total de 32 reos marcados fueron recapturados en otras localizaciones, fuera de las estaciones de Bora y Ximonde, lo cual nos ofrece una imagen de las migraciones que realizan los reos de los ríos atlánticos gallegos tras abandonar su río natal.

De los reos marcados en la estación de Bora (siempre como post-esguines o adultos) se obtuvo un total de 20 recapturas (Figura 5.1 y Tabla 5.3): nueve procedían de localidades situadas en la ría de Pontevedra, siete fueron comunicadas por pescadores deportivos que los capturaron en la cuenca del río Lérez (cuatro de ellas en el río Almofrei) y otras cuatro se obtuvieron en otros ríos. De estas recapturas "lejanas", una procedía del coto de reo de Noia, situado en la parte baja del río Tambre; otra se realizó en la estación de Ximonde (río Ulla) y, las más alejadas corresponden al río Cares (Asturias): una comunicada por un pescador y otra registrada en otoño en la estación de captura de Niserias. Estas dos recapturas, muy cerca del límite de Asturias con Cantabria, son claramente las recapturas de reo más distantes de los marcados en este estudio, ya que la distancia del río Lérez al río Deva-Cares por la costa supone aproximadamente unos 550 Km.

En cuanto a los 12 reos recapturados fuera de la estación de Ximonde (Figura 5.1), tres habían sido marcados como esguines y nueve como post-esguines o adultos. De los marcados como esguines, uno fue pescado en la punta norte de la ría de Arousa y los otros dos más al norte, en la vecina ría de Noia, cerca del estuario del río Tambre. De las nueve

recapturas restantes, cuatro fueron realizadas en el propio río Ulla (una en Carcacía y tres en la estación de captura del río Liñares), y otras cinco en localidades situadas fuera del estuario del río Ulla: una en Aguiño (ría de Arousa), otra en Sanxenxo (ría de Pontevedra), otra en la parte baja del río Miño, otra en el río Anllóns y otra en el río Tambre (coto de Noia).

Tabla 5.3: Datos de los reos marcados en las estaciones de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla) y recapturados en otras localidades, fuera de estas estaciones.

Estación de marcado	Localidad de recaptura	Fecha
Bora	Dorrón (ría de Pontevedra)	16-05-00
Bora	Bueu (ría de Pontevedra)	19-05-00
Bora	Bueu (ría de Pontevedra)	19-06-00
Bora	Beluso (ría de Pontevedra)	19-05-00
Bora	Beluso (ría de Pontevedra)	20-05-04
Bora	Punta Cabalo-Bueu (ría de Pontevedra)	17-12-04
Bora	Cabo Home (ría de Pontevedra)	05-06-06
Bora	Cabo Home (ría de Pontevedra)	08-08-06
Bora	Punta Loira (ría de Pontevedra)	16-03-07
Bora	Estación de Ximonde (río Ulla)	30-06-06
Bora	Pescador-Río Cares (Asturias)	24-07-06
Bora	Estación de Niserias-Río Cares (Asturias)	24-10-09
Bora	Río Tambre (coto de Noia)	18-09-06
Bora	Río Lérez (Coto de Monteporreiro)	02-05-06
Bora	Río Lérez (Coto de Bora)	03-07-02
Bora	Río Lérez (San Xusto)	15-05-07
Bora	Río Almofrei (Coto de Portomuiño)	28-07-02
Bora	Río Almofrei (Coto de Portomuiño)	19-08-04
Bora	Río Almofrei (Coto de Portomuiño)	21-08-04
Bora	Río Almofrei (Coto de Portomuiño)	25-03-06
Ximonde	Aguiño (ría de Arousa)	18-09-99
Ximonde	Portosín (ría de Noia)	15-09-99
Ximonde	Portosín (ría de Noia)	05-08-99
Ximonde	Sanxenxo (ría de Pontevedra)	15-04-00
Ximonde	O Carreiro-Aguiño (ría de Arousa)	28-02-07
Ximonde	Río Miño	20-02-00
Ximonde	Río Tambre (coto de Noia)	28-09-01
Ximonde	Río Anllons	12-07-99
Ximonde	Carcacia-Río Ulla	04-07-02
Ximonde	Río Liñares (estación de Louzao)	25-10-02
Ximonde	Río Liñares (estación de Louzao)	20-11-02
Ximonde	Río Liñares (estación de Louzao)	15-08-04

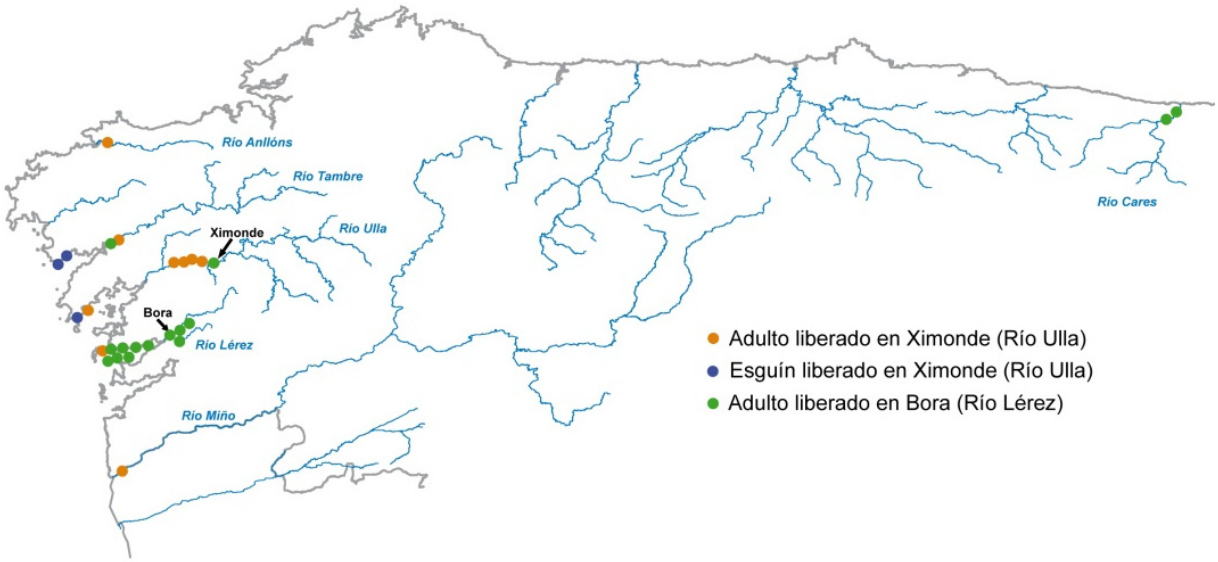


Figura 5.1: Recapturas de reos fuera de la estación de marcado

5.1.3.- DETERMINACIÓN DEL CRECIMIENTO MARINO

5.1.3.1.- Estudio del crecimiento marino del reo a partir de los datos de las recapturas realizadas en las estaciones de captura

En este apartado analizamos el crecimiento marino de los reos obtenido mediante el marcado y recaptura individual. Para ello utilizamos los datos de 212 adultos recapturados, tras un año de estancia en el mar, en las estaciones de Bora (n = 135) y Ximonde (n = 77), y los de cuatro esguines marcados en Ximonde y recapturados como adultos.

Se ha analizado cada clase de edad por separado; de este modo obtenemos información sobre el incremento en peso y longitud:

- desde el momento en el que los esguines abandonan el río hasta su retorno como post-esguines o finnocks (n = 3) o como 1+ SW (n = 1), en Ximonde las 4 recapturas.
- desde su entrada al río como post-esguines hasta su retorno como 1+ SW (n = 71 en Bora, n = 35 en Ximonde),
- desde su entrada como 1+ SW hasta su retorno como 2+ SW (n = 56 en Bora, n = 29 en Ximonde)
- y desde su entrada como 2+ SW hasta su retorno como 3+ SW (n = 8 en Bora, n = 13 en Ximonde).

El escaso número de recapturas de reos de 3, 4 y 5 años de edad marina (n = 8), impide mostrar el crecimiento marino para esas edades, por la misma razón tampoco incluimos siete recapturas obtenidas dos años después del marcado y una obtenida a los

tres años del marcado. Esta información, obtenida entre 1995 y 2006 en Ximonde y entre 1999 y 2006 en Bora, permite también comparar el incremento en longitud y peso entre dos poblaciones de reo gallegas: la del río Ulla con la del río Lérez.

5.1.3.1.1 Recapturas de reos 0+SW marcados como esguines

Solo cuatro de los 222 (1.8%) esguines marcados en las estaciones del Ulla, fueron recapturados posteriormente como adultos, mostramos en la Tabla 5.4 los parámetros obtenidos de forma individual. En ella se observa un incremento medio de 135 mm de longitud y 430 g de peso para las tres recapturas de post-esguines tras cuatro meses de estancia en el mar, mientras que el único reo recapturado tras pasar un invierno en el mar había aumentado su peso en 1084 g y su longitud en 204 mm en un año.

Tabla 5.4: Datos biométricos de los cuatro reos marcados como esguines en la estación de Ximonde y recapturados posteriormente como adultos. (LF: longitud furcal; t: tiempo entre capturas; Δ: incremento).

Marcado (esguines)			**Recaptura**								
Fecha	LF (mm)	Peso (g)	Fecha	LF (mm)	Peso (g)	Edad	Δ LF (mm)	Δ Peso (g)	t (días)	Δ LF/día	Δ Peso/Día (g/día)
5/05/99	216	104	18/09/99	346	540	2-0+	130	436	136	0,96	3.21
4/05/99	210	90	15/09/99	365	556	2-0+	155	466	134	1,16	3.48
24/04/99	216	104	5/08/99	336	494	2-0+	120	390	103	1,17	3.79
24/03/99	233	130	19/05/00	437	1214	2-1+	204	1084	391	0,52	2.77

5.1.3.1.2 Recapturas de reos 1+SW marcados como post-esguines

La tabla 5.5 muestra los datos biométricos medios para los reos marcados como 0+SW y recapturados posteriormente como 1+SW en Bora y en Ximonde; se observan importantes diferencias entre todos los parámetros al comparar las recapturas obtenidas entre estas dos estaciones. Estas diferencias son estadísticamente significativas para el incremento en longitud (Test t de Student: $t= -3.35$ $gl= 104$ $p<0.001$), también para el incremento en peso ($t= -5.60$ $gl= 43.9$ $p<0.001$), el incremento de longitud diaria ($t= -4.58$ $gl= 104$ $p<0.001$) y el incremento de peso diario ($t= -5.75$ $gl= 43.9$ $p<0.001$), no encontrándose diferencias significativas en cuanto al factor de condición K.

Tabla 5.5: Datos biométricos medios de los reos 0+SW marcados y recapturados un año después como 1+SW en las estaciones de Bora y Ximonde (LF: longitud furcal; t: tiempo entre capturas; Δ: incremento; Dif K: diferencia en el factor de condición K)

		Capturas		**Recapturas**							
Estación	n	LF (mm)	Peso (g)	t (días)	LF (mm)	Peso (g)	Δ LF (mm)	Δ Peso (g)	Δ LF/ día	Δ Peso/ día	Dif. K
Bora	72	311.5	356.4	365.2	383.2	650.4	72.5	294.2	0.204	0.858	-0.037
Ximonde	35	351.5	519.1	322.5	446.4	1102.9	94.9	588.2	0.297	1.877	+0.031
Total	107	324.6	409.7	351.2	404.0	496.9	79.85	389.4	0.235	0.854	-0.015

5.1.3.1.3 Recapturas de reos 2+SW marcados como 1+SW

En el caso de los reos 1+SW recapturados como 2+SW de edad marina (Tabla 5.6), se observan diferencias significativas en el incremento en peso (Test t de Student: t= -4.11 gl= 47.5 p= 0.002) y también en el incremento en peso diario (t= -4.65 gl= 82 p<0.001), pero las diferencias no son significativas para el incremento de longitud ni para el incremento de longitud diaria. Tampoco en este caso se encuentran diferencias significativas para la diferencia del factor de condición K entre las recapturas de Bora y las de Ximonde.

Tabla 5.6: Datos biométricos medios de los reos 1+SW marcados y recapturados un año después como 2+SW en las estaciones de Bora y Ximonde (LF: longitud furcal; t: tiempo entre capturas; Δ.: incremento; Diff K: diferencia en el factor de condición K)

		Captura		Recaptura							
Estación	n	LF (mm)	Peso (g)	t (días)	LF (mm)	Peso (g)	Δ LF (mm)	Δ Peso (g)	Δ LF/ día	Δ Peso/ día	Dif. K
Bora	57	397.0	720.0	354.6	446.7	1021.8	50.3	296.3	0.148	0.885	-0.012
Ximonde	29	431.3	946.4	316.9	491.3	1445.4	60.1	510.5	0.206	1.919	+0.055
Total	86	408.6	796.4	341.9	461.8	1163.0	53.6	367.7	0.168	1.230	+0.010

5.1.3.1.4 Recapturas de reos 3+SW marcados como 2+SW

En la tabla 5.7 se muestran las diferencias significativas para el incremento en longitud de los reos 2+SW recapturados como 3+SW (Test t de Student: t= -3.35 gl= 19 p= 0.034), también para el incremento en peso (t= -3.89 gl= 19 p= 0.001), el incremento de longitud diaria (t= -2.75 gl= 19 p= 0.010) y el incremento de peso diario (t= -3.07 gl= 19 p= 0.006). No se hallaron diferencias significativas en la diferencia del factor de condición K entre las recapturas de Bora y las de Ximonde.

Tabla 5.7: Datos biométricos medios de los reos 2+SW marcados y recapturados un año después como 3+SW en las estaciones de Bora y Ximonde (LF: longitud furcal; t: tiempo entre capturas; Δ: incremento; Dif K: diferencia del factor de condición K)

		Captura		Recaptura							
Estación	n	LF (mm)	Peso (g)	t (días)	LF (mm)	Peso (g)	Δ LF (mm)	Δ Peso (g)	Δ LF/ día	Δ Peso/ día	Dif. K
Bora	8	437.2	939.7	369.7	475.4	1207.0	38.1	267.2	0.105	0.776	+0.014
Ximonde	13	481.4	1384.4	358.4	550.4	2192.5	64.2	734.7	0.180	2.081	+0.068
Total	21	464.6	1215.0	362.7	362.7	1817.0	57.2	602.0	0.166	1.804	+0.048

5.1.3.1.5 Diferencias en el crecimiento entre clases de edad marina

El test no paramétrico de Kuskal-Wallis nos permite comparar el incremento en peso y longitud dentro de cada población para las tres clases de edad marina en las que se han obtenido recapturas (Tabla 5.8).

Se observan diferencias significativas en ambas poblaciones, tanto para el incremento en longitud como para el incremento de longitud diario. Sin embargo, para el incremento en peso las diferencias no son significativas en el río Lérez, mientras que si lo son en el Ulla, aunque en menor grado que para la longitud. El incremento diario del peso no presenta diferencias significativas en ninguna de las dos poblaciones analizadas.

Por otro lado, en los reos del Lérez se ha detectado un mayor incremento en longitud para los de menor edad marina (Figura 5.2), mientras en el Ulla la tendencia es parecida, aunque en la clase 2+SW el incremento en longitud es algo superior que en los de la clase 1+SW.

Tabla 5.8: Diferencias en el crecimiento marino entre reos de distintas clases de edad marina de los ríos Lérez y Ulla recapturados (LF: longitud furcal; Δ: incremento; K-W χ^2: valor del test de Kruskall-Wallis; K-W Sig.: significación del test).

Río Lérez	**0+SW (n = 72)**	**1+SW (n = 57)**	**2+SW (n = 8)**	**K-W χ^2**	**K-W Sig.**
Δ LF (mm)	72.45	50.27	38.13	19.76	0.000
Δ Peso (g)	294.15	296.34	267.25	0.11	0.943
Δ LF/día	0.20	0.15	0.11	14.76	0.001
Δ Peso/día	0.86	0.88	0.78	0.101	0.951
Río Ulla	**0+SW (n = 35)**	**1+SW (n = 29)**	**2+SW (n = 13)**	**K-W χ^2**	**K-W Sig.**
Δ LF (mm)	94.86	60.07	64.21	20.51	0.000
Δ Peso (g)	588.18	510.50	734.71	6.56	0.038
Δ LF/día	0.30	0.21	0.18	17.74	0.000
Δ Peso/día	1.88	1.92	2.08	2.54	0.280

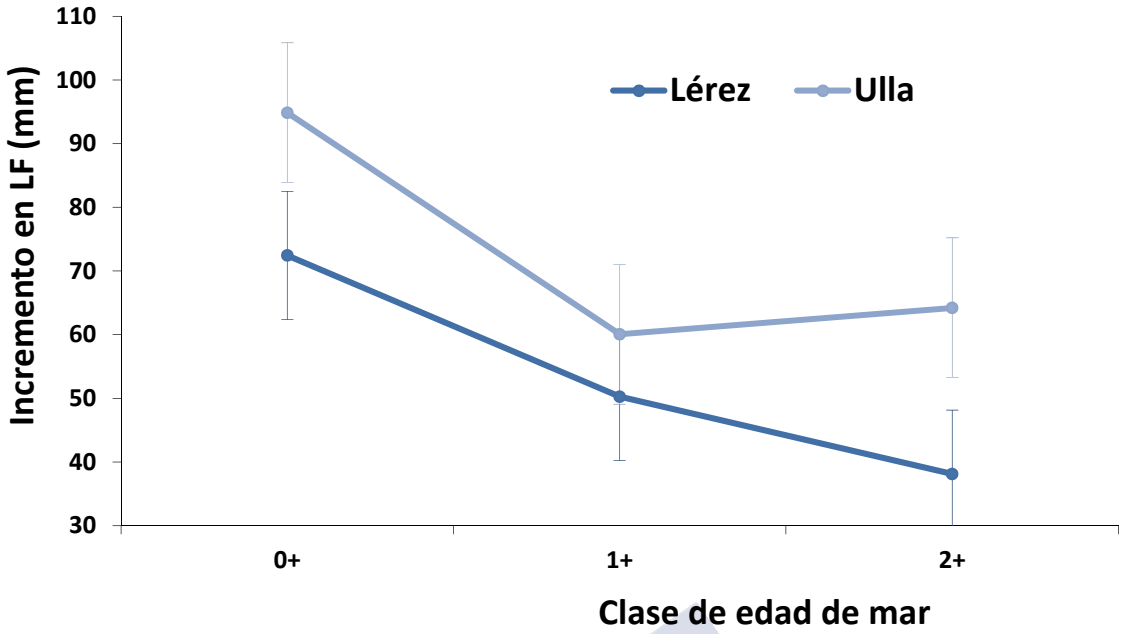


Figura 5.2: Incremento medio acotado (intervalos de confianza del 95%) en la longitud furcal (LF) de los reos de tres clases de edad de mar recapturados en los ríos Lérez y Ulla

5.1.3.1.6 Resumen del crecimiento marino según los datos de las recapturas

La figura 5.3 muestra el incremento en la talla y peso medio para cada clase de edad marina (desde el momento de la primera captura hasta la recaptura) de los 214 reos de los ríos Lérez y Ulla recapturados en las estaciones de Bora y Ximonde. Se observan diferencias significativas tanto en el tamaño como en el peso entre los reos de los dos ríos, de modo que los reos del Ulla presentan, de media, una longitud 5 cm superior a los reos del Lérez en todas las clases de edad, que van desde los 4 cm de los post-esguines a los 7.5 cm para los reos de 3 inviernos (3+SW). En cuanto al peso estas diferencias alcanzan una media de 470 g más en los reos del Ulla, que van desde los 160 g en los post-esguines hasta casi 1 Kg más en los reos de tres inviernos de mar (3+SW) del Ulla.

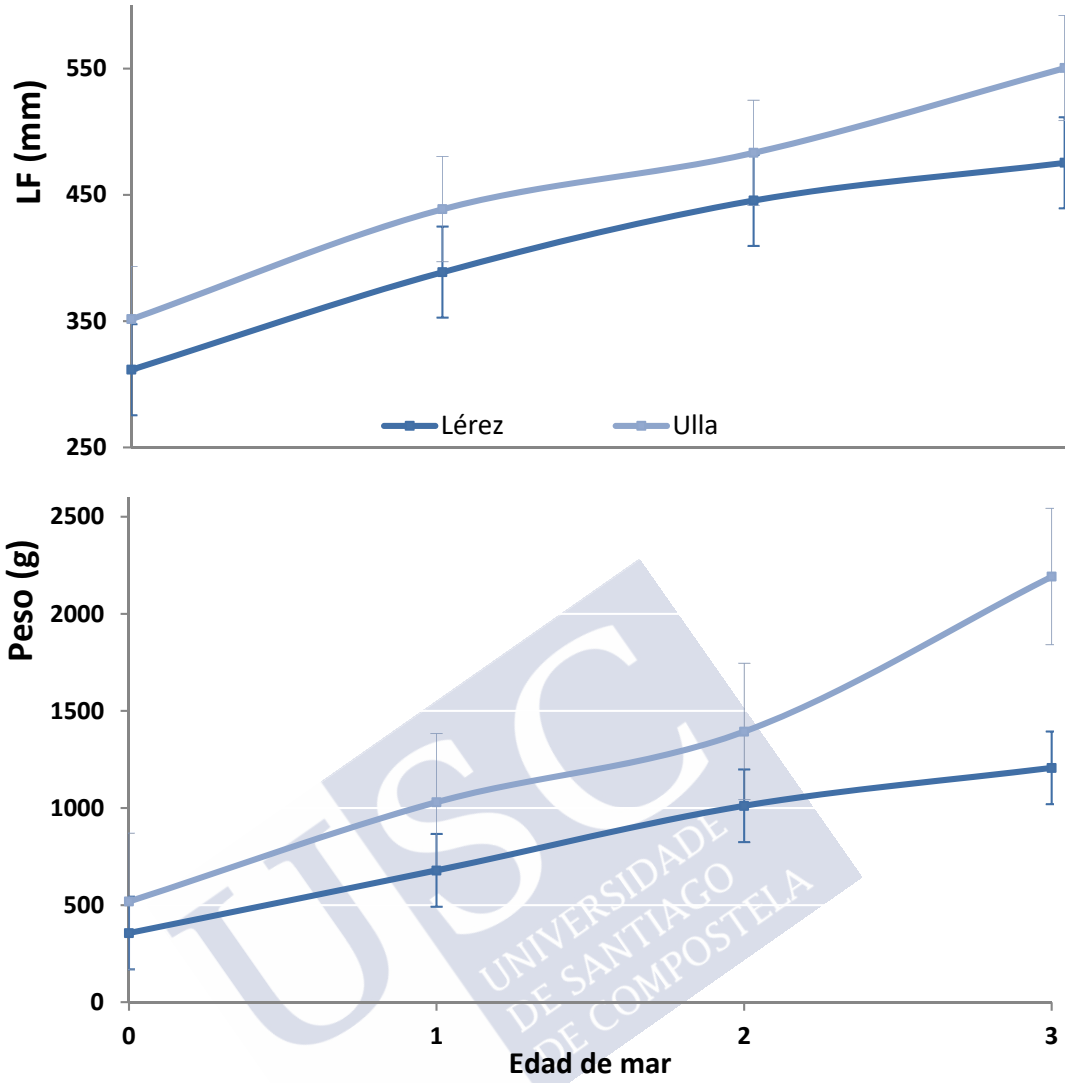


Figura 5.3: Crecimiento marino medio (± Intervalos de confianza del 95%) de los reos en los ríos Lérez y Ulla (LF: Longitud furcal).

Estas diferencias en el crecimiento entre ambas poblaciones se observan también en la figura 5.4, donde se muestra, mediante diagramas de caja, el incremento de peso diario de los reos del Ulla y Lérez en el primer, segundo y tercer año de vida en el mar. Las diferencias, estadísticamente significativas en los tres casos, indican que el incremento diario de peso de los reos del Ulla supera al del Lérez en un gramo para los post-esguines y reos 1+SW, y en algo más de 1.5 g en los reos 2+SW.

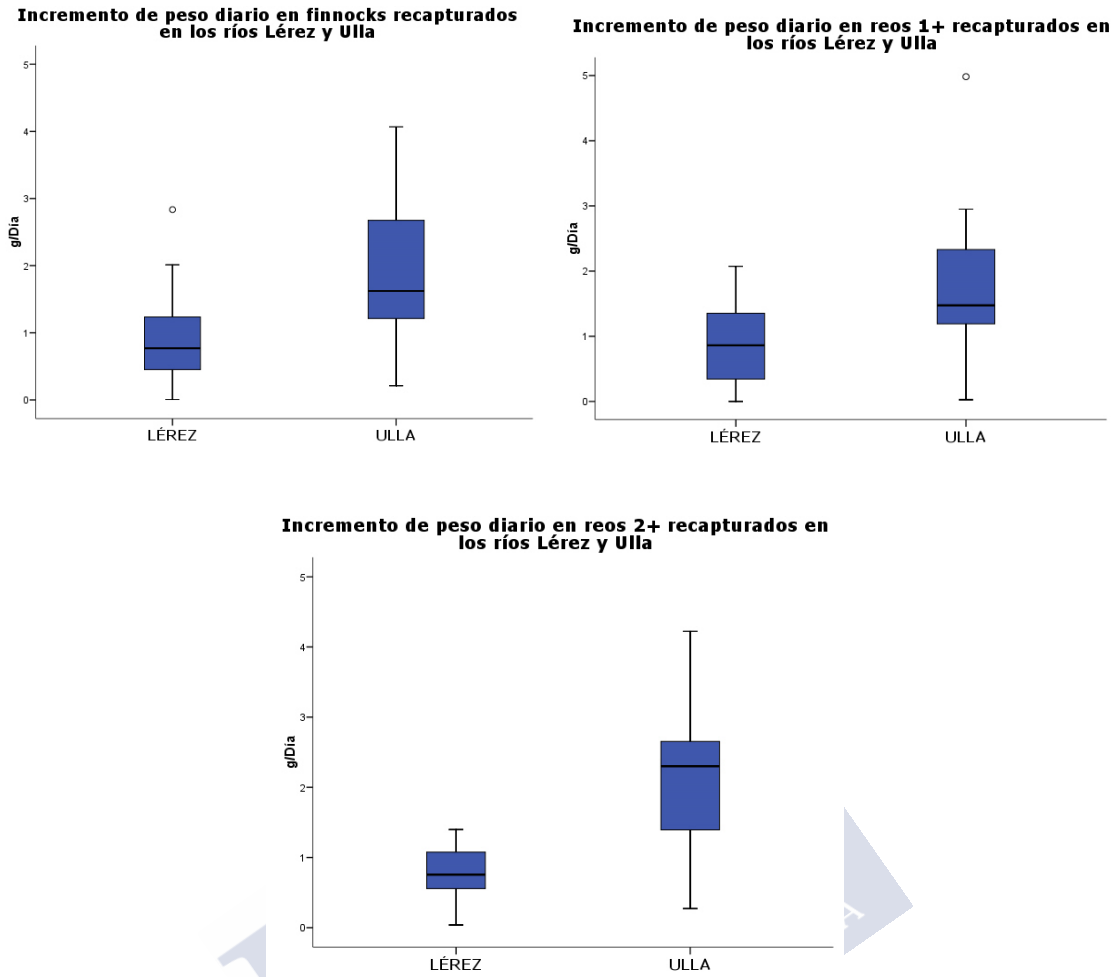


Figura 5.4: Diagrama de cajas (valores máximo y mínimo, cuartiles superior e inferior y mediana) del incremento de peso diario en reos de las clases de edad marina 0+SW, 1+SW y 2+SW, en los ríos Ulla y Lérez.

5.1.3.2.- Análisis del crecimiento marino del reo a partir de los datos de los adultos obtenidos en la pesquería gallega

Estudiaremos en este apartado el crecimiento marino utilizando los datos de las medidas realizadas en las escamas de reos adultos de los ríos Eume, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla. Se incluyen los datos de un total de 1083 individuos (se excluyeron de este análisis los reos de edad marina 0+SW y 3+SW), de los cuales 963 corresponden a ejemplares de un invierno de mar (1+SW) y 120 a ejemplares de dos inviernos de mar (2+SW), en los que se determinó mediante retrocálculo el incremento en longitud entre el esguinado y el primer invierno marino (para el primer grupo), y entre el segundo y primer inviernos marinos (para el segundo); en todos los casos sin mediar reproducción entre esos períodos.

En la tabla 5.9 se muestra el incremento en longitud retrocalculado entre el esguinado y el primer invierno de mar, tanto en reos de un invierno de mar (1+SW) como en los de dos (2+SW). Las diferencias en este parámetro son significativas tanto para el conjunto de las dos clases de edad marina (K-W: χ^2= 450.89 gl= 6 p<0.001), como en la clase 1+SW (K-W: χ^2= 422.58 gl= 6 p<0.001) y en la clase 2+SW (K-W: χ^2= 21.41 gl= 6 p= 0.002) por separado.

Tabla 5.9: Incremento en longitud furcal media (mm) entre el esguinado y el primer invierno de mar, retrocalculado en reos de uno (1+SW) y dos (2+SW) inviernos de mar de siete poblaciones gallegas (IC95 %: intervalo de confianza del 95 %).

Río	1+SW		2+SW		Total	
	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%
Eume	219	90.32±3.87	37	85.10±5.73	256	89.57±3.42
Landro	56	101.07±7.48	9	98.28±18.17	65	100.68±6.87
Mandeo	254	86.48±2.97	37	81.22±6.46	291	85.81±2.72
Masma	42	91.73±5.73	8	95.22±10.33	50	92.28±5.06
Sor	40	92.88±5.48	10	68.19±9.03	50	87.94±5.45
Tambre	99	146.54±7.58	10	107.82±18.07	109	142.99±7.37
Ulla	253	143.69±4.41	9	96.34±14.77	262	142.07±4.41
Total	963		120		1083	
Media		109.90±2.53		86.90±3.98		107.35±2.33

De acuerdo con los subgrupos formados mediante la prueba post hoc T3 de Dunnett (Tabla 5.10), los grupos de mayor crecimiento en el primer año de mar (Tambre y Ulla) forman un conjunto claramente separado del resto, que a su vez forma dos subgrupos relacionados entre ellos, lo que permite interpretar que no existen grandes diferencias en el crecimiento en el mar entre la zona del Arco Artabro-Finisterre (Eume y Mandeo) y la zona cantábrica (Masma, Landro y Sor).

Tabla 5.10: Prueba post hoc de comparaciones múltiples del incremento en longitud (mm) entre el esguinado y el primer invierno de mar, entre las siete poblaciones de reo estudiadas.

		Subconjunto		
Río	**n**	1	2	3
Mandeo	291	85.81		
Sor	50	87.94	87.94	
Eume	261	89.28	89.28	
Masma	50	92.28	92.28	
Landro	65		100.68	
Ulla	262			142.07
Tambre	109			142.99
Significación		0.760	0.057	1.000

Si incluimos en el análisis los datos del incremento en longitud entre el primer y el segundo invierno en el mar (Tabla 5.11), las diferencias vuelven a ser estadísticamente significativas, aunque no tan claras como en el caso anterior (K-W: χ^2= 21.41 gl= 6 p= 0.002; ANOVA F= 5.86 gl= 6 p<0.001).

Tabla 5.11: Incremento en longitud furcal media (ΔLF, mm±IC95%) entre el 1º y 2º invierno marino (retrocalculado en reos 2+SW) de las siete poblaciones gallegas estudiadas (IC95 % = intervalo de confianza del 95 %).

		Δ LF 1er a 2º invierno marino
Río	**n**	**Media ± IC95%**
Eume	37	91.97±8.69
Landro	9	92.15±17.70
Mandeo	37	95.89±7.95
Masma	8	84.31±18.74
Sor	10	99.23±18.22
Tambre	10	142.04±16.62
Ulla	9	103.82±13.15
Total	120	98.35±5.18

La prueba post hoc de Tukey solo crea en este caso una separación clara entre el río Tambre, donde presentan mayor incremento en longitud, y el resto de ríos, a los que engloba en solo un subgrupo (Tabla 5.12).

Tabla 5.12: Prueba post hoc de comparaciones múltiples del incremento en longitud (mm) entre el 1º y 2º invierno marino de las siete poblaciones gallegas estudiadas.

		Subconjunto	
Río	**n**	1	2
Masma	8	84.31	
Eume	42	91.51	
Landro	9	92.15	
Mandeo	37	95.89	
Sor	10	99.23	
Ulla	9	103.82	
Tambre	10		142.04
Significación		0.532	1.000

Las tallas medias alcanzadas por los reos tras los diferentes períodos de estancia en el mar aportan también información sobre el crecimiento marino para las ocho poblaciones en las que disponemos de suficiente información de la pesquería oficial (Tabla 5.13; Figura 5.5).

En total se detectaron siete clases de edad marina a partir de la determinación de la edad de 16093 individuos. Los reos de mayor edad corresponden a la clase de 6+SW (no incluidos en la tabla) de los cuales solo se capturaron tres individuos (dos en el Sor y uno en el Mandeo) con una talla media de 70 cm. Se aprecian diferencias significativas en la talla entre los distintos ríos, en todas las clases de edad que presentaron un número suficiente de datos (0+SW a 4+SW). Los reos con mayor talla media en cada clase de edad fueron registrados en los ríos Tambre y Ulla (Rías Baixas), y los de menores tallas medias en el río Sor, población en la cual, sin embargo, se hallaron los individuos más longevos.

Tabla 5.13: Tallas medias (longitud furcal, en mm) de las distintas clases de edad marina en ocho poblaciones de reo gallegas (IC95 % = intervalo de confianza del 95 %).

	Clases de edad marina											
	0+		1+		2+		3+		4+		5+	
Ríos	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%	n	Media ± IC95%
Eume	1142	312.54 ±0.90	2561	356.28 ±1.11	548	432.12 ±3.01	73	514.45 ±10.31	23	586.09 ±21.32	1	660.00
Grande	464	309.92 ±0.92	466	367.02 ±2.72	71	449.86 ±5.64	10	520.00 ±17.77	4	602.50 ±4.90	-	-
Landro	156	308.94 ±1.84	299	362.38 ±3.29	90	431.09 ±7.77	17	473.94 ±20.51	1	550.00	-	-
Mandeo	306	309.36 ±1.39	1671	356.30 ±1.24	499	420.50 ±2.32	71	490.56 ±8.12	14	537.14 ±19.89	-	-
Masma	96	317.33 ±3.67	139	371.80 ±4.82	40	422.28 ±7.57	11	470.00 ±10.90	2	550.00 ±19.60	-	-
Sor	348	303.03 ±0.76	1628	346.12 ±1.01	866	405.92 ±1.82	163	468.47 ±4.82	32	549.06 ±10.16	11	631.82 ±19.57
Tambre	1411	339.68 ±1.57	1026	410.17 ±2.74	598	471.91 ±3.30	36	585.83 ±12.83	3	623.33 ±6.53	-	-
Ulla	777	333.91 ±1.67	381	398.61 ±4.28	34	473.47 ±11.42	1	600.00	-	-	-	-
Total	4700		8171		2746		382		79		12	
Media		323.03 ±0.73		364.10 ±0.79		431.20 ±1.54		494.40 ±5.03		563.29 ±9.71		634.17 ±63.48

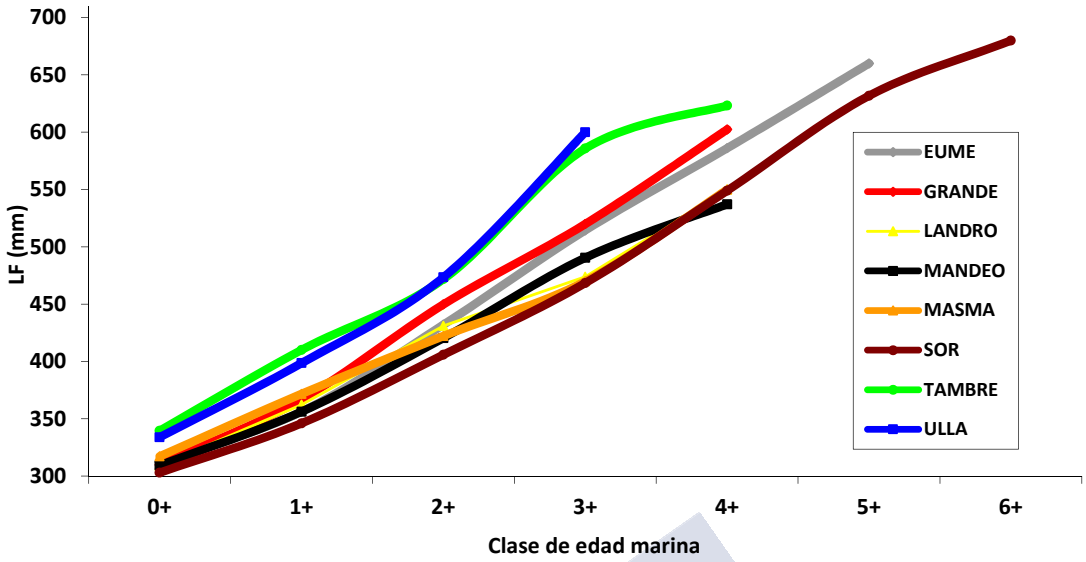


Figura 5.5: Tallas medias de las distintas clases de edad marina en ocho poblaciones gallegas de reo (LF: longitud furcal).

Capítulo 6:
Fase de retorno al río

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

6.- FASE DE RETORNO AL RÍO

6.1.- CALENDARIO DE LA MIGRACIÓN DEL REO EN GALICIA

Los datos de los cerca de 30000 reos capturados durante el remonte en las cinco estaciones de captura de los ríos Ulla, Liñares, Lérez, Tea y Landro incluidas en este trabajo (Tabla 6.1; Figura 6.1) nos han permitido determinar el calendario de la migración del reo en Galicia.

Los datos usados corresponden a los siguientes ejemplares:

- 6218 reos capturados en Ximonde entre 1993 y 2018
- 178 reos capturados en la estación del Liñares entre 1994 y 2004
- 3725 reos capturados en la estación de Bora entre 1999 y 2018
- 17350 reos capturados en la estación de A Freixa entre 1997 y 2012
- 408 reos capturados en la estación de Landrove en 1996 y 1999.

Al realizar el calendario de capturas se ha optado por agruparlos por quincenas o por mes, según el período en el que se detecten los movimientos con mayor precisión. Se observa una gran similitud en las capturas realizadas en las tres estaciones situadas en los ríos principales, es decir Ximonde, Bora y Landrove (Figura 6.1, Tabla 6.1).

El remonte del reo se inicia tímidamente en los meses abril y mayo, entre los meses de junio y julio se produce alrededor del 50 % de las capturas (algo más del 60 % si incluimos agosto) y en septiembre se experimenta un brusco descenso, que se recupera parcialmente entre octubre y diciembre. Entre esos tres últimos meses se producen en Bora, Ximonde y Landrove en torno al 20 % de las capturas anuales en cada una de ellas. Algunos años la migración se prolonga hasta el mes de enero, principalmente en el río Lérez donde ese mes las capturas alcanzan una media del 3.3 % anual. Por tanto, estos datos nos permiten afirmar que en estos tres ríos la migración más importante trascurre al final de la primavera y durante gran parte del verano, mientras que en otoño la migración, siendo importante, tiene una menor entidad.

Tabla 6.1: Número y porcentaje de reos adultos capturados en remonte, por quincena hasta 2014, en las estaciones de Ximonde (río Ulla), Liñares (río Liñares), Bora (río Lérez), A Freixa (río Tea) y Landrove (río Landro).

		Ximonde		Liñares		Bora		A Freixa		Landrove	
Mes	**Quincena**	**Nº**	**%**	**Nº**	**%**	**Nº**	**%**	**Nº**	**%**	**Nº**	**%**
Enero	1	28	0.55	14	7.9	74	2.44	527	7.02	-	-
	2	35	0.69	8	4.5	17	0.56	358	4.77	-	-
Febrero	3	18	0.35	4	2.2	7	0.23	66	0.88	2	0.76
	4	15	0.29		0.0	1	0.03	93	1.24	-	-
Marzo	5	6	0.12	2	1.1	7	0.23	35	0.47	-	-
	6	33	0.65	7	3.9	3	0.10	87	1.16	-	-
Abril	7	27	0.53	3	1.7	3	0.10	69	0.92	-	-
	8	46	0.90	-	0.0	16	0.53	20	0.27	-	-
Mayo	9	74	1.45	-	0.0	20	0.66	13	0.17	1	0.38
	10	141	2.77	-	0.0	59	1.95	4	0.05	6	2.28
Junio	11	348	6.83	3	1.7	178	5.88	54	0.72	8	3.04
	12	779	15.28	2	1.1	395	13.05	245	3.27	41	15.59
Julio	13	612	12.00	8	4.5	488	16.12	246	3.28	41	15.59
	14	851	16.69	9	5.1	443	14.63	217	2.89	48	18.25
Agosto	15	351	6.89	6	3.4	258	8.52	259	3.45	38	14.45
	16	305	5.98	4	2.2	122	4.03	679	9.05	6	2.28
Septiembre	17	135	2.65	-	0.0	70	2.31	294	3.92	22	8.37
	18	137	2.69	1	0.6	63	2.08	169	2.25	24	9.13
Octubre	19	214	4.20	2	1.1	73	2.41	1201	16.01	8	3.04
	20	308	6.04	8	4.5	138	4.56	800	10.66	8	3.04
Noviembre	21	212	4.16	7	3.9	137	4.53	471	6.28	6	2.28
	22	185	3.63	32	18.0	167	5.52	648	8.64	2	0.76
Diciembre	23	125	2.45	21	11.8	131	4.33	666	8.88	-	-
	24	113	2.22	37	20.8	157	5.19	282	3.76	2	0.76
Total		**5098**		**178**		**3027**		**7503**		**263**	

Por otro lado, es interesante observar que las capturas en remonte de reos adultos obtenidas en los dos tributarios incluidos en este estudio, los ríos Liñares y Tea, siguen un patrón claramente diferente al mencionado para los ríos principales. Si bien esta migración no presenta grandes similitudes en estos dos afluentes, pues en el Liñares la mayor entrada ocurre en el invierno con cerca del 50 % de las capturas, seguido del otoño con casi el 30 % y escasas capturas en verano (18%), mientras que en el Tea la mayor parte remontan en otoño (un 53 %), seguido del verano (un 32 %) y el invierno (un 26 %).

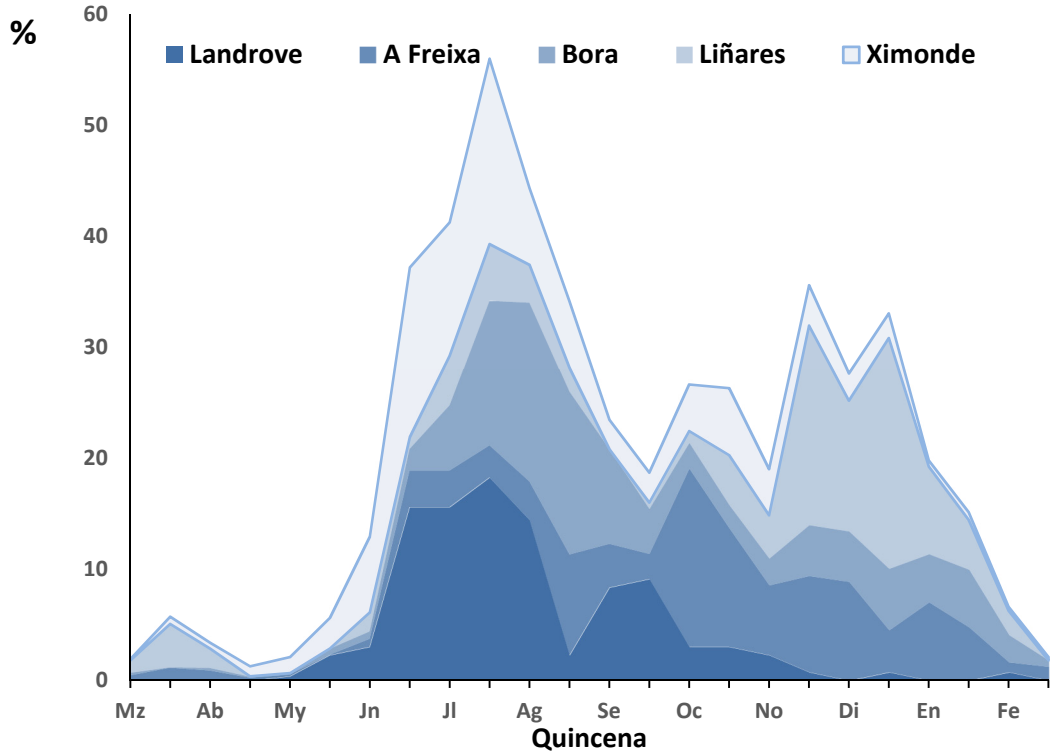


Figura 6.1: Calendario de la migración de retorno de reos adultos en función del porcentaje de capturas en remonte realizadas en las estaciones de Ximonde (río Ulla), Liñares (río Liñares), Bora (río Lérez), A Freixa (río Tea) y Landrove (río Landro). Datos agrupados por quincenas.

El calendario de remonte varía también según las distintas clases de edad. En la Figura 6.2 se ilustra la entrada de las distintas clases de edad media marina en los ríos Ulla, Lérez y Landro a lo largo del año, mostrando su evolución mensual.

En los ríos Ulla y Lérez se detectan los valores más altos en el inicio de la migración (abril-mayo), pero en julio y agosto alcanzan los valores mínimos y aunque en otoño se incrementan ligeramente, no alcanzan los niveles observados durante la primavera.

En el río Landro se observa también ese patrón de descenso estival, pero en este río los valores de edad media de mar correspondientes a final de año son similares a los registrados en primavera.

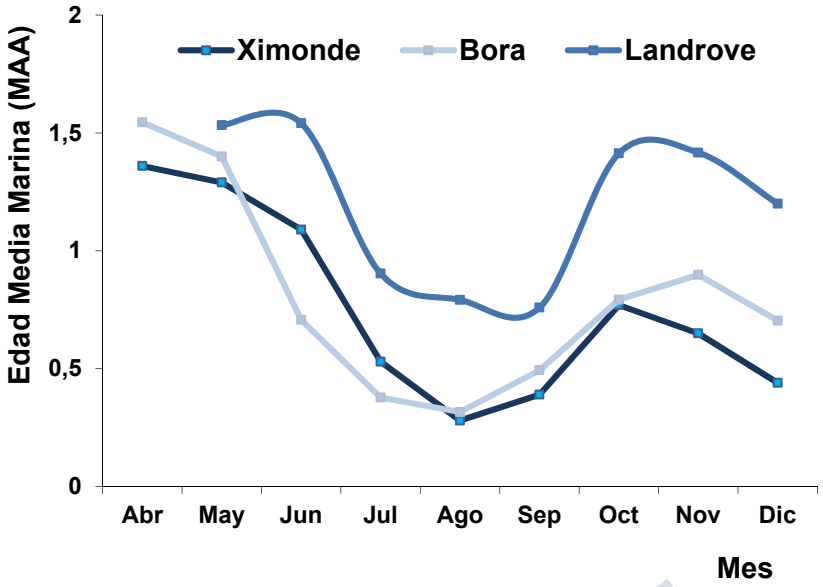


Figura 6.2: Evolución mensual de la edad media de mar (EMM) en post-esguines de reo y adultos de retorno en los ríos Ulla, Lérez y Landro, en función de las capturas registradas en las estaciones de Ximonde, Bora y Landrove, respectivamente.

La evolución anual del valor medio de la longitud furcal en los reos que remontan los ríos Ulla, Lérez y Landro (Figura 6.3) es similar, como es lógico, a la evolución anual de la edad media marina (Figura 6.2); sin embargo, en este caso, en Ulla y Lérez se observan valores altos en primavera y, tras disminuir en verano, vuelven a recuperarse en otoño, aunque sin alcanzar los valores iniciales, mientras que en el Landro los valores más altos se dan al final del año.

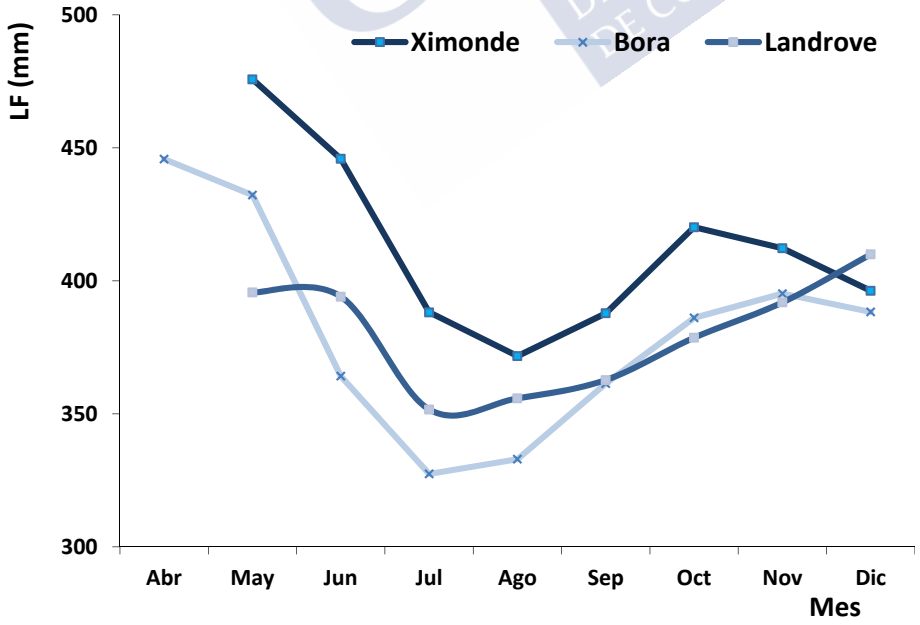


Figura 6.3: Evolución mensual de la longitud furcal (LF) en post-esguines de reo y adultos de retorno en los ríos Ulla, Lérez y Landro, en función de las capturas registradas en las estaciones de Ximonde, Bora y Landrove, respectivamente.

Por tanto, los datos de las estaciones de captura de los ríos Ulla, Lérez y Landro muestran un patrón de movimientos de adultos de retorno en el río similar, con pequeñas variaciones entre ellos (Figuras 6.2 y 6.3). En primavera se observa un remonte de reos de mayor tamaño y edad de mar y en verano una entrada de reos más jóvenes (principalmente post-esguines). Por último, tras el estiaje, en otoño se detecta otra entrada de reos que en el caso del Ulla y Lérez son de menor edad media marina y tamaño, pero que en el caso del Landro son de similar MAA y un tamaño que llega a ser superior al de los que remontan en primavera.

El análisis por clases de edad muestra que en el río Ulla (estación de Ximonde) la mayor proporción de reos capturados en remonte entre abril y junio pertenecen a las clases 1+SW y 2+SW, y partir de julio domina claramente la entrada de post-esguines (Figura 6.4).

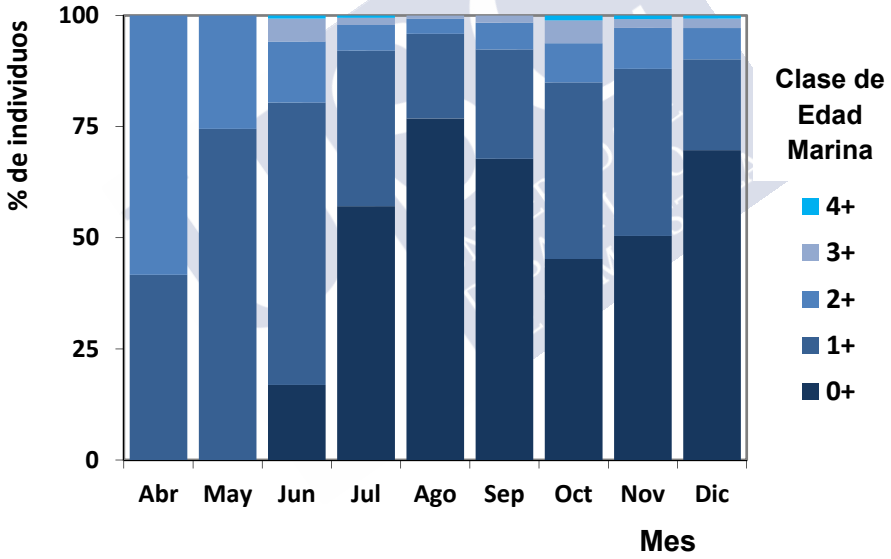


Figura 6.4: Variación mensual de la proporción de reos de las diferentes clases de edad de mar en el río Ulla (estación de Ximonde; periodo de captura: 1993-2006).

En el río Lérez (estación de Bora) en abril y mayo solo se capturan reos de uno o más inviernos de mar, pero a partir de junio dominan los 0+SW, y en otoño se equilibra la proporción, si bien dominan los 1+SW (Figura 6.5)

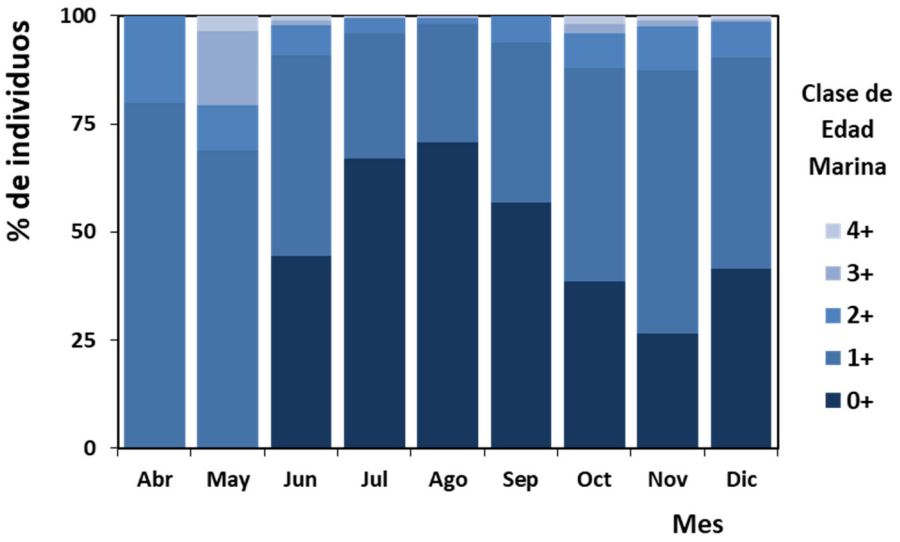


Figura 6.5: Variación mensual de la proporción de reos de las diferentes clases de edad de mar en el río Lérez (estación de Bora; periodo de captura: 1999-2006).

En el río Landro (Figura 6.6) el patrón de entrada del reo a lo largo del año es similar al de los ríos Ulla y Lérez; sin embargo, se aprecia que en otoño la proporción de entradas de post-esguines es menor que en estos dos ríos de las Rías Baixas, de ahí la mayor talla y edad marina al final de año.

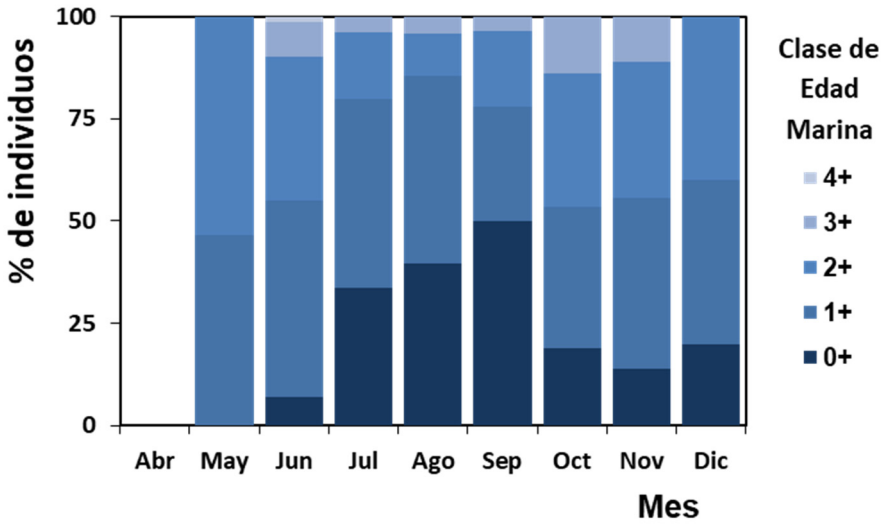


Figura 6.6 Variación mensual de la proporción de reos de las diferentes clases de edad de mar en el río Landro (estación de Landrove; periodo de captura: 1998-1999).

En cuanto al valor del factor de condición de los reos de las tres clases de edad marina más abundantes capturados en remonte (Figuras 6.7 y 6.8), la evolución a lo largo del año muestra que en las poblaciones de los ríos Ulla y Lérez tiende a disminuir en las tres clases de edad a medida que avanza el año, desde el inicio de la entrada de reos del mar en mayo (junio en los 0+SW) hasta la reproducción en diciembre.

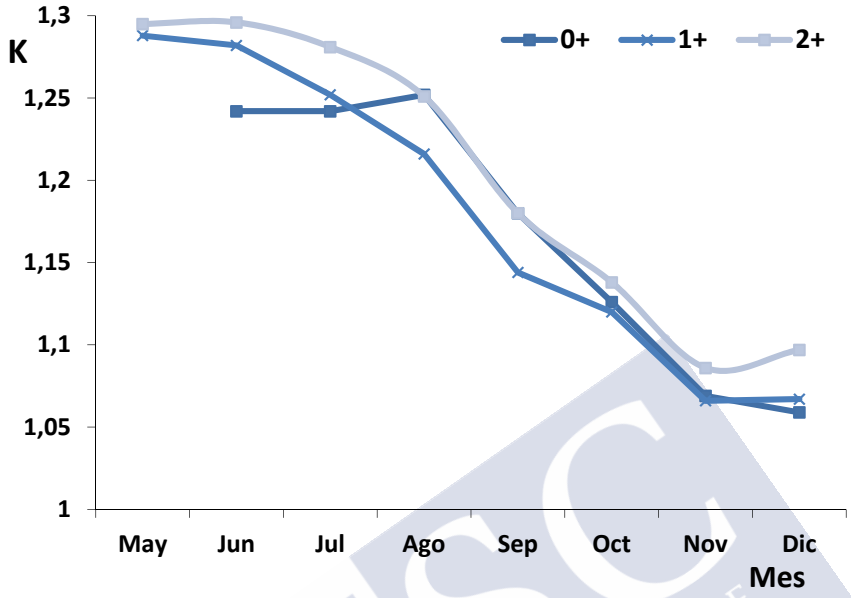


Figura 6.7: Evolución mensual del factor de condición (K) en post-esguines de reo y adultos de retorno en el río Ulla.

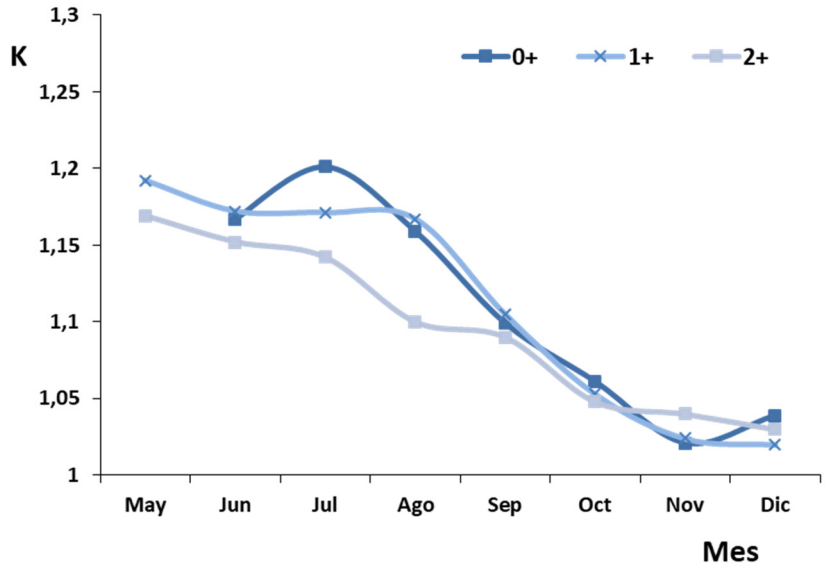


Figura 6.8: Evolución mensual del factor de condición (K) en post-esguines de reo y adultos de retorno en el río Lérez.

6.2.- CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS Y DEMOGRÁFICAS DE LOS ADULTOS DE RETORNO CAPTURADOS EN LAS ESTACIONES DE CAPTURA

Los valores medios de longitud, peso y factor de condición de los adultos de retorno de las cinco poblaciones de reo incluidas en este apartado se muestran en la tabla 6.2. La muestra corresponde a las estaciones de Ximonde (río Ulla), Liñares (río Liñares), Bora (río Lérez), A Freixa (río Tea) y Landrove (río Landro). El test de Kruskal-Wallis muestra que existen diferencias significativas para los cinco ríos en los tres parámetros comparados (K-W: Peso: χ^2= 744.15, gl= 4, P<0.000; Longitud: χ^2= 539.11, gl= 4, P<0.000; K: χ^2= 1203.34, gl= 4, P<0.000).

Tabla 6.2: Características biométricas de adultos de retorno de reo en los ríos Ulla, Lérez, Liñares, Tea y Landro (LF: longitud furcal; IC95%: intervalo de confianza del 95%).

		L.F. (mm)	Peso (g)	Factor de Condición (K)
Río	**n**	Media ± IC95%	Media ± IC95%	Media ± IC95%
Ulla	3639	400.93 ± 2.38	864. 71 ± 17.49	1.217 ± 0.01
Lérez	2011	358.99 ± 3.13	573.85 ± 16.19	1.133 ± 0.01
Liñares	178	393.09 ± 8.73	709.74 ± 52.54	1.047 ± 0.02
Tea	4201	405.23 ± 2.18	800.39 ± 15.95	1.001 ± 0.01
Landro	263	361.41 ± 8.13	522.85 ± 41.12	1.017 ± 0.02
Media		**393.12 ± 1.40**	**727.49 ± 9.26**	**1.083 ± 0.00**

6.2.1.- BIOMETRÍA DE LOS ADULTOS DE RETORNO

La realización de comparaciones múltiples post hoc para los valores medios observados mediante el test de Tukey segrega tres grupos: uno formado por las poblaciones del Ulla, Tea y Liñares, otro que solo incluye la población de reos del Lérez, y otro formado por la población del Landro. En estas dos últimas poblaciones se observa que la talla media es claramente inferior al resto (Figuras 6.9), y también una mayor dispersión en los datos de la población del Liñares y Landro debido al menor número de muestras obtenido.

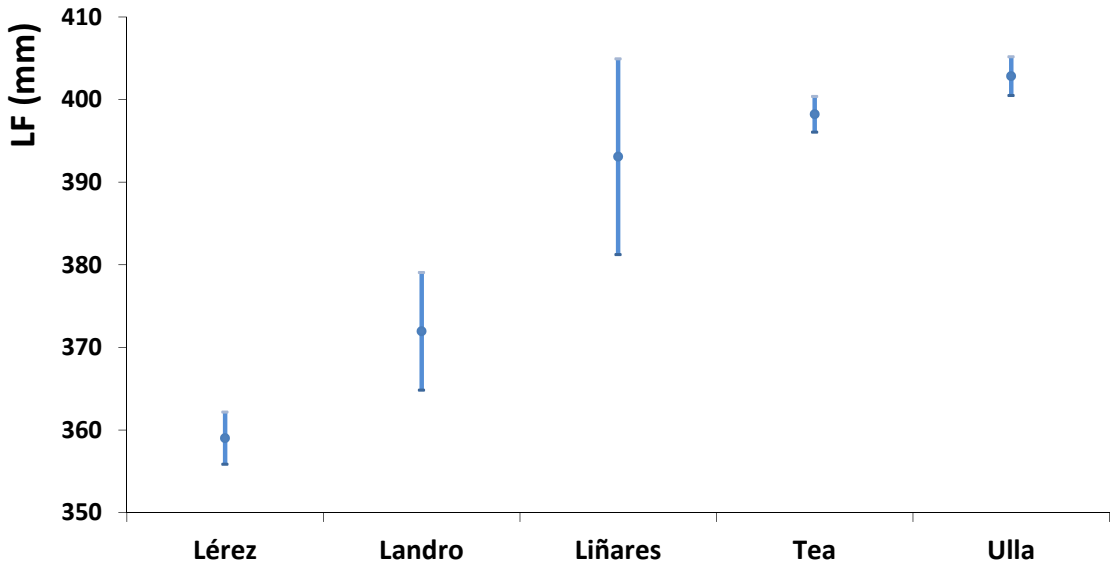


Figura 6.9 Talla media de los reos adultos en retorno capturados en las estaciones de Ximonde (río Ulla), Liñares (río Liñares), Bora (río Lérez), A Freixa (río Tea) y Landrove (río Landro) obtenida mediante el test de Tukey (±IC95 %)

La representación del porcentaje de adultos de retorno de las diferentes poblaciones en clases de talla de 1 cm (Figura 6.10) nos muestra la estructura de la población remontante en cada uno de los ríos. Debemos resaltar que sólo en los histogramas de los ríos Ulla y Landro se detectan dos modas, que sin duda corresponden a las clases de edad de mar 0+ y 1+, observándose ya claras diferencias entre ambas poblaciones, en las modas de cada clase y en la proporción de individuos pertenecientes a cada clase.

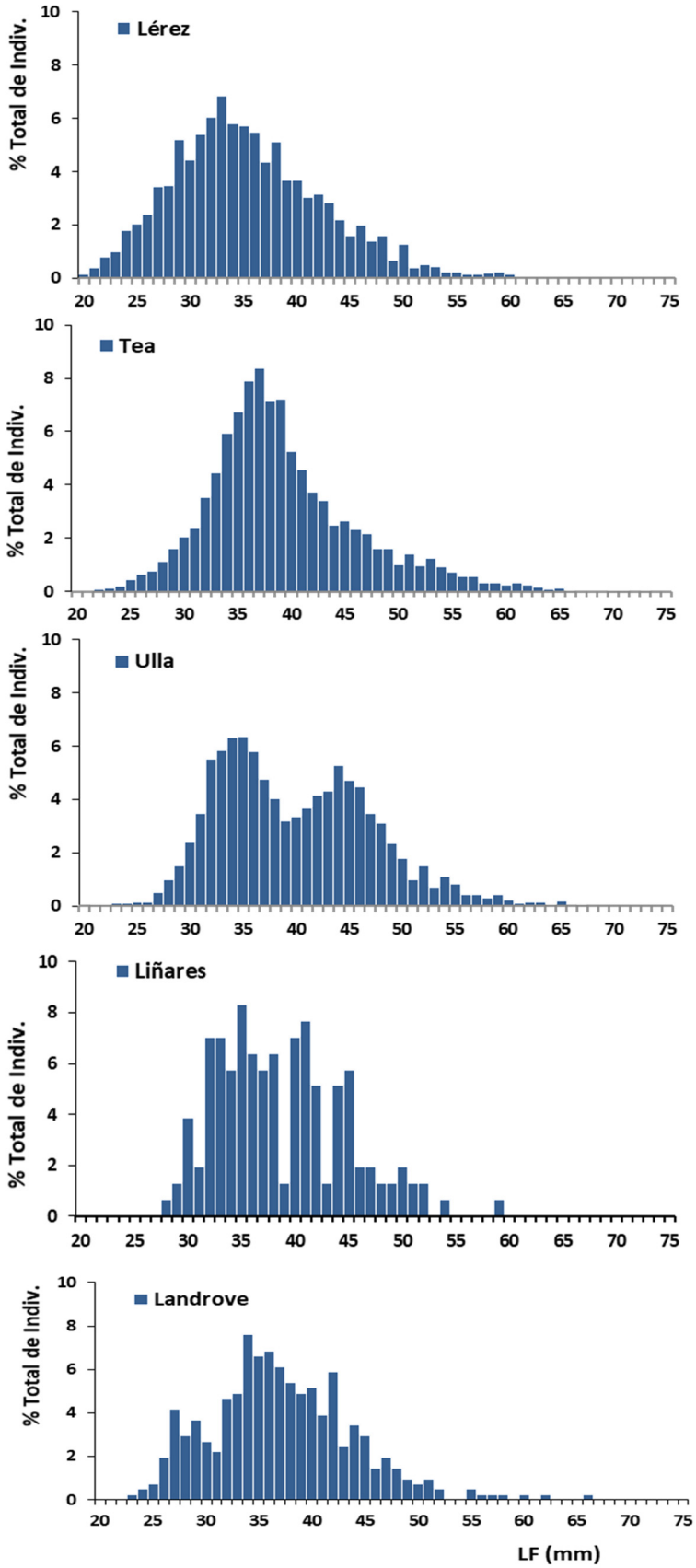


Figura 6.10: Histograma de frecuencias de talla de las poblaciones de adultos de retorno de reo en los ríos Ulla, Lérez, Tea, Liñares y Landro.

En la tabla 6.3 se muestran las tallas y pesos medios de los reos en los que se registró esta información en los distintos años para cuatro de los ríos analizados, ya que no se incluye el Landro por disponer de solo cuatro años de datos completos. La evolución anual del peso en estas cuatro poblaciones muestra una importante variación entre años (Figura 6.11). Solo se halló cierta correlación en la evolución interanual del peso (valores del coeficiente de correlación de Pearson entre 0.50 y 0.52) entre las poblaciones de los ríos Ulla, Liñares y Lérez.

Tabla 6.3: Número, longitud furcal (LF) y peso de los reos capturados en remonte en las estaciones de captura de los ríos Lérez (Bora, periodo: 1999-2018), Ulla (Ximonde, periodo: 1993-2018), Liñares (Liñares, periodo: 1994-2004) y Tea (A Freixa, periodo: 1997-2018).

	Bora (Lérez)			**Ximonde (Ulla)**			**Liñares (Liñares)**			**A Freixa (Tea)**		
	Nº	LF (mm)	Peso (g)	Nº	LF (mm)	Peso (g)	Nº	LF (mm)	Peso (g)	Nº	LF (mm)	Peso (g)
1993	-	-	-	110	447.19	1191.56	-	-	-	-	-	-
1994	-	-	-	116	392.55	747.57	6	377.17	572.00	-	-	-
1995	-	-	-	451	430.85	1136.76	38	402.21	759.38	-	-	-
1996	-	-	-	357	432.19	1100.98	23	398.83	749.61	472	-	-
1997	-	-	-	223	421.96	982.55	9	426.78	880.33	825	412.44	668.79
1998	-	-	-	181	402.06	836.02	7	366.67	431.60	1605	418.99	860.44
1999	185	337.01	475.79	694	360.49	605.41	14	380.00	620.10	2920	389.95	699.74
2000	163	365.28	601.82	276	403.38	853.48	4	347.33	510.33	907	399.24	535.28
2001	395	343.56	529.95	381	391.70	808.41	32	362.44	636.88	2110	420.27	892.06
2002	329	370.39	615.70	306	399.13	852.78	20	386.35	616.84	766	397.59	825.34
2003	229	374.82	631.48	126	410.96	860.49	18	390.28	654.22	461	410.36	853.84
2004	263	360.16	570.19	96	392.90	759.10	7	402.29	712.43	1543	382.59	683.40
2005	216	361.81	601.70	322	421.68	978.48	-	-	-	889	370.20	632.44
2006	231	362.90	607.71	273	376.51	747.37	-	-	-	333	430.74	1001.76
2007	84	393.88	745.23	25	416.72	964.56	-	-	-	603	427.71	1014.23
2008	144	371.51	605.67	289	376.75	747.01	-	-	-	877	404.95	768.74
2009	166	360.27	539.08	189	398.69	820.12	-	-	-	427	435.27	974.43
2010	156	346.12	518.10	157	399.52	851.33	-	-	-	442	429.84	961.88
2011	228	343.45	473.10	101	416.88	906.39	-	-	-	1110	426.84	919.59
2012	144	384.95	511.70	347	397.69	644.69	-	-	-	241	439.60	1066.02
2013	280	385.62	518.40	261	396.13	811.87	-	-	-	158	408.05	777.21
2014	119	376.95	658.73	192	432.14	1127.45	-	-	-	127	413.50	823.86
2015	118	343.67	467.17	138	434.07	892.72	-	-	-	140	405.51	737.38
2016	79	371.03	679.99	194	420.97	-	-	-	-	356	410.96	787.00
2017	90	375.53	589.59	135	414.11	-	-	-	-	24	363.73	567.18
2018	106	400.18	-	278	419.64	-	-	-	-	33	385.29	642.29
Total	**3725**			**6218**			**178**			**17369**		
Media		**366.45**	**575.84**		**407.919**	**839.92**		**393.09**	**709.74**		**405.23**	**800.39**

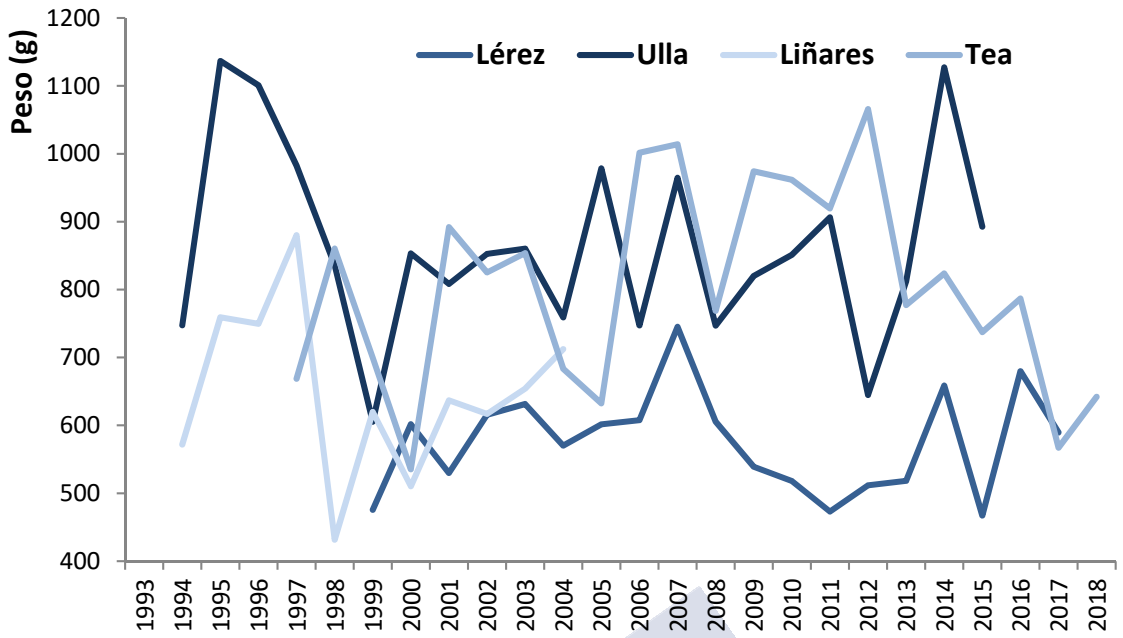


Figura 6.11: Evolución interanual del peso medio de los reos adultos de retorno en las poblaciones de los ríos Ulla, Liñares, Tea y Lérez.

6.2.2.- EDAD DE LOS ADULTOS DE RETORNO

En lo que se refiere a la edad marina, la Tabla 6.4 y la Figura 6.12 muestran la estructura poblacional obtenida en este estudio en los ríos Lérez, Ulla y Landro. La comparación de las edades marinas de las poblaciones del Lérez y Ulla no presenta importantes diferencias, ya que la MMA en el Lérez (1.66 años) es similar, aunque ligeramente inferior, a la del Ulla (1.68 años), y estas diferencias no son estadísticamente significativas (K-W, χ^2= 2.68, gl= 1, p= 0.101). Las dos poblaciones se caracterizan por una dominancia de los post-esguines y de los reos 1+SW de cerca del 90 %, la proporción de estas dos clases de edad es casi un 3 % superior en el Lérez, mientras que en las clases 2+SW y 3+SW es ligeramente superior en el Ulla.

Al incluir la población del Landro en la comparación las diferencias son más claras y significativas (K-W, χ^2= 123.52, d.f.= 2, P<0.000). Esto se debe a la mayor edad de mar de los reos del Landro (1.97 años), ya que la clase más abundante en este río son los 1+SW (40 %); además, la proporción de los 2+SW en este río cantábrico alcanza el 19.5 %, notablemente superior a la de los ríos Lérez y Ulla.

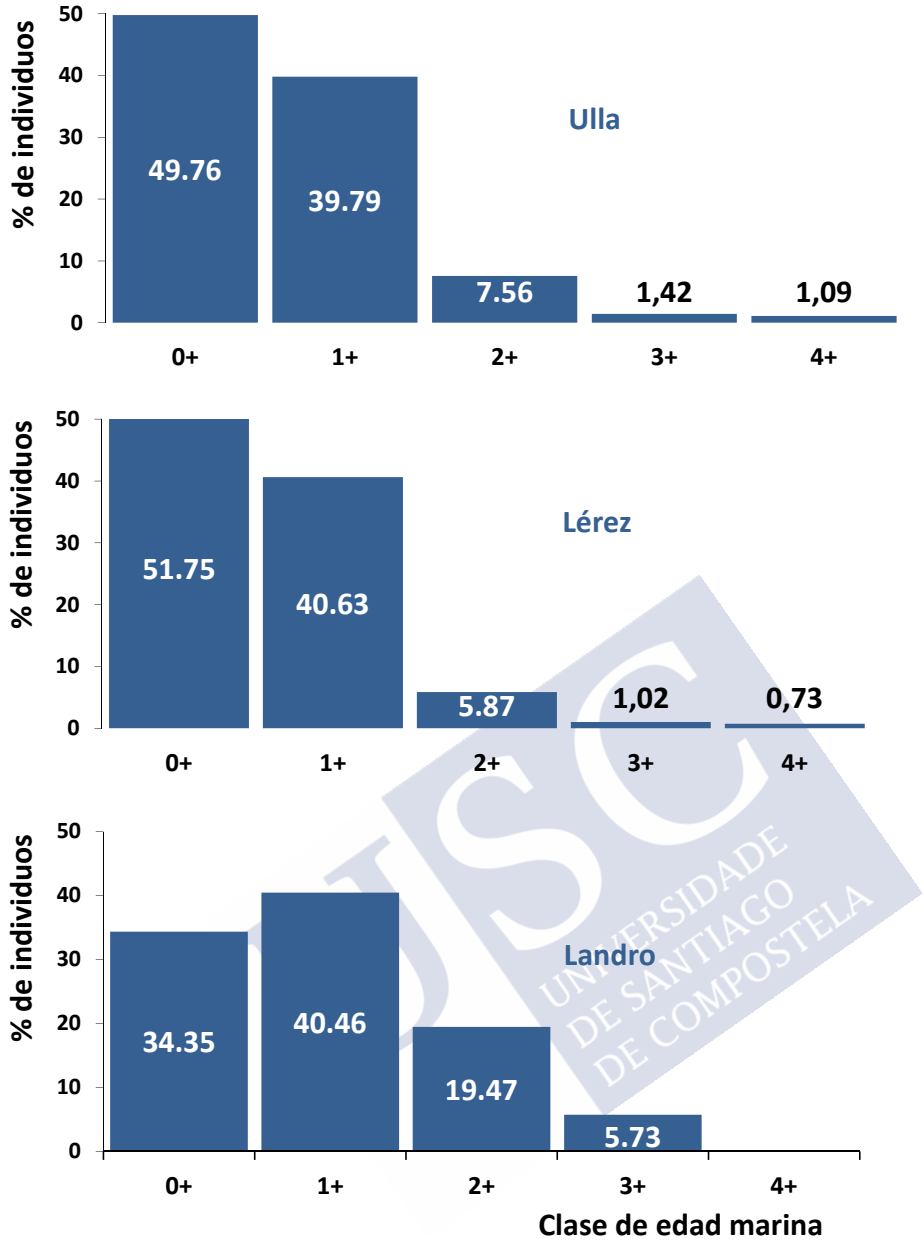


Figura 6.12: Estructura de las clases de edad marina en las poblaciones de reo de los ríos Lérez (estación de Bora), Ulla (estación de Ximonde) y Landro (estación de Landrove).

En lo referente a las variables biométricas para cada clase de edad marina, también incluidas en la Tabla 6.4, tras realizar el test no paramétrico de Kruskal-Wallis se observaron diferencias significativas en la talla, el peso y el factor de condición para cada clase de edad entre las tres poblaciones, siendo siempre los valores superiores en el Ulla e inferiores en el Landro. Las comparaciones múltiples post hoc para las medias observadas mediante el Test de T3 de Dunnett forman tres grupos con significación superior a 0.05, uno por río en cada clase de edad marina y en cada una de las tres variables comparadas (LF, peso y K).

Tabla 6.4: Estructura poblacional de las clases de edad marina y características biométricas de los adultos de retorno de reo de los ríos Ulla, Lérez y Landro (LF: longitud furcal; K = factor de condición; MAA: edad media marina adulta).

Estación de Ximonde. Río Ulla (1993-2005)					
Clases de Edad Marina			**LF (mm)**	**Peso (g)**	**K**
	n	%	Media±IC95%	Media±IC95%	Media±IC95%
0+	1858	47.27	341.71±1.51	490.54±7.41	1.201±0.012
1+	1583	40.27	436.67±1.93	1041.9±15.60	1.219±0.008
2+	390	9.92	506.54±3.63	1614.25±39.48	1.235±0.018
3+	86	2.19	582.36±7.86	2527.17±123.51	1.27±0.033
4+	12	0.31	620.83±30.23	2970.42±359.31	1.225±0.050
5+	1	0.03	695	3930	1.171
6+	1	0.03	710	-	-
Total	3931				
Media			405.06±3.08	879.66±16.81	1.214±0.007
MAA	1.68				
Estación de Bora. Río Lérez (1999-2005)					
Clases de Edad Marina			**LF (mm)**	**Peso (g)**	**K**
	n	%	Media±IC95%	Media±IC95%	Media±IC95%
0+	1053	49.76	306.32±2.27	343.57±7.31	1.159±0.012
1+	842	39.79	393.16±2.68	692.14±15.27	1.111±0.012
2+	160	7.56	466.14±5.47	1139.79±46.07	1.106±0.025
3+	30	1.42	518.57±16.77	1627.87±179.80	1.133±0.062
4+	23	1.09	556.61±13.30	1854.52±225.73	1.068±0.114
5+	5	0.24	612.8±16.75	2668.8±308.43	1.161±0.137
6+	3	0.14	624.33±45.04	2618±507.10	1.073±0.120
Total	2116				
Media			359.86±3.08	585.83±16.35	1.135±0.008
MAA	1.66				
Estación de Landrove. Río Landro (1998-1999)					
Clases de Edad Marina			**LF (mm)**	**Peso (g)**	**K**
	n	%	Media±IC95%	Media±IC95%	Media±IC95%
0	90	34.35	295.12±5.81	283.01±15.78	1.083±0.025
1	106	40.46	362.25±4.29	475.96±20.27	0.994±0.027
2	51	19.47	432.65±8.46	785.35±67.18	0.947±0.042
3	15	5.73	491±18.00	1217±185.54	1.012±0.098
Total	262				
Media			360.27±7.84	512.33±35.72	1.017±0.018
MAA	1.97				

La estructura de la población de reo en los ríos Lérez, Ulla y Landro, establecida tras relacionar la edad de río con la edad de mar de los individuos con la edad fluvial determinada (Tabla 6.5) muestra la existencia de reos de 17 clases de edad río/edad mar diferentes en el Lérez, 20 en el Ulla y 9 en el Landro, si bien hemos de tener en cuenta el menor tamaño de muestra de esta población.

También hallamos diferencias significativas en la edad fluvial entre las poblaciones del Lérez, Ulla y Landro (K-W, χ^2= 141.09, d.f.= 2, P<0.001), con una edad media de esguinado (MSA) de 2.38 en el Lérez, 2.26 en el Ulla y 2.58 en el Landro. Tanto en el Lérez como en el Ulla la clase de edad fluvial dominante es la de los esguines de 2 años, en una mayor proporción en el Ulla, mientras que en el Landro son más abundantes los esguines de 3 años de río.

Tabla 6.5: Estructura de la población de reos de los ríos Lérez, Ulla y Landro (MSA = edad media de esguinado).

RÍO LÉREZ	**Edad Marina**													
	0+		1+		2+		3+		4+		5+	6+	Total	
Edad fluvial	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	n	N	%
1	3	0.32	7	0.93	2	1.48	-	-	-	-	-	-	12	0.64
2	564	59.56	466	61.89	76	56.30	24	92.31	15	88.24	4	2	1151	61.09
3	378	39.92	279	37.05	57	42.22	2	7.69	2	11.76	-	-	718	38.11
4	2	0.21	1	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0.16
Sin det.	108	-	88	-	25	-	4	-	6	-	1	1	233	-
MSA		2.40		2.36		2.41		2.08		2.12				**2.38**
RÍO ULLA	**Edad Marina**													
	0+		1+		2+		3+		4+		5+	6+	Total	
Edad fluvial	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	n	n	%
1	3	0.34	14	2.02	2	1.25	4	5.41	-	-	-	-	23	1.25
2	612	68.69	520	75.04	115	71.88	64	86.49	11	91.67	1	1	1324	72.23
3	269	30.19	154	22.22	42	26.25	6	8.11	1	8.33	1	-	473	25.80
4	7	0.79	5	0.72	1	0.63	-	-	-	-	-	-	13	0.71
Sin det.	887	-	843	-	222	-	11	-	-	-	-	-	1963	-
MSA		2.31		2.22		2.26		2.03		2.08		-	-	**2.26**
RÍO LANDRO	**Edad Marina**													
	0+		1+		2+		3+		4+		5+	6+	Total	
Edad fluvial	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	n	n	**%**
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	18	21.69	50	49.50	27	62.79	8	80.00	-	-	-		103	43.46
3	62	74.70	51	50.50	16	37.21	2	20.00	-	-	-	-	131	55.27
4	3	3.61		-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1.27
Sin det.	7	-	5	-	8	-	5	-	-	-	-	-	25	-
MSA		2.82		2.50		2.37		2.20			-	-	-	**2.58**

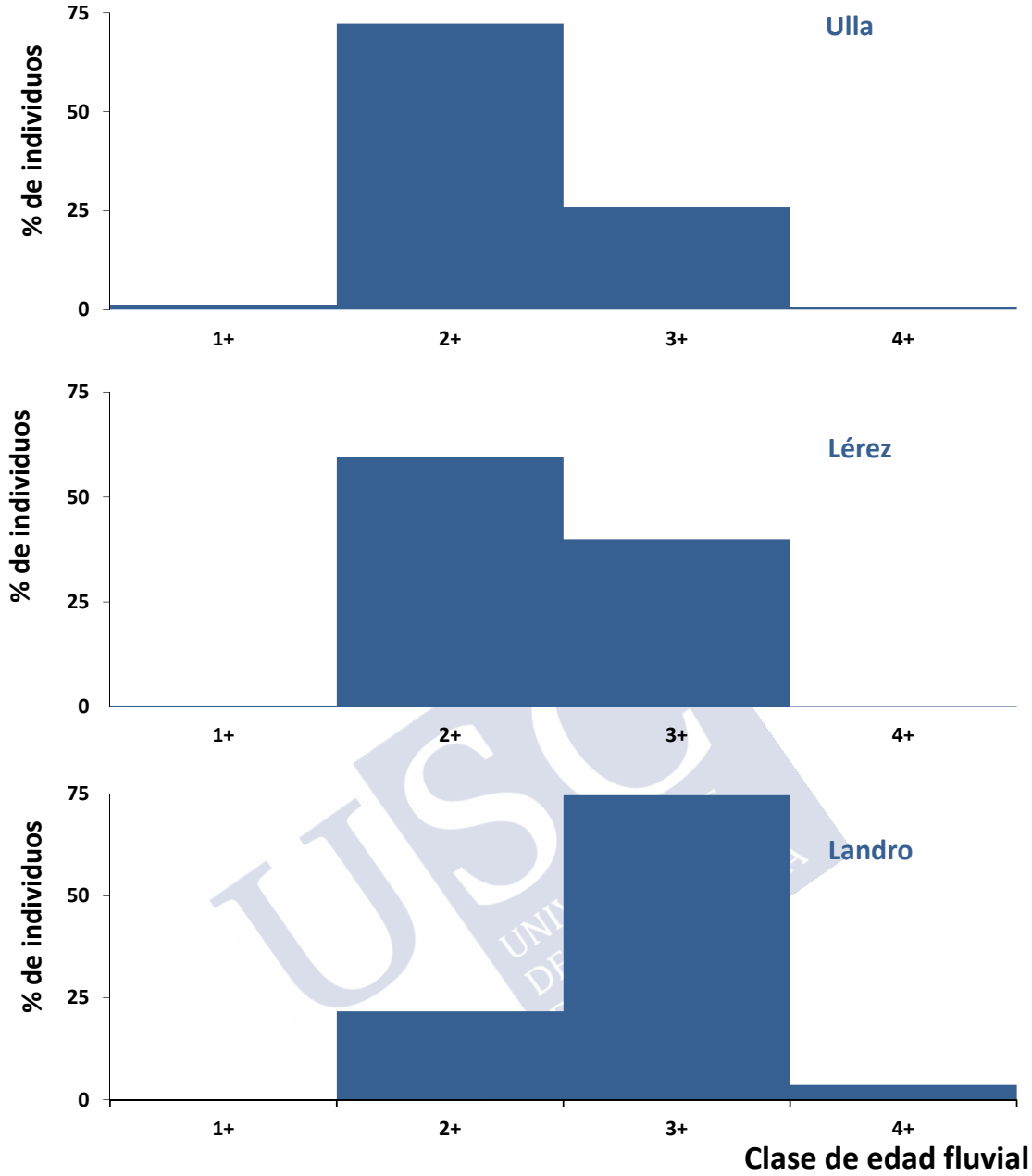


Figura 6.13: Estructura de clases de edad fluvial en las poblaciones de reo de los ríos Lérez, Ulla y Landro.

Analizando río por río, el test de Kruskal -Wallis también muestra diferencias significativas en la edad fluvial entre las distintas clases de edad marina (K-W: Lérez χ^2= 17.19, gl = 4, p= 0.002; Ulla, χ^2= 35.92, gl= 4, p<0.001; Landro χ^2= 32.22, gl= 3, p<0.001). En las tres poblaciones se observa tendencia a que cuanto menor es la edad marina mayor es la de esguinado (Figura 6.14), tendencia que resulta más clara en el río Landro.

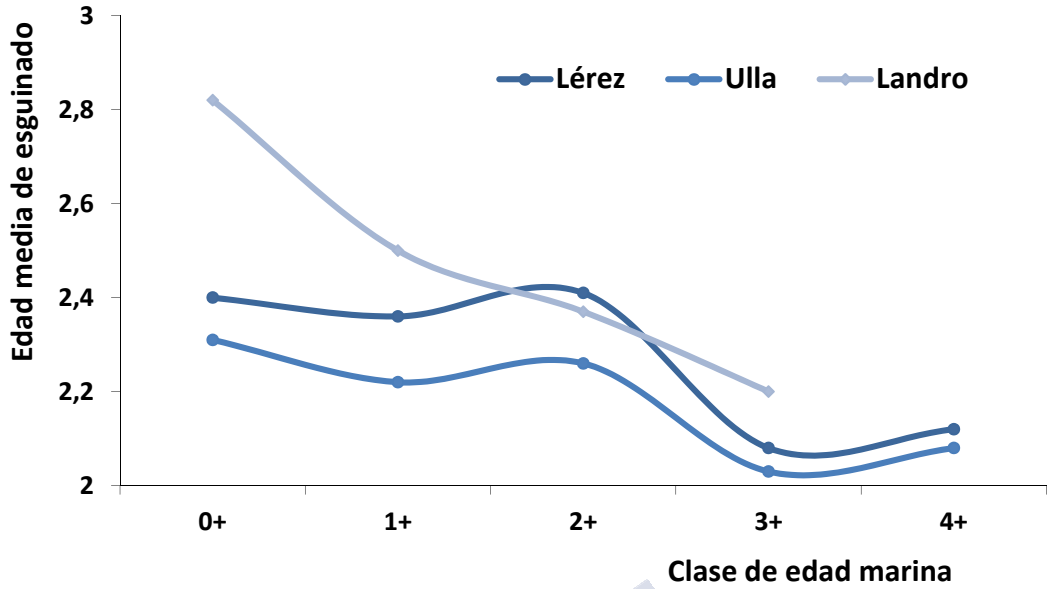


Figura 6.14: Edad media de esguinado en distintas clases de edad marina, en las poblaciones de reos de los ríos Lérez, Ulla y Landro.

6.3.- CALENDARIO Y CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS Y DEMOGRÁFICAS DE LOS ADULTOS DE RETORNO, SEGÚN LOS DATOS OBTENIDOS EN LA PESQUERÍA GALLEGA DE REO

Usamos en este apartado los datos de los reos capturados en los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla entre 1997 y 2006 (Tabla 6.6), ya que en 1995 y 1996 la normativa respecto a la talla mínima no era la misma en todos los ríos. Además, durante el período 1997-2006 la temporada de pesca en los ríos indicados tuvo la misma duración (de mayo a septiembre).

Tabla 6.6: Capturas mensuales en la pesquería recreativa de reo en los ocho ríos gallegos estudiados según los datos existentes de 1997 a 2006. (% Ac.: porcentaje acumulado).

	Mayo			Junio			Julio			Agosto			Septiembre		Total
Río	n	%	% Ac.	n	%	% Ac.	n	%	% Ac.	n	%	% Ac.	n	%	n
Eume	100	1.76	1.76	927	16.35	18.12	1719	30.33	48.45	1545	27.26	75.71	1377	24.29	5668
Grande	71	5.18	5.18	162	11.82	17.01	340	24.82	41.82	289	21.09	62.92	508	37.08	1370
Landro	7	0.77	0.77	58	6.42	7.19	159	17.59	24.78	204	22.57	47.35	476	52.65	904
Mandeo	264	9.85	9.85	689	25.70	35.55	546	20.37	55.91	504	18.80	74.71	678	25.29	2681
Masma	7	1.87	1.87	33	8.82	10.70	115	30.75	41.44	130	34.76	76.20	89	23.80	374
Sor	436	11.75	11.75	1159	31.24	42.99	930	25.07	68.06	584	15.74	83.80	601	16.20	3710
Tambre	54	1.67	1.67	161	4.97	6.64	415	12.82	19.46	905	27.95	47.41	1703	52.59	3238
Ulla	21	1.29	1.29	181	11.13	12.42	407	25.03	37.45	473	29.09	66.54	544	33.46	1626
Total	960			3370			4631			4634			5976		19571
Media		4.91	4.91		17.22	22.12		23.66	45.79		23.68	69.47		30.53	

En el porcentaje de frecuencia acumulada del número de reos pescados se puede apreciar importantes diferencias en el momento de captura entre los diversos ríos (Figura 6.15). Así, podemos clasificar los ríos en tres grupos:

- Un primer grupo de entrada más temprana formado por los ríos Sor y Mandeo, que entre los dos primeros meses de la temporada alcanzan una frecuencia acumulada del 43 % y 35 %, respectivamente, y que presentan en el mes de junio la mayor proporción de capturas.
- Un segundo grupo intermedio que incluiría los ríos Eume, Masma y Ulla, que alcanzan en agosto una frecuencia acumulada de entre el 66 y el 76 %, y que presentan en los meses de julio y agosto la mayor proporción de capturas.
- Y, finalmente, un tercer grupo de capturas más tardías, formado por los ríos Grande, Landro y Tambre, que en agosto sólo alcanzan una frecuencia acumulada de entre el 47 y el 63 %, y que presentan en septiembre la mayor proporción de capturas.

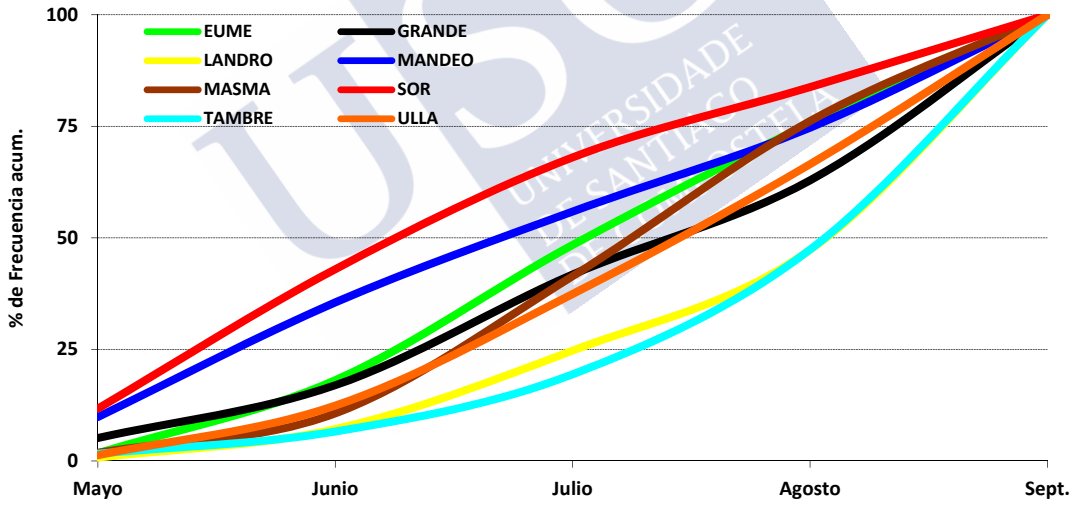


Figura 6.15: Porcentaje acumulado de la frecuencia de capturas de reo mediante pesca deportiva en los ríos Eume, Landro, Masma, Tambre, Grande, Mandeo, Sor y Ulla entre 1997 y 2006.

Si tratamos los meses como una variable continua (de 5 = mayo a 9 = septiembre) el test de Kruskal-Wallis nos muestra diferencias significativas entre los distintos ríos (K-W: χ^2= 2481.83 gl= 7 p<0.001) y realizando la prueba post hoc T3 de Dunnett observamos una clasificación parecida a la mencionada, aunque en este caso se forman siete subgrupos (Tabla 6.7).

Tabla 6.7: Resultados de la prueba post hoc T3 de Dunnet de comparaciones múltiples según el número de reos capturados por mes en la pesquería deportiva para los ocho ríos gallegos analizados en este estudio.

Río	N	Subconjunto						
		1	2	3	4	5	6	7
Sor	4609	6.83						
Mandeo	3254		7.27					
Eume	6920			7.56				
Masma	404			7.65	7.65			
Ulla	1743				7.75	7.75		
Grande	1617					7.79		
Landro	996						8.14	
Tambre	4126							8.27
Significación		**1.000**	**1.000**	**0.381**	**0.338**	**0.975**	**1.000**	**1.000**

Para determinar los valores de longitud furcal, peso y factor de condición a partir de los datos de la pesquería gallega de reo en estas ocho poblaciones hemos usado los datos obtenidos entre 1995 y 2009 (Tabla 6.8), puesto que desde la temporada 1997 se aplicó en toda Galicia la normativa de pesca que modificó la talla mínima de 25 a 30 cm. Así, para que los datos sean comparables se excluyeron de este análisis los de cerca de 1300 reos de entre 25 y 30 cm de longitud que fueron legalmente registrados en los años 1995 y 1996.

De los datos de los casi treinta mil reos estudiados en este trabajo se obtuvieron los siguientes valores medios: 586.75 g de peso, 364.34 mm de longitud y un valor del factor K de 1.12. Las diferencias entre los ocho ríos analizados fueron significativas para los tres parámetros: peso (K-W: χ^2= 881.73 gl= 7 p<0.001), longitud (K-W: χ^2= 1171.49 gl= 7 p<0.001) y factor de condición (K-W: χ^2= 1241.96 gl= 7 p<0.001).

Tabla 6.8: Características biométricas de ocho poblaciones de reo según los datos obtenidos en la pesquería. Datos de los años 1995 a 2009. (LF: longitud furcal; K. factor de condición)

Río	LF (mm)	Peso (g)	K	n
Eume	352.34±1.24	535.55±7.52	1.122±0.003	8059
Grande	346.65±2.05	516.23±11.26	1.138 ±0.005	2302
Landro	367.91±3.10	535.71±16.20	1.024± 0.006	1288
Mandeo	369.12±1.54	599.57±8.978	1.125± 0.004	4040
Masma	369.16±4.86	541.50±24.44	1.049±0.012	488
Sor	362.29±1.76	572.72±8.421	1.112± 0.003	5789
Tambre	389.12±1.85	718.23±11.85	1.105±0.004	4928
Ulla	364.72±2.17	606.77±12.76	1.164± 0.006	2184
Media	364.34±0.70	586.75±3.96	1.117 ±0.002	
Total				29078

Los valores medios de longitud furcal y peso obtenidos en cada uno de estos ríos se muestran en la figura 6.16. Se observa que los mayores valores de talla corresponden a los dos ríos de mayores dimensiones (Ulla y Tambre), le siguen un grupo de cuatro ríos (los tres Cantábricos y el Mandeo) y por último con la talla media más baja se encuentran el Eume y el Grande. En el caso del peso, como es lógico, se observa algo parecido, pero las diferencias no son tan claras.

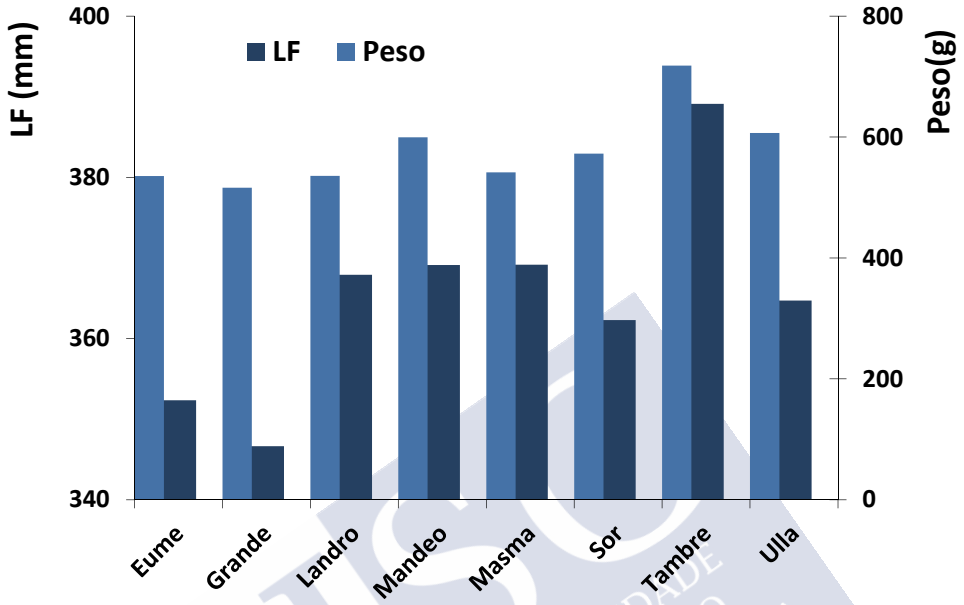


Figura 6.1: Características de biométricas de las poblaciones de reo analizadas según los datos obtenidos en la pesquería. Datos de los años 1995 a 2009. (LF: longitud furcal)

En lo que respecta a la estructura de la población, hemos usado los datos de edades de la pesquería gallega obtenidos entre 1995 y 2002, al ser este el período en el cual se determinó la edad mediante lectura de escamas. El número y proporción de individuos asignados a las distintas clases de edad, tanto de río como de mar, así como las edades medias de esguinado (MSA) y marinas (MAA) se muestran en la Tabla 6.9.

Se detectaron cuatro clases de edad fluvial (entre 1+ y 4+) y siete de edad marina (entre 0 y 6 inviernos marinos), de modo que de las 28 combinaciones posibles de edades río-mar se detectaron en toda la muestra un total de 19. Los ríos Eume, Mandeo y Sor presentaron 14 clases de edad río-mar, por 13 en el Tambre, 9 en el Grande y 8 en Masma y Ulla. La clase río-mar mayoritaria fue la 2-1 (dominante en Eume, Mandeo y Masma) con un 34 % del total de la muestra; le sigue en importancia la 2-0 (dominante en Grande, Tambre y Ulla) con un 20 % y la 3-1 (dominante en Sor y Landro) con un 16 %. En conjunto, las clases 2-1, 2-0, 2-2, 3-1 y 3-0 alcanzan el 90 % del total de la muestra.

Tabla 6.9: Estructura de la población de reo (edad fluvial + edad marina) en los ríos gallegos estudiados según los datos de la pesquería deportiva de los años 1997 a 2006. (MSA: edad media de esguinado. MAA: edad media marina adulta).

Río	Edad fluvial	Edad Marina												
		0+		1+		2+		3+		4+		Total		
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	MAA
Eume 14 Clases	1	-	-	9	0.35	9	1.64	5	6.85	-	-	23	0.53	2.83
	2	773	67.69	2031	79.30	425	77.55	54	73.97	12	52.17	3296	75.80	1.94
	3	369	32.31	521	20.34	114	20.80	14	19.18	11	47.83	1029	23.67	1.81
	Total	1142	26.26	2561	58.90	548	12.60	73	1.68	23	0.53	4.348		**1.91**
	MSA		**2.32**		**2.20**		**2.19**		**2.12**		**2.48**		**2.23**	
Grande 9 Clases	2	298	64.22	265	56.87	49	69.01	4	40.00	4	-	620	61.08	1.63
	3	166	35.78	201	43.13	22	30.99	6	60.00	-	-	395	38.92	1.67
	Total	464	45.71	466	45.91	71	7.00	10	0.99	4	0.39	1015		**1.64**
	MSA		**2.36**		**2.43**		**2.31**		**2.60**		**-**		**2.39**	
Landro 10 Clases	2	50	32.05	121	40.47	22	24.44	11	64.71	1	-	205	36.41	1.99
	3	102	65.38	174	58.19	68	75.56	6	35.29	-	-	350	62.17	1.94
	4	4	2.56	2	0.67	-	-	-	-	-	-	6	1.07	1.33
	Total	156	27.71	299	53.11	90	15.99	17	3.02	1	-	563		**1.95**
	MSA		**2.71**		**2.59**		**2.76**		**2.35**		-		**2.64**	
Mandeo 14 Clases	1	12	3.92	17	1.02	11	2.20	1	1.41	-	-	41	1.60	2.02
	2	172	56.21	1.304	78.04	415	83.17	62	87.32	14	0.71	1968	76.81	2.21
	3	122	39.87	350	20.95	73	14.63	8	11.27	-	-	553	21.58	1.94
	Total	306	11.94	1671	65.22	499	19.48	71	2.77	14	0.55	2562	**2.20**	**2.15**
	EME		**2.36**		**2.20**		**2.12**		**2.10**		-		**2.20**	
Masma 8 Clases	2	63	65.63	113	81.29	36	90.00	11	-	2	-	225	78.13	2.00
	3	33	34.38	26	18.71	4	10.00	-	-	-	-	63	21.88	1.54
	Total	96	33.33	139	48.26	40	13.89	11	3.82	2	0.69	288		**1.90**
	MSA		**2.34**		**2.19**		**2.19**		-		-		**2.22**	
Sor 14 Clases	2	132	37.93	439	26.97	271	31.29	66	40.49	11	34.38	923	30.26	2.32
	3	216	62.07	1188	72.97	595	68.71	97	59.51	21	65.63	2126	69.70	2.29
	4	-	-	1	0.06	-	-	-	-	-	-	1	0.03	2.00
	Total	348	11.41	1628	53.38	866	28.39	163	5.34	32	1.05	3050		**2.30**
	MSA		**2.62**		**2.73**		**2.69**		**2.60**		**2.66**		**2.70**	
Tambre 13 Clases	1	70	4.96	75	7.31	34	5.69	2	5.56	-	-	181	5.89	1.82
	2	1175	83.27	869	84.70	518	86.62	29	80.56	3	-	2594	84.39	1.77
	3	166	11.76	82	7.99	46	7.69	5	13.89	-	-	299	9.73	1.63
	Total	1411	45.90	1026	33.38	598	19.45	36	1.17	3	0.10	3074		**1.76**
	MSA		**2.07**		**2.01**		**2.02**		**2.08**		-		**2.04**	
Ulla 8 Clases	1	18	2.32	9	2.36	-	-	-	-	-	-	27	2.26	1.33
	2	593	76.32	332	87.14	34	-	1	-	-	-	960	80.47	1.42
	3	166	21.36	40	10.50	-	-	-	-	-	-	206	17.27	1.19
	Total	777	65.13	381	31.94	34	2.85	1	0.08	-	-	1193		**1.41**
	MSA		**2.19**		**2.08**		-		-		-		**2.15**	
Total 19 Clases	1	100	2.13	110	1.35	54	1.97	8	2.09	-	-	272	1.70	1.89
	2	3256	69.28	5474	67.01	1770	64.46	238	62.30	47	59.49	10791	67.05	1.92
	3	1340	28.51	2556	31.61	922	33.58	136	35.60	32	40.51	4958	30.81	2.00
	4	4	0.09	3	0.04	-	-	-	-	-	-	7	0.04	1.43
	Total	4700	29.21	8169	50.77	2746	17.06	382	2.37	79	0.49	16091		**1.94**
	MSA		**2.27**		**2.30**		**2.32**		**2.34**		**2.41**			**2.30**

La edad total varió de 1 a 8 años, esta edad máxima de 8 años se dio en 12 reos de entre 5 y 6 años de mar. La edad media total MTA (edad de río + edad de mar, MSA+MAA) para las ocho poblaciones estudiadas varió desde los 3.53 años del Ulla hasta los 5 del Sor (Figura 6.18).

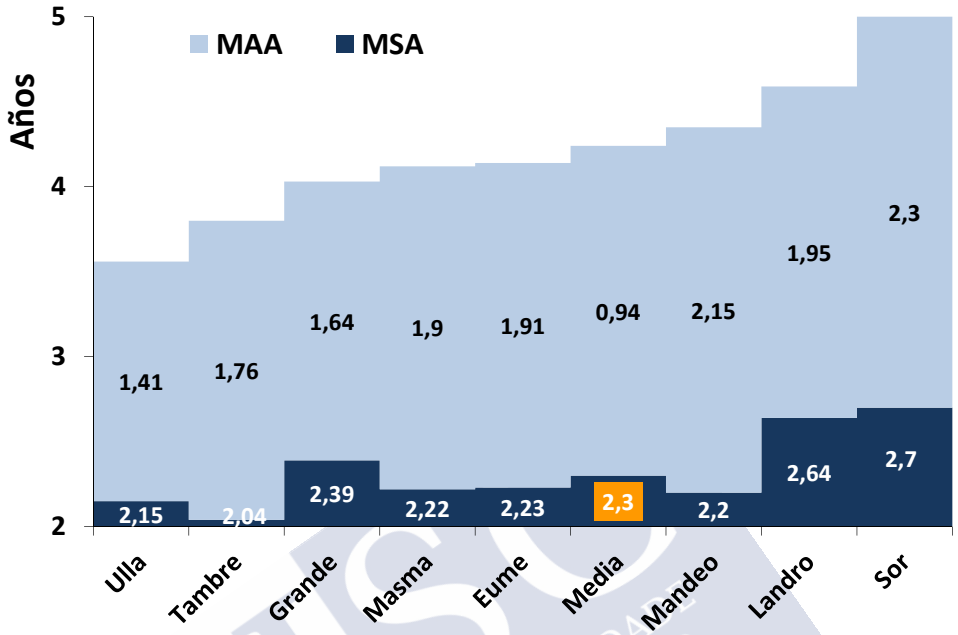


Figura 6.18: Edad media de esguinado (MSA) y edad media marina adulta (MAA) (MTA = MSA+MAA) en reos procedentes de la pesquería deportiva en los ríos gallegos estudiados (datos de 1995 a 2002).

Hemos hallado diferencias estadísticamente significativas al comparar tanto la edad de río como la de mar, y por lo tanto también en la total, en los ocho ríos estudiados. Así el resultado del test de Kruskal-Wallis obtenido para la edad río fue χ^2= 3487.3, mientras que para la edad de mar fue χ^2= 2003.4 y para la edad total χ^2= 3666.7 (gl= 7 y p<0.001 en todos los casos). En la agrupación que se forma comparando la edad de río, la de mar y la total mediante el test post hoc T3 de Dunnett (Tabla 6.10) se puede observar que los ríos Tambre y Ulla forman grupos diferenciados por su menor edad fluvial y marina, respectivamente, así como por su menor edad total; el río Grande, al que corresponde la tercera edad fluvial mayor y la segunda edad marina menor, resulta agrupado con las dos poblaciones de valores intermedios (Eume y Masma); finalmente el Mandeo (con una elevada edad marina), el Landro (con la segunda mayor edad fluvial) y el Sor (con los mayores valores en ambas edades), forman cada uno un grupo significativamente diferente del resto de poblaciones.

Tabla 6.10: Test post hoc de comparaciones múltiples en edades de río, de mar y total entre ocho poblaciones gallegas de reo.

EDAD DE RÍO

		Subconjunto				
Río	**N**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Tambre	3074	2.04				
Ulla	1193		2.15			
Mandeo	2562		2.20	2.20		
Masma	288			2.22		
Eume	4348			2.23		
Grande	1015				2.39	
Landro	563					2.64
Sor	3050					2.70
Significación		**1.000**	**0.198**	**0.763**	**1.000**	**0.069**

EDAD DE MAR

		Subconjunto					
Río	**N**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Ulla	1193	1.38					
Grande	1015		1.65				
Tambre	3074			1.70			
Masma	288				1.90		
Eume	4348				1.91		
Landro	563				1.95		
Mandeo	2562					2.15	
Sor	3050						2.33
Significación		**1.000**	**1.000**	**1.000**	**0.877**	**1.000**	**1.000**

EDAD TOTAL (RÍO + MAR)

		Subconjunto					
Río	**N**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Ulla	1193	3.53					
Tambre	3074		3.81				
Grande	1015			4.04			
Masma	288			4.12			
Eume	4348			4.15			
Mandeo	2562				4.35		
Landro	563					4.59	
Sor	3050						5.02
Significación		**1.000**	**1.000**	**0.065**	**1.000**	**1.000**	**1.000**

6.4.- RECAPTURAS DURANTE LA ESTANCIA EN EL RÍO

En las estaciones de captura de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla) se recapturaron 91 ejemplares durante el mismo año en el que fueron marcados. De ellas, en la estación de Ximonde se realizaron 77 recapturas, de las que solo 6 (7.8 %) mostraron una variación positiva en peso desde el marcado, mientras que en Bora se obtuvieron 14 recapturas, de las que 4 (28.6%) mostraron una variación en peso positiva (Figura 6.18).

Las diferencias entre los datos del Ulla y los del Lérez no fueron significativas ni para la variación en longitud, ni para la variación diaria de la talla, ni para la diferencia en el factor de condición K entre el marcado y la recaptura; sin embargo, las diferencias en la variación en peso si fueron significativas (t de Student: $t= 4.08$ $gl= 26.1$ $p<0.000$), así como las diferencias en la variación diaria en peso (t de Student: $t= 3.5$ $gl= 89$ $p= 0.001$).

El valor medio de pérdida en peso, tanto absoluto como diario, fue superior en el río Ulla (Tabla 6.15), mientras que la variación en longitud, tanto diaria como absoluta, fue superior en el río Lérez. También cabe destacar, si bien no se trata de una diferencia estadísticamente significativa, el mayor tiempo medio entre capturas observado en el río Lérez con respecto al Ulla.

Tabla 6.15: Valores medios de la variación en peso, talla y factor de condición, en los reos recapturados el mismo año del marcado en las estaciones de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla).

	Río Lérez	Río Ulla
n	14	77
Tiempo medio entre capturas (días)	89.79	70.20
Variación en peso (g)	-26.57	-121.8
Variación en peso/día (g/día)	0.144	-1.69
Variación en longitud (mm)	13.21	2.00
Variación en longitud/día (mm/día)	0.32	0.02
Variación en el factor de condición (K)	-0.157	-0.159
% Variación en peso /peso captura	-0.547	-10.341

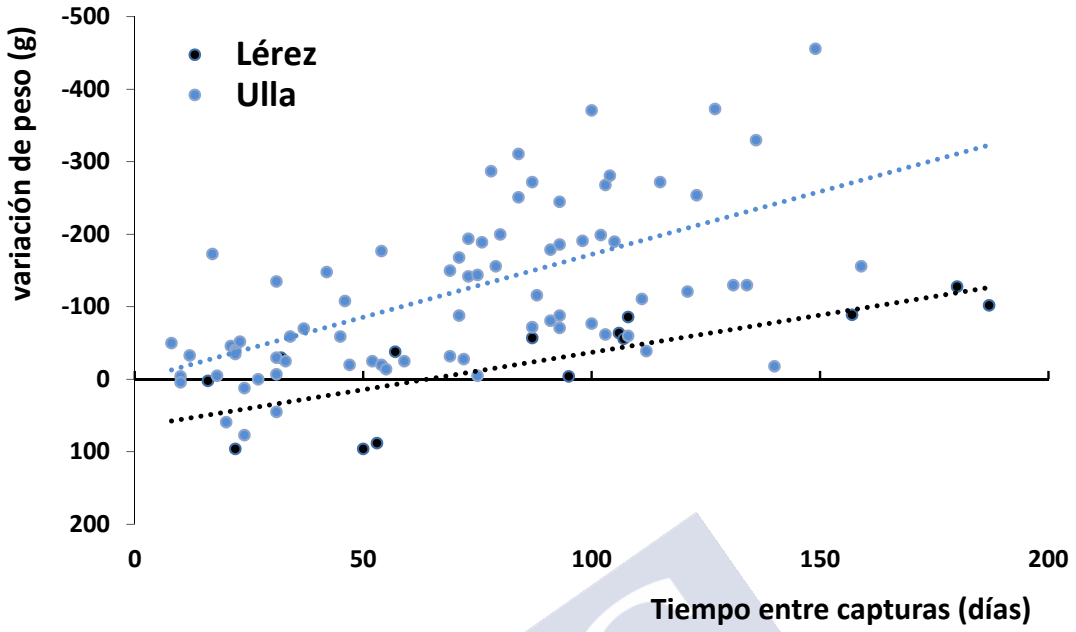


Figura 6.18: Variación de peso en 91 reos recapturados durante el mismo año de marcado en los ríos Ulla y Lérez.

Finalmente se realizó un test de Kruskal-Wallis para comparar los parámetros de variación de peso en las recapturas obtenidas en el mismo año del marcado entre tres clases de edad marina (0+, 1+ y 2+ inviernos marinos). Los resultados pueden observarse en la Tabla 6.16 y en la Figura 6.19 y podemos destacar que existen diferencias en los tres parámetros de variación de peso analizados, observándose una tendencia clara al incremento en la pérdida de peso en la recaptura a medida que aumenta la edad marina. Estas diferencias solo son significativas en el Ulla (excepto para la tasa de variación en el peso con relación al peso en la captura); en el caso del Lérez hay que tener en cuenta que el número de datos es escaso, pero llama la atención que para los postesguines (0+) la variación en peso sea positiva.

Tabla 6.16: Valores medios de la variación en peso en recapturas obtenidas durante el mismo año de marcado, en las estaciones de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla) en diferentes clases de edad marina.

	Río Lérez				
	Clases de edad marina			Kruskal-Wallis	
	0+	1+	2+	χ^2	Sig.
n	6	6	2		
Variación en peso (g)	11.67	-67.67	-18.00	2.44	0.295
Variación en peso (g/día)	1.02	-0.59	-0.27	2.74	0.254
% Variación en peso/peso captura	8.99	-9.37	-2.68	1.64	0.441

	Río Ulla				
	Clases de edad marina			Kruskal-Wallis	
	0+	1+	2+	χ^2	Sig.
n	24	25	28		
Variación en peso (g)	-47.29	-148.76	-161.50	18.07	0.000
Variación en peso (g/día)	-1.05	-1.94	-12.11	18.33	0.000
% Variación en peso/peso captura	-8.67	-12.11	-10.20	3.35	0.187

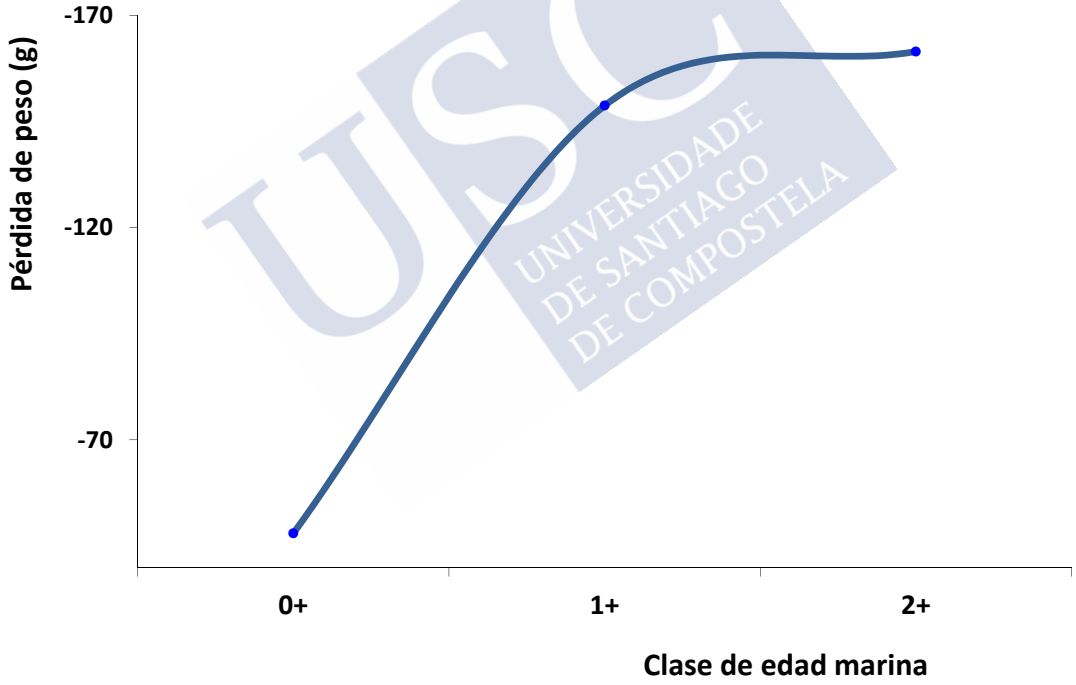


Figura 6.19: Variación en peso, para reos del Ulla recapturados durante el mismo año de marcado, según las diferentes clases de edad marina.

Capítulo 7:
Fase de reproducción y zancado

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

7.- FASE DE REPRODUCCIÓN Y ZANCADO

7.1.- REPRODUCCIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS REPRODUCTORES

7.1.1.- PROPORCIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE SEXOS

La proporción de sexos o sex ratio (M:H) calculada en este estudio a partir de los datos de los reos capturados en otoño e invierno en el río Ulla entre 1993 y 2012, fue de 1:2.30 (n = 1493), mientras que en el Lérez, para el periodo 1999 - 2012, fue de 1:2.09 (n = 739). En la Estación de A Freixa se calculó esta proporción a partir del número de reos en descenso capturados entre los meses de enero y mayo en el periodo 2000–2006; el resultado fue de 1:2.53 (n=4340). No obstante, estas aparentes diferencias en la sex ratio entre estas poblaciones no resultaron ser estadísticamente significativas.

En los ríos Lérez y Ulla la comparación, dentro de cada población, de la proporción de sexos de las tres clases de edad de mar para las que disponemos de un número suficiente de datos (0+SW, 1+SW y 2+SW) mostró la existencia de diferencias significativas (K-W: Lérez $\chi^2 = 19.53$, gl= 2, $p<0.000$; Ulla $\chi^2 = 44.57$, gl= 2, $p<0.000$). Así en el Lérez la sex ratio de los postesguines fue 1:4, en los 1+SW fue de 1:2.05, y en los 2+SW de 1:1. Mientras que en el Ulla la sex ratio en los postesguines fue 1:2.48, en los 1+SW de 1:3.45 y en los 2+SW de 1:2.51.

Por otro lado, si comparamos las características de los dos sexos en las tres poblaciones (Ulla, Lérez y Tea), las diferencias son significativas para las variables longitud furcal y peso, y para la edad de mar solo en Lérez y Ulla (Tabla 7.1).

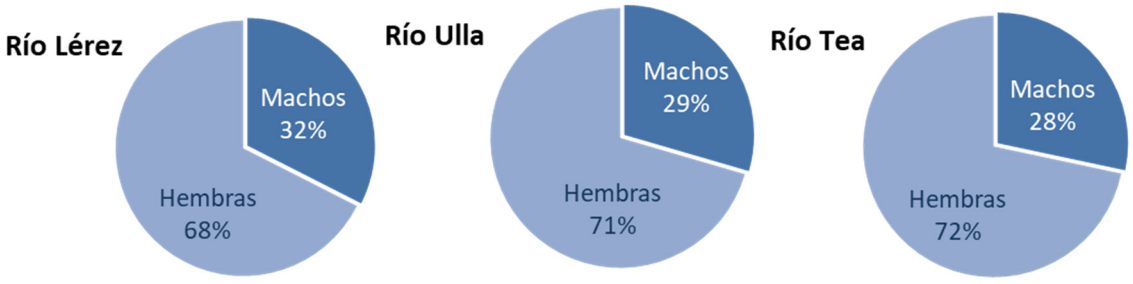


Figura 7.1: Proporción de sexos en las poblaciones de reo de los ríos Lérez, Ulla y Tea según capturas realizadas en otoño e invierno entre 1993 y 2012 (Ulla y Lérez) y la captura de zancados en descenso entre 2000 y 2006 (río Tea).

En cuanto a la talla, en los machos es significativamente mayor que en las hembras en los tres ríos, presentando unas diferencias en las medias de 3.3 cm en el Lérez, 2.4 cm en el Ulla y 3.8 cm en el Tea (test t de Student: Lérez, t= -5.93, gl= 493, p<0.000; Ulla, t= -5.51, gl= 411.18, p<0.000, Tea, t=13.45, gl=4338, p<0.000). En lo que respecta al peso, los machos del Lérez pesan una media de 175 g más que las hembras (t de Student, t= -5.85, gl= 270.58, p<0.000), en el Ulla esta diferencia es de 140 g (t de Student, t= -4.50, gl= 376.99, p<0.000) y en el Tea los machos pesan 186 g más que las hembras (t de Student, t=13.45, gl=3556, p<0.000). Por último, en el Lérez la edad media de mar en machos es de 1.2 años, frente a los 0.8 años de las hembras, mientras que en el Ulla en los machos es de 0.9 años y en las hembras de 0.59 años (test t de Student: Lérez, t= -4.33, gl= 294.44, p<0.000; Ulla, t= -2.50, gl= 427.65, p<0.013).

Tabla 7.1: Características biométricas de hembras y machos de reo de los ríos Lérez, Ulla y Tea (LF: longitud furcal. SD: desviación típica).

					Río Lérez		
			LF (mm)			**Peso (g)**	
Sexo	**Edad de mar**	**n**	**Media**	**SD**	**n**	**Media**	**SD.**
Hembra	0+	112	324.23	29.21	112	364.04	92.35
	1+	193	396.33	38.05	193	659.24	208.76
	2+	34	468.41	32.47	34	1113.53	245.65
	Media		379.74	56.34		607.28	283.50
Macho	0+	28	325.14	37.10	28	401.50	133.83
	1+	94	416.96	41.03	94	774.66	240.43
	2+	34	473.47	28.82	34	1118.00	256.48
	Media		412.79	60.27		782.51	320.56
					Río Ulla		
			LF (mm)			**Peso (g)**	
Sexo	**Edad de mar**	**n**	**Media**	**SD**	**n**	**Media**	**SD**
Hembra	0+	307	354.28	28.08	293	488.77	115.88
	1+	217	423.98	32.72	349	848.33	208.69
	2+	42	512.45	42.81	38	1519.24	414.08
	Media		399.11	54.17		730.89	323.43
Macho	0+	124	351.37	37.45	119	490.97	164.11
	1+	105	440.60	38.92	100	976.94	305.27
	2+	54	516.17	30.96	52	1534.65	331.21
	Media		415.92	73.03		870.56	468.29
					Río Tea		
			LF (mm)			**Peso (g)**	
Sexo	**Edad de mar**	**n**	**Media**	**SD**	**n**	**Media**	**SD**
Hembra		3109	387.46	66.20	2582	333.25	6.56
Macho		1231	418.23	72.09	976	445.91	14.27

7.1.2.- PERÍODO REPRODUCTOR

Se ha determinado el período de reproducción de los reos del Ulla a partir de los datos de la reproducción artificial de 46 hembras de reo de este río durante el año 2002. Según los datos obtenidos, este período abarca desde principios de diciembre hasta la segunda quincena de febrero, siendo la primera quincena de enero el período de mayor actividad, y completándose el 75 % del desove a finales de enero (Figura 7.2).

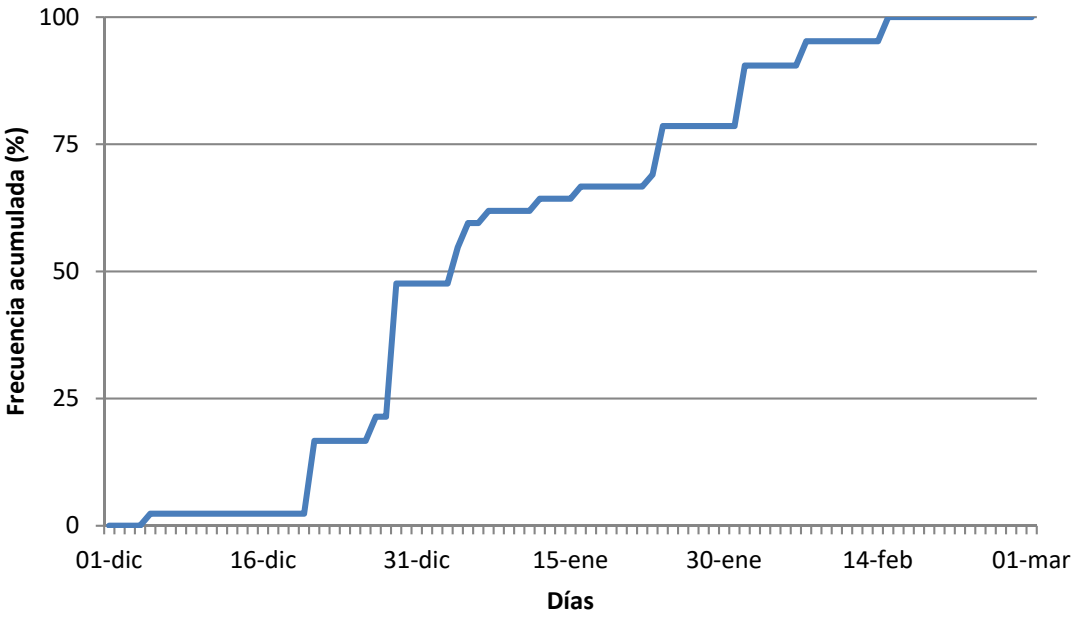


Figura 7.2: Calendario reproductivo de los reos del río Ulla

7.1.3.- FECUNDIDAD Y TAMAÑO DEL HUEVO

De acuerdo con los datos obtenidos a partir de 87 hembras de reo del río Ulla (Tabla 7.2), la fecundidad absoluta media obtenida para esta población es de 1093.06 huevos por hembra, mientras que la fecundidad relativa calculada en este trabajo alcanza los 2036.23 huevos por Kg de peso del reproductor. El diámetro medio del huevo determinado fue de 5.11 mm.

Tabla 7.2: Parámetros reproductivos de los reos de la cuenca del Ulla (SD: desviación típica).

	Fecundidad absoluta (nº de huevos)		Fecundidad relativa (nº de huevos/Kg)		Diámetro del huevo (mm)	
n	Media	SD	Media	SD	Media	SD
87	1093.06	467.89	2036.23	397.82	5.11	0.35

7.1.4.- RELACIÓN LONGITUD-FECUNDIDAD

Hemos establecido la relación entre la talla (longitud furcal) de los reos del Ulla y el número de huevos producidos mediante el cálculo de la ecuación de la regresión lineal entre estos dos parámetros (Figura 7.3). La recta obtenida corresponde a la ecuación y = 8.2885x - 1901.9, donde y es el número de huevos de un ejemplar de esta población y x la longitud furcal en mm (R^2= 0.67).

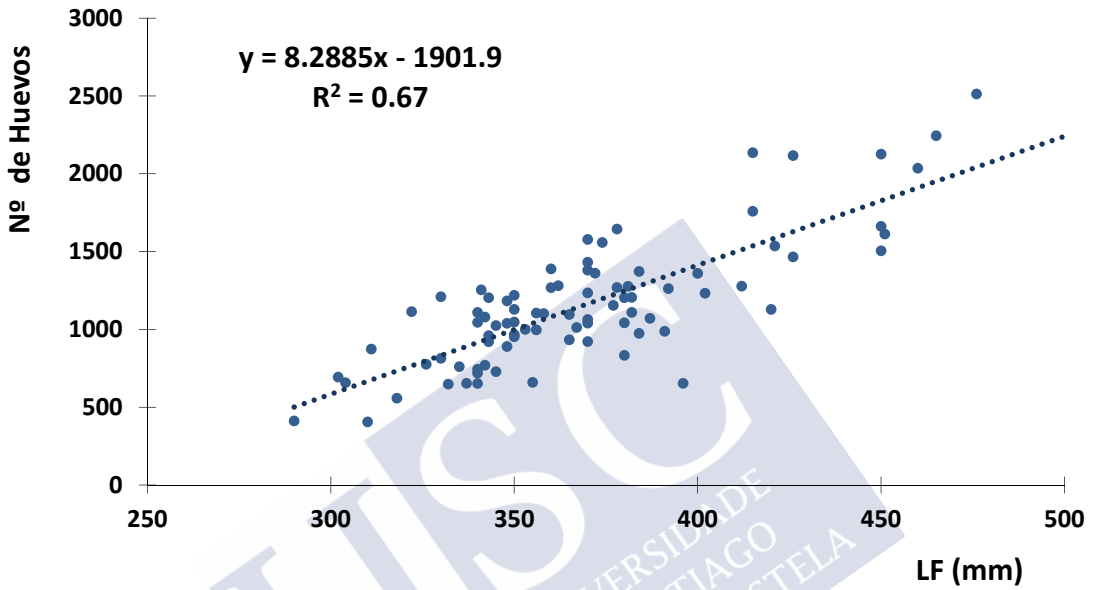


Figura 7.3: Relación entre la fecundidad absoluta y la longitud furcal (LF), en los reos del río Ulla.

7.1.5.- DETERMINACIÓN DE LA EDAD DE PRIMERA REPRODUCCIÓN E ITEROPARIDAD SEGÚN DATOS DE LAS ESTACIONES DE CAPTURA

Los datos utilizados para el estudio de la edad de primera reproducción y del número de reproducciones corresponden a los obtenidos es las estaciones de captura Ximonde (Río Ulla, entre 1993 y 2006), Bora (Río Lérez, 1999-2006) y Landrove (Río Landro, 1998-1999).

En este apartado hemos analizado las poblaciones de los ríos Lérez, Ulla y Landro, detectando tres edades marinas de primera reproducción. Los reos de estos ríos se reproducen por primera vez como postesguines (0+SW), reos de 1 invierno de mar (1+SW) o de 2 inviernos marinos (2+SW). Para esta edad de primera reproducción no existen diferencias significativas si comparamos los datos del Lérez con los del Ulla, pero si cuando incluimos también en la comparación los datos del Landro (K-W: χ^2= 67.5, gl= 2, p<0.000), observándose que la edad media de primera reproducción es similar en el Ulla y el Lérez y muy superior en el Landro.

Tanto en Lérez como en el Ulla, la mayoría de los reos (en torno al 80 %) se reproducen por primera vez como postesguines (0+SW), mientras que en el Landro esta proporción es inferior al 50 % (Tabla 7.3, Figura 7.4). Por el contrario, aunque la proporción de reos que se reproducen tras 1 invierno marino (1+SW) es apreciable en Lérez y Ulla (en torno al 20 %), es muy superior, y la más abundante, en el Landro (50.29 %). Los reos que se reproducen por primera vez tras 2 inviernos de mar son escasos en las tres poblaciones.

Tabla 7.3: Edad marina de primera reproducción en las poblaciones de reo de los ríos Lérez, Ulla y Landro según datos de las estaciones de captura de Bora, Ximonde y Landrove.

	Edad marina de primera reproducción							
	0+		1+		2+			
Río	n	%	N	%	n	%	Total	Edad media de primera freza
Lérez	208	80.60	47	18.20	3	1.20	258	0.21
Ulla	365	76.70	105	22.10	6	1.30	489	0.25
Landro	80	46.24	87	50.29	6	3.50	173	0.57

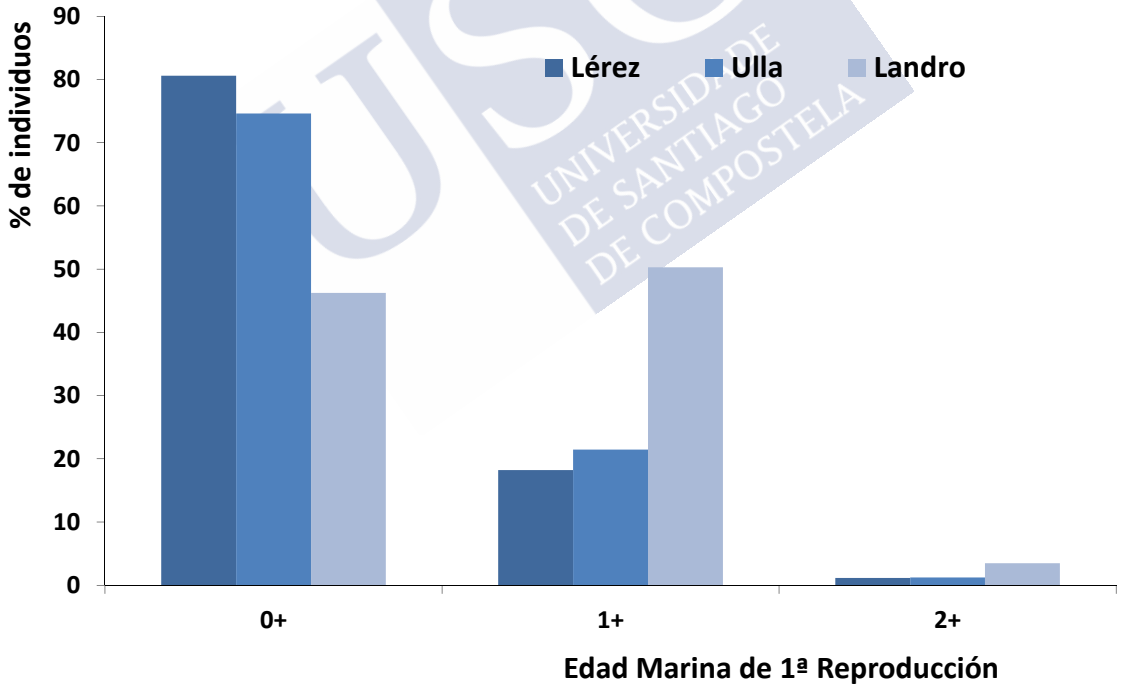


Figura 7.4: Porcentaje de ejemplares según su edad marina de primera reproducción en las poblaciones de reo de los ríos Lérez, Ulla y Landro (Datos de las estaciones de captura de Bora, Ximonde y Landrove).

En cuanto al grado de iteroparidad o de presencia de reproductores múltiples, se aprecian diferencias significativas entre las poblaciones del Lérez y del Ulla (K-W: χ^2= 58.82, gl= 2, p<0.000). En el Landro el 32.06 % de los reos capturados en 1998 y 1999

se habían reproducido al menos una vez, en el Ulla el porcentaje de reproductores múltiples es de casi el 25 %, mientras que en el Lérez el porcentaje solo alcanza el 17.2 %.

Tabla 7.4: Tasa de iteroparidad en las poblaciones de reos de los ríos Lérez, Ulla y Landro según datos de las estaciones de captura de Bora, Ximonde y Landrove

	Número de reproducciones previas															
	0+SW		1+SW		2+SW		3+SW		4+SW		5+SW		6+SW			Nº medio de Frezas
Río	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	Total	
Lérez	1239	82.80	236	15.80	12	0.80	5	0.30	2	0.10	2	0.10	1	0.10	1497	0.19
Ulla	1445	75.20	385	20.00	72	3.70	15	0.80	4	0.20	-	-	-	-	1921	0.30
Landro	178	67.94	67	25.57	15	5.73	2	0.76	-	-	-	-	-	-	262	0.39
Total	2862	74.80	688	17.98	99	2.59	22	0.58	6	0.16	2	0.05	1	0.03	3826	0.29

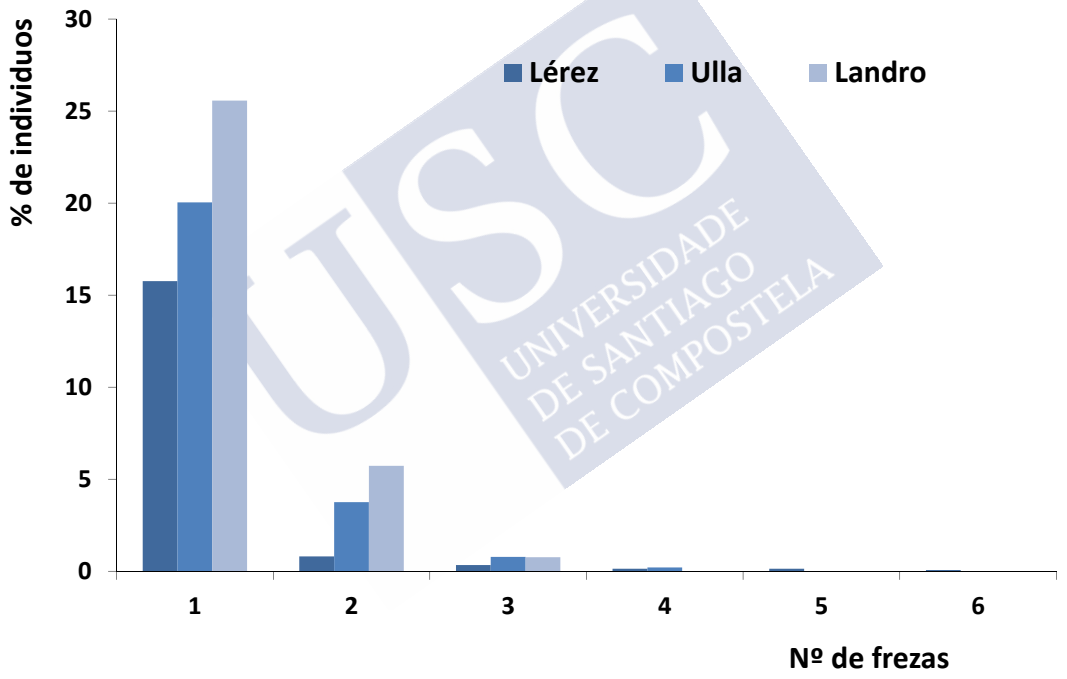


Figura 7.5: Frecuencia de reproducciones en las poblaciones de reo de los ríos Lérez, Ulla y Landro según datos de las estaciones de captura de Bora, Ximonde y Landrove

7.1.6.- DETERMINACIÓN DE LA EDAD DE PRIMERA REPRODUCCIÓN E ITEROPARIDAD A PARTIR DE LOS DATOS DE LA PESQUERÍA GALLEGA DE REO

En la muestra de 16078 reos capturados en la pesquería de ocho ríos gallegos hemos detectado 3720 individuos con reproducciones previas (23%) que nos permiten estimar la edad de primera maduración sexual y el número de reproducciones en estas ocho poblaciones.

Como en el resultado obtenido a partir de los datos de las estaciones de captura, el análisis de los datos de la pesquería oficial del reo indica también la existencia de tres edades marinas de primera reproducción en las poblaciones estudiadas (Tabla 7.5), si bien cabe mencionar que en unos pocos individuos se detectó una primera reproducción a la edad de mar de 3+SW, pero no representa un porcentaje suficiente como para confirmar esta clase de edad como de 1ª reproducción en Galicia.

Los reos de estos ríos se reproducen por primera vez como postesguines (0+SW), reos de 1 invierno de mar (1+SW) o de 2 inviernos marinos (2+SW); además el test de Kruskall-Wallis muestra que existen diferencias significativas en la edad de primera reproducción entre las ocho poblaciones estudiadas (K-W: χ^2= 227.5, gl= 7, p<0.001).

Tabla 7.5: Edad marina media de primera reproducción en las poblaciones de reo de ocho ríos gallegos según datos de la pesquería oficial del reo (MMA: edad media de primera reproducción).

Rio	0+SW		1+SW		2+SW		Total	
	n	%	n	%	n	%	n	MMA
Eume	556	58.40	348	36.55	48	5.04	952	0.47
Grande	121	68.75	46	26.14	9	5.11	176	0.36
Landro	84	51.85	73	45.06	5	3.09	162	0.51
Mandeo	252	39.07	356	55.19	37	5.74	645	0.67
Masma	45	52.94	38	44.71	2	2.35	85	0.49
Sor	426	39.74	545	50.84	101	9.42	1072	0.70
Tambre	228	52.17	188	43.02	21	4.81	437	0.53
Ulla	165	86.39	26	13.61	-	-	191	0.14
Total	1877	50.46	1620	43.55	223	5.99	3720	0.56

Los datos de la Tabla 7.5 nos permiten comprobar que la mitad de los reos de la muestra se reproducen como postesguines (0+SW) y que como reos de un invierno marino (1+SW) se reproduce una fracción importante de la población, ya que representan algo más del 40 %, mientras que los reos que se reproducen por primera vez tras permanecer dos inviernos en el mar (2+SW) apenas representan el 6 % del total de la muestra.

Por otro lado, se aprecia (Tabla 7.5) que excepto en el Sor y en el Mandeo, donde dominan los reos 1+SW, en el resto de poblaciones la edad mayoritaria de primera reproducción corresponde a los postesguines, principalmente en el Ulla donde alcanzan el 86.39 % y en el Grande con casi el 70 %. Así, en general se puede afirmar que en las poblaciones gallegas de reo la edad media de primera reproducción varía entre el máximo del Sor de 0.7 años, hasta el mínimo del Ulla de 0.14 años (Figura 7.6).

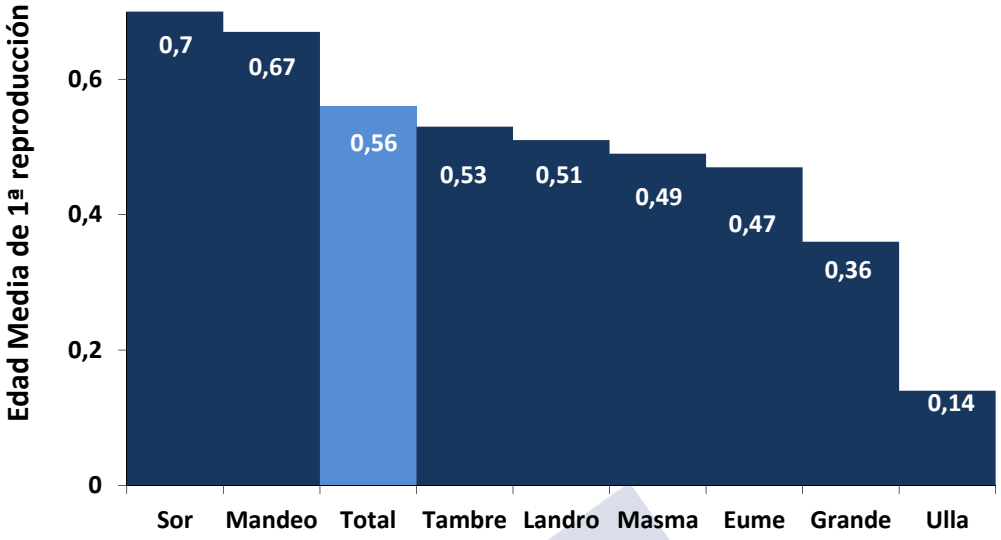


Figura 7.6: Edad marina media de primera reproducción del reo en las poblaciones de los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla según datos de la pesquería oficial del reo en Galicia.

El test post hoc T3 de Dunnett (Tabla 7.6) agrupa las ocho poblaciones, en cuanto a la edad de primera reproducción, en cuatro subgrupos que no presentan unas diferencias claras, pues salvo los valores extremos del Sor y Mandeo por un lado y el Ulla por otro, en la mayoría de los ríos los valores son bastante parecidos.

Tabla 7.6: Resultados de la prueba post hoc de comparaciones múltiples T3 de Dunnett entre la edad de primera reproducción de las poblaciones gallegas de reo de los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla en función de los datos de la pesquería oficial.

Río	n	Subconjunto			
		1	2	3	4
Ulla	191	0.14			
Grande	176		0.36		
Eume	952		0.47		
Masma	85		0.49		
Landro	162		0.51	0.51	
Tambre	437		0.53	0.53	
Mandeo	645			0.67	0.67
Sor	1072				0.70
Significación		1.000	0.060	0.091	0.999

Se detecta una correlación positiva entre la MMA y la latitud que llega a ser significativa (p= 0.005), ya que se observa los reos de los ríos gallegos situados más al sur presentan, en general, una edad de mar de primera reproducción baja (algo superior en el Tambre) y más alta en los ríos situados más al norte (Figura 7.7).

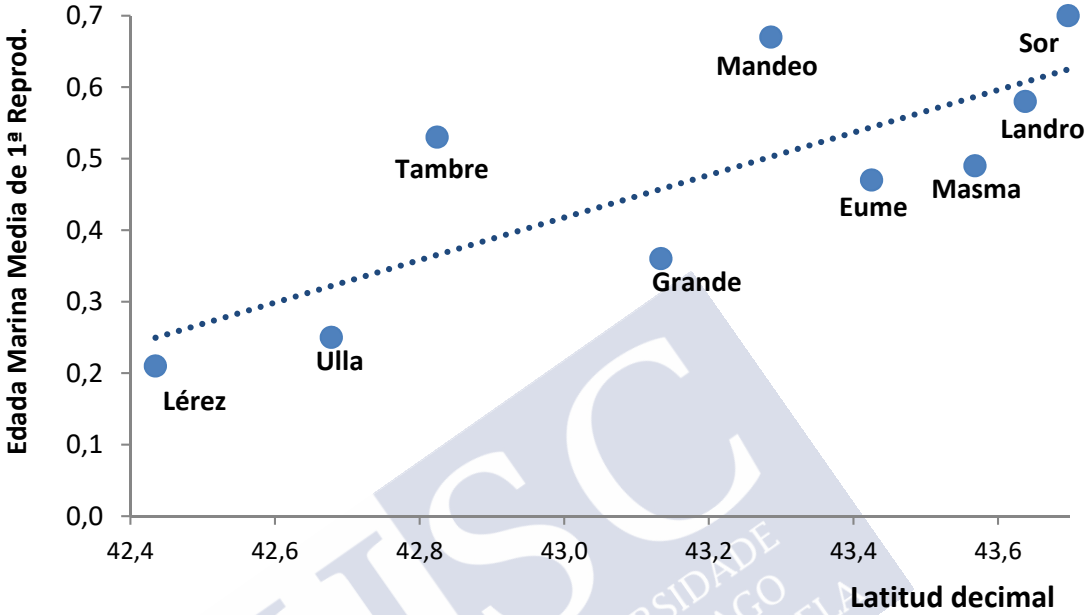


Figura 7.7: Relación entre la edad marina media de 1ª reproducción (MMA, Mean Maiden Age) y la latitud en 9 poblaciones gallegas de reo.

El análisis de la frecuencia de reproducciones también muestra diferencias estadísticamente significativas entre las ocho poblaciones estudiadas (K-W: χ^2= 523.17, gl= 7, p<0.000).

Los 3724 reos que ya se habían reproducido antes de ser capturados por los pescadores representan el 23.16 % del total (Tabla 3.4 y Tabla 7.7). De ellos, un 83.78 % (3120 reos) lo había hecho solo en una ocasión, el 14,55 % (542 ejemplares) en dos ocasiones, el 1.26% (47 ejemplares) en tres ocasiones, y solo el 0.40 % (15 reos) se había reproducido en cuatro ocasiones.

Tabla 7.7: Número medio de reproducciones y Tasa de iteroparidad (Tasa iterop.) en las poblaciones de reo de los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla según datos de la pesquería oficial.

RIO	0+		1+		2+		3+		4+		Total		
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	Nº Medio de frezas	Tasa iterop.
Eume	3401	78.11	860	19.75	78	1.79	9	0.21	6	0.14	4354	0.25	21.89
Grande	839	82.66	165	16.26	8	0.79	3	0.30	-	-	1015	0.19	17.34
Landro	401	71.23	140	24.87	20	3.55	2	0.36	-	-	563	0.33	28.77
Mandeo	1925	74.84	554	21.54	83	3.23	9	0.35	1	0.04	2572	0.29	25.16
Masma	205	70.45	66	22.68	20	6.87	-	-	-	-	291	0.36	29.55
Sor	1990	64.80	762	24.81	288	9.38	23	0.75	8	0.26	3071	0.47	35.20
Tambre	2638	85.79	394	12.81	43	1.40	-	-	-	-	3075	0.16	14.21
Ulla	955	83.99	179	15.74	2	0.18	1	0.09	-	-	1137	0.16	16.01
Total	12354		3120		542		47		15		16078		
Media		76.84		19.41		3.37		0.29		0.09		0.27	23.16

En cuanto al número medio de reproducciones, los grupos formados mediante el test post hoc T3 de Dunnett (Tabla 7.8) son más claros que los formados al analizar la edad de primera reproducción, ya que el Ulla, el Tambre y el río Grande presentan la menor tasa de iteroparidad (menos del 20 % de reos con alguna freza), mientras que en el resto de ríos la tasa se sitúa entre el 20 y el 30 %, excepto el Sor, en el cual se detectó un 35 % de reproductores múltiples.

Tabla 7.8: Resultados de la prueba post hoc de comparaciones múltiples T3 de Dunnett entre el número medio de reproducciones de las poblaciones gallegas de reo de los ríos Eume, Grande, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla calculada en función de los datos de la pesquería oficial.

Río	n	Subconjunto				
		1	2	3	4	5
Tambre	3074	0.16				
Ulla	1193	0.16				
Grande	1015	0.19	0.19			
Eume	4348		0.25	0.25		
Mandeo	2562			0.29	0.29	
Landro	563				0.33	
Masma	288				0.36	
Sor	3050					0.47
Significación		0.907	0.248	0.521	0.059	1.000

El número medio de reproducciones en las poblaciones estudiadas según los datos de la pesquería oficial del reo (Figura 7.8), refleja nuevamente importantes diferencias entre las poblaciones gallegas de reo según el área geográfica. Las tres poblaciones cantábricas (Masma, Landro y Sor) son las que poseen una mayor proporción de

reproductores múltiples, mientras que en las Rías Baixas los individuos que se han reproducido más de una vez son más escasos.

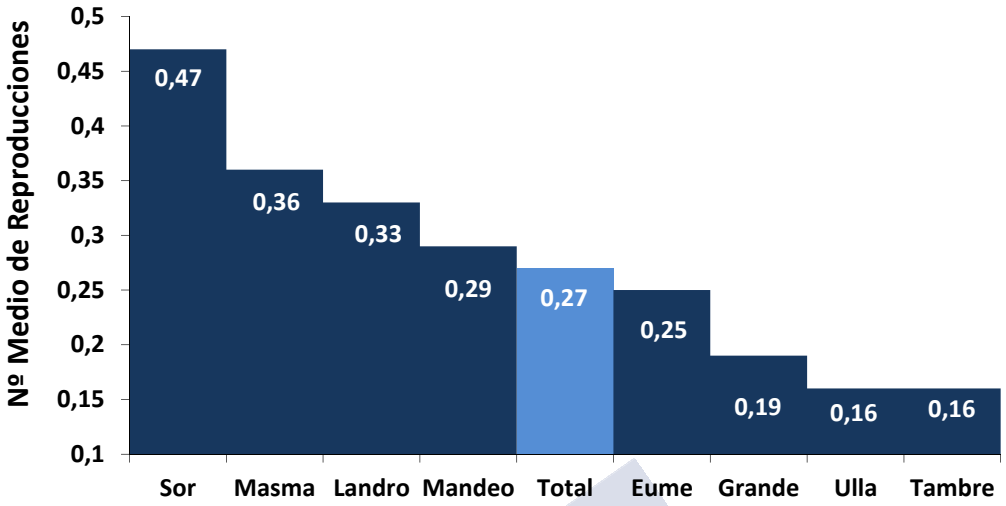


Figura 7.8: Número medio de reproducciones en las poblaciones de reo de los ríos gallegos analizados según datos de la pesquería oficial del reo en Galicia.

Por último, también para el número medio de reproducciones (MSF) se encuentra cierta relación con la latitud en las poblaciones gallegas de reo estudiadas. La correlación en este caso no es significativa, pero en la Figura 7.9 se observa como la tendencia es que el número de reproducciones sea superior cuanto más al norte está el río.

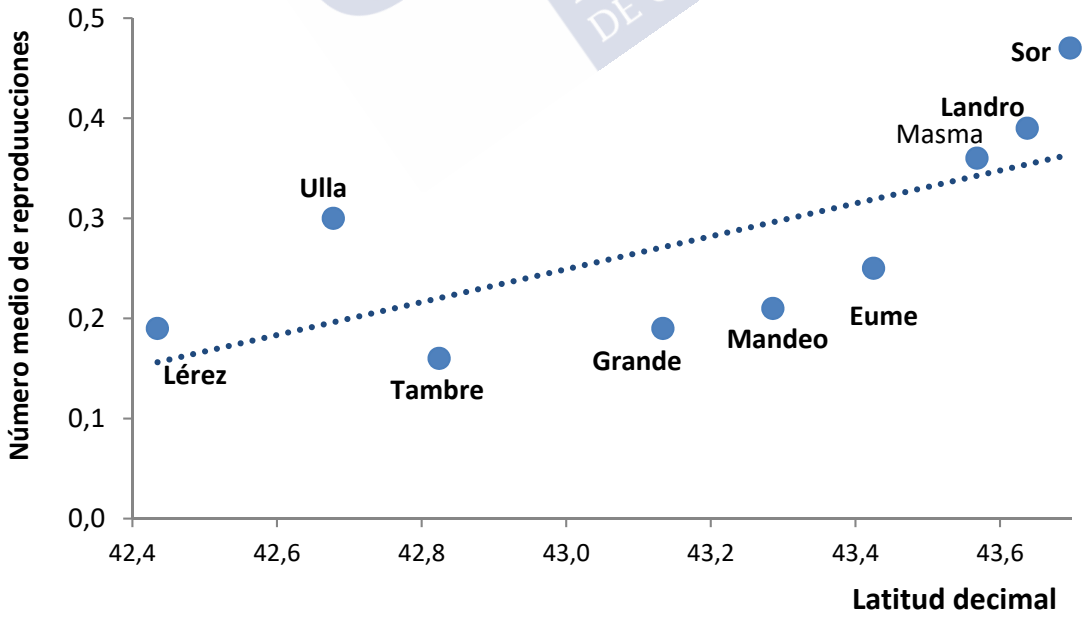


Figura 7.9: Relación entre el número medio de reproducciones (MSF, Mean Spawning Frequency) y la latitud en nueve poblaciones gallegas de reo

7.2.- FASE DE ZANCADO

7.2.1.- MIGRACIÓN DE RETORNO AL MAR

En este trabajo los datos que nos permiten analizar esta fase son los obtenidos en las estaciones de captura de Ximonde (río Ulla), Liñares (río Liñares) y A Freixa (río Tea), ya que son las únicas que cuentan con dispositivos de captura de peces en descenso. En las estaciones del Ulla, y principalmente en el Liñares, el número de capturas de zancados es reducido debido a sus características y ubicación, por ello hemos incluido en este análisis los datos de la Estación del Tea, que dada su gran capturabilidad de peces de descenso, cuenta con un volumen de datos de zancados muy superior, aunque como ya se comentó en esta estación no se determinó la edad de los ejemplares capturados.

Tras la reproducción comienza a detectarse el movimiento de descenso de los zancados durante un período que, en los ríos estudiados, abarca de diciembre a mayo. Las capturas quincenales de zancados de reo en estas tres estaciones de captura (Tabla 7.9 y Figura 7.8) muestran que, si bien en el caso de Ximonde y Liñares el tamaño de la muestra es reducido, se diferencian dos períodos en la actividad migratoria, uno en invierno y otro en primavera: el primero comienza en diciembre (aunque en el Tea no se capturaron zancados en ese mes durante el periodo estudiado) tras la reproducción, y alcanza un máximo en enero (Ulla) o febrero (Tea), finalizando en la primera quincena de marzo. El segundo periodo se inicia en la segunda quincena de marzo, presentando mayor actividad en abril y finalizando en mayo, (Tabla 7.9 y Figura 7.9).

Tabla 7.9: Capturas quincenales de zancados en descenso en las cuencas del Río Ulla [estaciones de captura de Ximonde (periodo 1993-2006, y Liñares (periodo 1994-2005)] y del río Tea [estación de captura de A Freixa (periodo 2000-2006)].

Mes	Quincena	Ximonde		Liñares		A Freixa	
		N	%	N	%	N	%
Diciembre	23	6	4.48	1	3.23	-	-
	24	9	6.72	3	9.68	-	-
Enero	1	7	5.22	8	25.81	119	2.74
	2	24	17.91	6	19.35	262	6.04
Febrero	3	12	8.96	2	6.45	1045	24.08
	4	8	5.97	-	0.00	314	7.24
Marzo	5	3	2.24	2	6.45	415	9.56
	6	14	10.45	7	22.58	731	16.84
Abril	7	13	9.70	2	6.45	674	15.53
	8	22	16.42	-	0.00	557	12.83
Mayo	9	11	8.21	-	0.00	175	4.03
	10	5	3.73	-	0.00	48	1.11

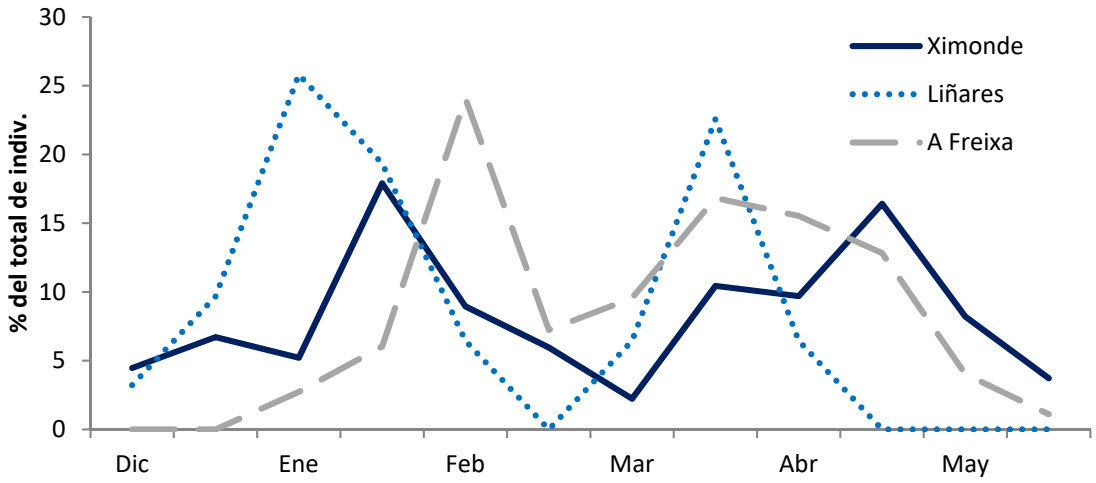


Figura 7.9: Calendario de la migración de zancados de reo en la cuenca del Ulla (Estaciones de Ximonde de 1993 a 2006 y Liñares de 1994 a 2005) y en el río Tea (de 2000 a 2006).

Al objeto de completar la caracterización de la migración de los zancados, analizamos aquí la variación de la talla, por sexos, entre enero y mayo en el río Tea (Tabla 7.10 y Figura 7.10). Utilizamos solo los datos de la Estación de A Freixa para extraer conclusiones más precisas, ya que es la estación donde fue capturado un mayor número de zancados.

Se observa cómo, a partir de la primera quincena de enero, el tamaño de los reos de ambos sexos disminuye hasta alcanzar su valor mínimo al final del invierno (quincena 5ª en hembras y 6ª en machos), incrementándose después hasta el final de la migración. Los valores más altos corresponden al mes de mayo, excepto en los machos de enero, cuya talla es similar a la de los de mayo. También destaca la mayor talla de los machos, con una diferencia para el total de la muestra de 3 cm.

Las diferencias en talla entre las diferentes quincenas fueron estadísticamente significativas tanto para las hembras (ANOVA: $F= 39.269$ $gl= 9$ $p<0.001$) como para los machos (ANOVA: $F= 7.939$ $gl= 6$ $p<0.001$).

De esta información también se desprende que las hembras migran un poco antes que los machos, aunque las diferencias no son muy importantes. En los seis años de estudio el 50% de la migración de los machos se completó, de media, el 23 de marzo y en las hembras el 11 del mismo mes, mientras que el 75% de la migración de los machos se completó el 12 de abril y en las hembras el 5 de abril.

Tabla 7.10: Talla media de los zancados de reo capturados en la estación de A Freixa, Río Tea, en función del sexo y las diferentes quincenas (Datos del periodo 2000-2006. SD: desviación típica).

		Hembras			Machos		
Mes	**Quincena**	**N**	**Media**	**SD**	**N**	**Media**	**SD.**
Enero	1	88	395.94	60.657	31	466.87	73.253
	2	199	380.53	54.409	63	429.41	67.955
Febrero	3	838	380.03	52.592	207	416.79	74.357
	4	237	368.81	48.518	77	416.27	66.679
Marzo	5	306	360.15	59.878	109	400.07	68.860
	6	497	370.25	67.591	234	395.74	70.958
Abril	7	417	411.87	76.295	257	421.78	65.357
	8	385	422.60	73.454	172	431.23	71.302
Mayo	9	112	414.78	66.388	63	439.08	75.607
	10	30	434.67	60.947	18	474.72	81.349
Total		3109			1231		
Media			387.46	66.201		418.23	72.092

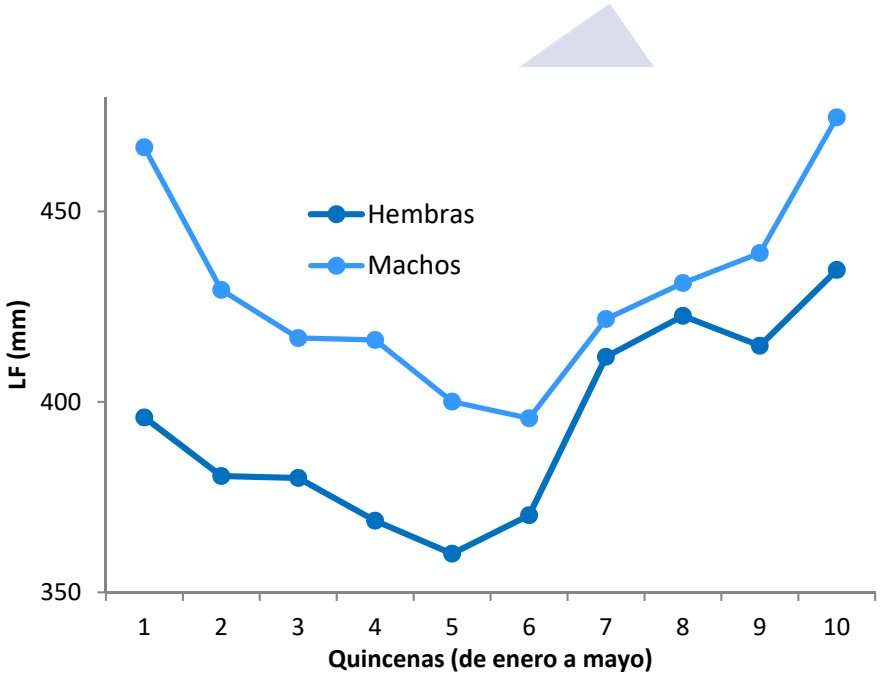


Figura 7.10: Evolución quincenal de la talla media en los zancados en descenso hacia el mar capturados en la estación de A Freixa (río Tea) en función del sexo y las diferentes quincenas (Datos del periodo 2000-2006).

Por último analizamos la variación del valor medio del factor de condición K de los zancados, por sexos, entre enero y mayo en la estación de A Freixa para el período 2000 - 2006 (Tabla 7.11; Figura 7.11). De los 4340 ejemplares utilizados anteriormente para analizar la variación de la talla excluimos aquí los datos de 792 ejemplares para los que no se dispone de datos de peso y, por tanto, no permiten calcular el factor de condición.

Los resultados muestran que en esta fase vital el factor de condición se reduce de enero a mayo. El factor de condición es superior en los machos, lo que sería de esperar teniendo en cuenta que el esfuerzo reproductor realizado por las hembras es superior. Las diferencias existentes entre las diferentes quincenas también fueron estadísticamente significativas para el factor de condición, tanto para hembras (ANOVA: F= 31.477 gl= 9 p<0.001) como para machos (ANOVA: F= 19.992 gl= 6 p<0.001).

Tabla 7.11: Valores del factor de condición (K) de los zancados de reo capturados en la estación de A Freixa, Río Tea, en función del sexo y las diferentes quincenas (Datos del periodo 2000-2006. SD: desviación típica).

		Hembras			Machos		
Mes	**Quincena**	**N**	**Media**	**SD**	**N**	**Media**	**SD**
Enero	1	63	0.953	0.108	20	1.039	0.104
	2	120	0.934	0.138	41	0.974	0.090
Febrero	3	772	0.899	0.096	184	0.949	0.091
	4	229	0.883	0.092	70	0.928	0.092
Marzo	5	207	0.856	0.075	81	0.901	0.071
	6	451	0.854	0.073	224	0.882	0.086
Abril	7	306	0.845	0.073	144	0.883	0.070
	8	268	0.855	0.081	126	0.883	0.080
Mayo	9	111	0.828	0.090	63	0.879	0.072
	10	28	0.817	0.080	17	0.892	0.080
Total		2555			970		
Media			0.874	0.093		0.907	0.090

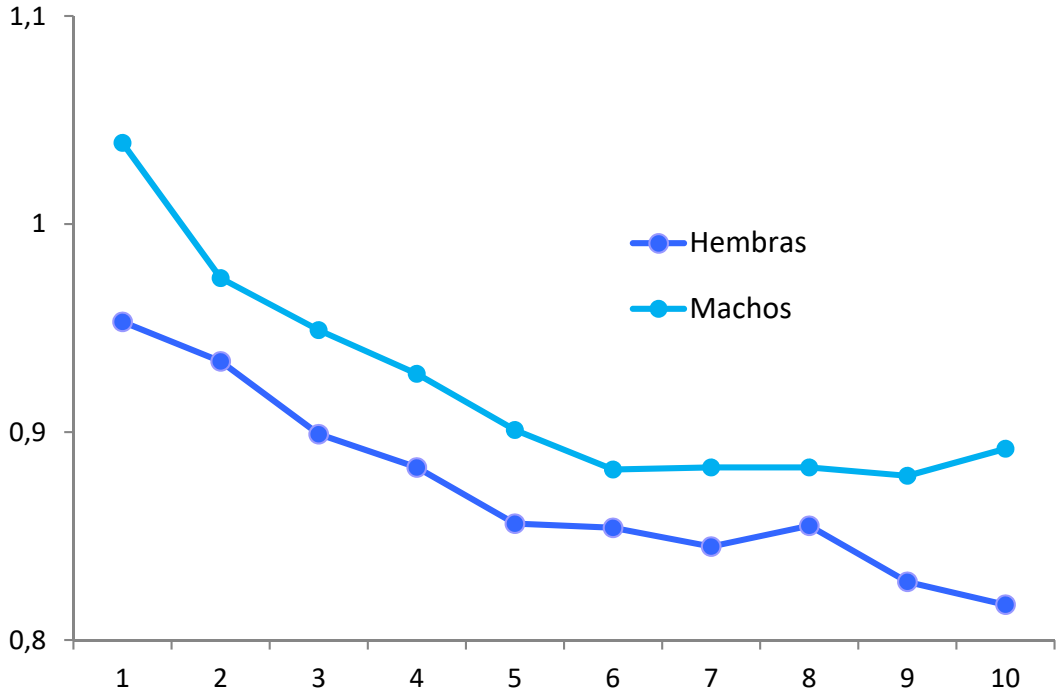


Figura 7.11: Evolución quincenal del Factor de Condición (K) en los zancados en descenso hacia el mar capturados en la estación de A Freixa (río Tea) en función del sexo y las diferentes quincenas (Datos del periodo 2000-2006).

7.2.2.- TASA DE SUPERVIVENCIA TRAS LA REPRODUCCIÓN

El marcado de estos ejemplares y su posterior recaptura al año siguiente permiten calcular la tasa de supervivencia anual, un indicador de los reos que sobreviven tras el desove y el retorno al río el año siguiente. Los datos utilizados para realizar este análisis corresponden a las recapturas realizadas entre 1999 y 2011 en las estaciones de captura de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla) de ejemplares de las dos clases de edad marina más abundante (0+SW y 1+SW) y del resto de reos mayores de 1 año de mar (>1+SW).

De acuerdo con los datos de la estación de Bora (Tabla 7.12), las tasas de supervivencia obtenidas para los postesguines y para los 1+SW, muestran valores similares; para el grupo de reos mayores de un año la tasa es superior, pero hay que tener en cuenta que las recapturas son muy bajas, lo que condiciona la precisión de la estima. Las recapturas medias interanuales fueron de algo más de 8.8 ejemplares en los postesguines, 7.1 en los 1+, 3.1 en los mayores de 1+SW y 19 para todos los grupos en conjunto.

Tabla 7.12: Tasa de supervivencia anual del reo para las clases de edad marina 0+SW, 1+SW y superiores a un año de mar (>1+SW) en la estación de captura de Bora, río Lérez, durante el periodo 1999-2011 (M: nº de ejemplares marcados; R: nº de ejemplares recapturados; TSA: Tasa de supervivencia anual).

Año	0+SW			1+SW			> 1+SW			Total		
	M	R	TSA	M	R	TSA	M	R	TSA	M	R	TSA
1999	130	19	14.62	39	5	12.82	7	3	42.86	176	27	15.34
2000	77	8	10.39	70	7	10.00	16	3	18.75	163	18	11.04
2001	215	36	16.74	156	19	12.18	21	6	28.57	392	61	15.56
2002	137	15	10.95	151	14	9.27	37	3	8.11	325	32	9.85
2003	89	7	7.87	112	7	6.25	28	3	10.71	229	17	7.42
2004	120	5	4.17	115	5	4.35	25	3	12.00	260	13	5.00
2005	106	3	2.83	78	7	8.97	31	3	9.68	215	13	6.05
2006	107	4	3.74	87	10	11.49	37	4	10.81	231	18	7.79
2007	34	2	5.88	33	3	9.09	14	6	42.86	81	11	13.58
2008	83	5	6.02	45	3	6.67	15	4	26.67	143	12	8.39
2009	71	5	7.04	44	3	6.82	10	2	20.00	125	10	8.00
2010	89	3	3.37	47	3	6.38	12	0	0.00	148	6	4.05
2011	137	3	2.19	64	6	9.38	8	0	0.00	209	9	4.31
Media	**107.30**	**8.84**	**7.37**	**80.07**	**7.07**	**8.74**	**20.07**	**3.07**	**17.77**	**207.46**	**19.00**	**8.95**
Total	**1395**	**115**		**1041**	**92**		**261**	**40**		**2697**	**247**	

La evolución de la tasa de supervivencia en postesguines y reos 1+SW en Bora es semejante (figura 7.12), aunque en 2004 y en los dos últimos años de la serie, la supervivencia de los primeros sigue una trayectoria descendente mientras que la de los reos 1+SW es ascendente.

La tasa de supervivencia anual es mayor para los postesguines en los cinco primeros años de la serie, presentando valores superiores al 10 % en los cuatro primeros años, pero al final de la serie desciende a valores de entre el 2 y el 4 %.

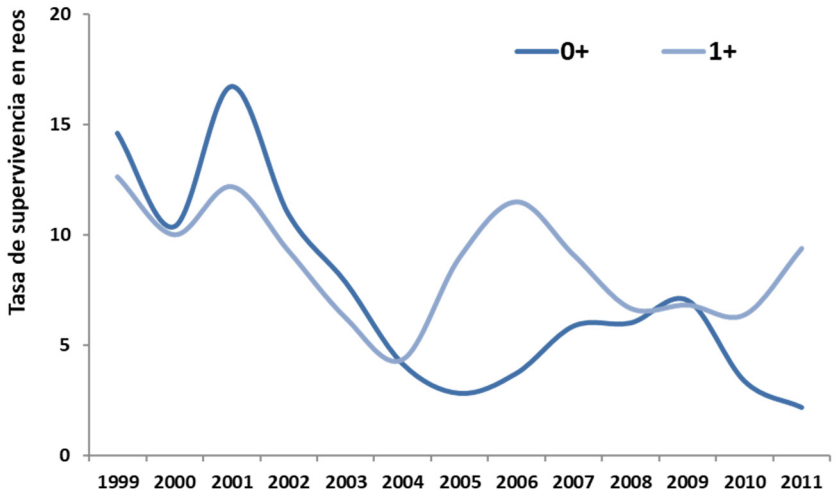


Figura 7.12: Tasa de supervivencia de reos 0+SW y 1+SW en el río Lérez (1999-2011) según datos de marcado y recaptura de la estación de captura de Bora.

En el caso de la estación de Ximonde (Tabla 7.13) se observan unos valores claramente inferiores a los obtenidos en el río Lérez (Tabla 7.12). Así, los datos indican que en el Lérez se han realizado una media de 19 recapturas total anuales frente a solo 8.6 del Ulla; por edades en el Lérez se recapturaron una media de 9 postesguines (5 en el Ulla), 7 de la clase 1+SW (3 en el Ulla) y 3.1 mayores de 1+SW (1.2 en el Ulla). La tasa de supervivencia anual para todas las clases de edad en el río Ulla varío entre el 1, 81 y el 9.57% en los 17 años en los que se calculó.

Tabla 7.13: Tasa de supervivencia anual del reo para las clases de edad marina 0+SW, 1+SW y superiores a un año de mar (>1+SW) en la estación de captura de Ximonde, río Ulla, durante el periodo 1999-2011 (M: nº de ejemplares marcados; R: nº de recapturas; TSA: Tasa de supervivencia anual).

Año	0+SW			1+SW			> 1+SW			Total		
	M	R	TSA	M	R	TSA	M	R	TSA	M	R	TSA
1995	125	3	2.40	239	5	2.09	67	2	2.99	431	10	2.32
1996	122	5	4.10	147	1	0.68	66	3	4.55	335	9	2.69
1997	73	2	2.74	94	1	1.06	45	2	4.44	212	5	2.36
1998	81	5	6.17	63	2	3.17	17	1	5.88	161	8	4.97
1999	530	18	3.40	101	3	2.97	19	1	5.26	650	22	3.38
2000	93	6	6.45	116	4	3.45	10	1	10.00	219	11	5.02
2001	195	5	2.56	137	3	2.19	41	2	4.88	373	10	2.68
2002	131	4	3.05	129	4	3.10	43	1	2.33	303	9	2.97
2003	37	3	8.11	68	1	1.47	19	1	5.26	124	5	4.03
2004	48	6	12.50	38	3	7.89	8	0	0.00	94	9	9.57
2005	87	3	3.45	181	4	2.21	55	2	3.64	323	9	2.79
2006	132	2	1.52	106	1	0.94	28	1	3.57	266	8	3.01
2007	90	3	3.33	11	1	9.09	6	0	0.00	107	4	3.74
2008	141	2	1.42	124	2	1.61	12	1	8.33	277	5	1.81
2009	71	5	7.04	106	3	2.83	10	1	10.00	187	9	4.81
2010	84	3	3.57	57	4	7.02	14	1	7.14	155	8	5.16
2011	40	4	10.00	52	4	7.69	10	0	0.00	102	8	7.84
Media	**122.35**	**4.64**	**4.81**	**104.06**	**2.71**	**3.50**	**27.65**	**1.18**	**4.60**	**254.06**	**8.76**	**4.07**
Total	**2080**	**79**		**1769**	**46**		**470**	**20**		**4327**	**145**	

Como se explicó en el capítulo sobre el área de estudio, las estaciones de Bora y Ximonde difieren notablemente en determinadas características que afectan, como acabamos de ver, a los resultados obtenidos en cada una de ellas. La de Bora se encuentra a tan solo 3 km del límite intermareal y la presa tiene una altura de 6 metros, por lo que aquellos ejemplares que la puedan franquear se ven obligados a hacerlo por la escala donde está la trampa de captura de la estación. Sin embargo, la estación de Ximonde se encuentra a 14 km del límite intermareal (casi cinco veces más alejada que la de Bora) y su altura de coronación es de 3.1 metros, lo cual permite que en determinadas condiciones de caudal pueda ser remontable por los peces, que la franquearían sin tener que utilizar las escalas existentes y, por tanto, sin ser capturados.

Si bien se puede estimar que la capturabilidad de la estación de Bora es del 100%, no hay ningún estudio que haya determinado esta tasa, como tampoco lo hay para la estación de Ximonde. En ausencia de estos estudios, los datos de este apartado (tasa de supervivencia de reos 0+SW, 1+SW y >1+SW) nos permiten comparar la capturabilidad de ambas estaciones. Para ello comparamos las recapturas y la tasa de supervivencia de las dos estaciones, pero solo durante el período 1999-2011, en el que ambas funcionaron adecuadamente, para evitar que otras variables ajenas a la propia estructura y localización de las estaciones puedan interferir en los resultados.

No hemos hallado ninguna correlación entre las tasas de supervivencia obtenidas en ambas estaciones durante esos trece años, lo que parece indicar que la mortalidad entre los dos ríos y rías difieren, o que las condiciones de las dos estaciones impiden detectar la correlación. Sin embargo, resulta claro que la capturabilidad es diferente en las dos estaciones, de modo que, como cabía esperar, la estación de captura de Bora es más eficiente que la de Ximonde, ya que la tasa de supervivencia en Bora es al menos 1.5 veces superior (en el caso de los post-esguines) y como máximo 2.2 veces superior (para los 1+SW) a la obtenida en Ximonde (Tabla 7.14).

Tabla 7.14: Tasas de supervivencia medias en reos marcados y recapturados en las estaciones de Bora (río Lérez) y Ximonde (río Ulla) entre 1999 y 2011 (C: nº de capturas; R: nº de recapturas; TSM: Tasa de supervivencia media).

	Bora			Ximonde		
	C	**R**	**TSM**	**C**	**R**	**TSM**
0+SW	107.31	8.85	7.37	129.15	4.92	5.11
1+SW	80.08	7.08	8.74	94.31	2.85	4.04
>1+SW	20.07	3.08	17.77	21.15	0.92	4.65
Total	**207.46**	**19.00**	**8.95**	**239.00**	**8.77**	**5.38**

Capítulo 8:
Ciclo vital del reo y análisis comparativo de las poblaciones gallegas

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

8.- DESCRIPCIÓN DEL CICLO VITAL Y ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS POBLACIONES GALLEGAS DE REO

En este trabajo hemos tratado de describir, con la mayor precisión posible, el ciclo vital de la trucha anádroma, desde la fase fluvial y la migración de esguinado, pasando por la estancia marina, el retorno al río, la reproducción y la vuelta al mar tras la fase de zancado. La obtención de los datos necesarios a partir de la pesquería oficial del reo y de los registros realizados en cinco estaciones de captura situadas en diversos ríos, junto con la aplicación de métodos como la determinación de la edad a través de la lectura de escamas y el retrocálculo, nos han permitido obtener resultados sobre las principales variables que definen las poblaciones de reo gallegas. Esta información se muestra a lo largo de cuatro capítulos en los que se han ido describiendo comportamientos migradores, características biométricas y demográficas de las diferentes fases vitales del reo de las nueve poblaciones gallegas estudiadas. Si bien en esos capítulos se han realizado las comparaciones correspondientes a cada fase vital, en este apartado discutiremos aspectos más generales sobre la biología de la trucha común anádroma, mediante análisis comparativos de las características de las poblaciones analizadas, y se estudiarán las principales causas de la variabilidad que presentan, debidas a variables ambientales, tanto fluviales como marinas.

8.1.- DESCRIPCIÓN DEL CICLO VITAL DE LA TRUCHA COMÚN ANÁDROMA EN GALICIA

Debido a su carácter politípico y gran capacidad de adaptación, la trucha común presenta un ciclo vital relativamente complejo (Figuras 8.1 y 8.2) en comparación con el del salmón Atlántico, el otro miembro del género *Salmo* presente en los ríos gallegos, que presenta un carácter de migrador anádromo obligatorio en nuestra latitud. Aunque esta circunstancia puede dificultar su estudio y la interpretación de la información obtenida, su presencia en las partes medias-bajas de las cuencas fluviales y rías convierten al reo en un sujeto ideal para que de su seguimiento se obtenga una valiosa información sobre la evolución y el estado de estos ecosistemas, fundamentales para el equilibrio ecológico y nuestro bienestar.

El estudio llevado a cabo en este trabajo, ha permitido describir el ciclo vital de las poblaciones gallegas de trucha anádroma con precisión mediante la caracterización de 9 poblaciones (Figuras 8.1 y 8.2).

Los reos de estas poblaciones gallegas permanecen entre 1 y 4 años en el río (clase de edad de esguinado mayoritaria, 2 o 3 años según la población) y migran al mar como

esguines en primavera. En Galicia, los reos retornan al río para reproducirse por primera vez con tres edades de mar distintas, como postesguines o 0+SW, en su primer invierno post-esguinado, en el segundo invierno de mar o clase 1+SW y en el tercer invierno marino o clase 2+SW. En la mayoría de las poblaciones, aproximadamente la mitad de la población retorna al río a partir del mes de junio del mismo año de esguinado (clase de edad de mar 0+SW, también denominados postesguines o finnocks) aunque no siempre con fines reproductores. Si bien otra clase de edad marina que aparece en proporciones elevadas es la de los reos 1+SW, ya que la presencia de reos 2SW+ es mucho menor que las anteriores.

Aunque en este estudio no analizamos si los reos se alimentan o no desde el momento en que inician el remonte fluvial hasta la reproducción, los datos de marcado-recaptura de las Estaciones de Bora y Ximonde nos permiten afirmar que pierden peso en este período, y que esta pérdida es variable según la clase de edad y el río, oscilando la media entre 26 y 120 gramos (para un tiempo medio de entre 70 y 90 días).

Entre un 18 % y un 32 % de los reos gallegos, dependiendo de la población, retornan al río tras su primera reproducción para reproducirse por, al menos, una segunda vez, habiéndose detectado individuos que frezaron hasta en seis ocasiones.

La proporción de hembras en las poblaciones analizadas es de 2-3 hembras por cada macho, cada una de las cuales pone, de media, algo más de mil huevos de un diámetro de aproximadamente 5 mm, de modo que la fecundidad relativa supera los 2000 huevos por Kg.

Tras la reproducción, los reos retornan al mar para alimentarse de nuevo, realizando esta migración en dos momentos: tras la reproducción, entre diciembre y marzo, o en primavera, de marzo a mayo.

Las diferencias detectadas entre las poblaciones gallegas de reo en lo que respecta a su ciclo vital se pueden resumir de acuerdo con los valores de las cinco características clave definidas por Harris (2006), que mostramos resumidas en el siguiente apartado de este capítulo.

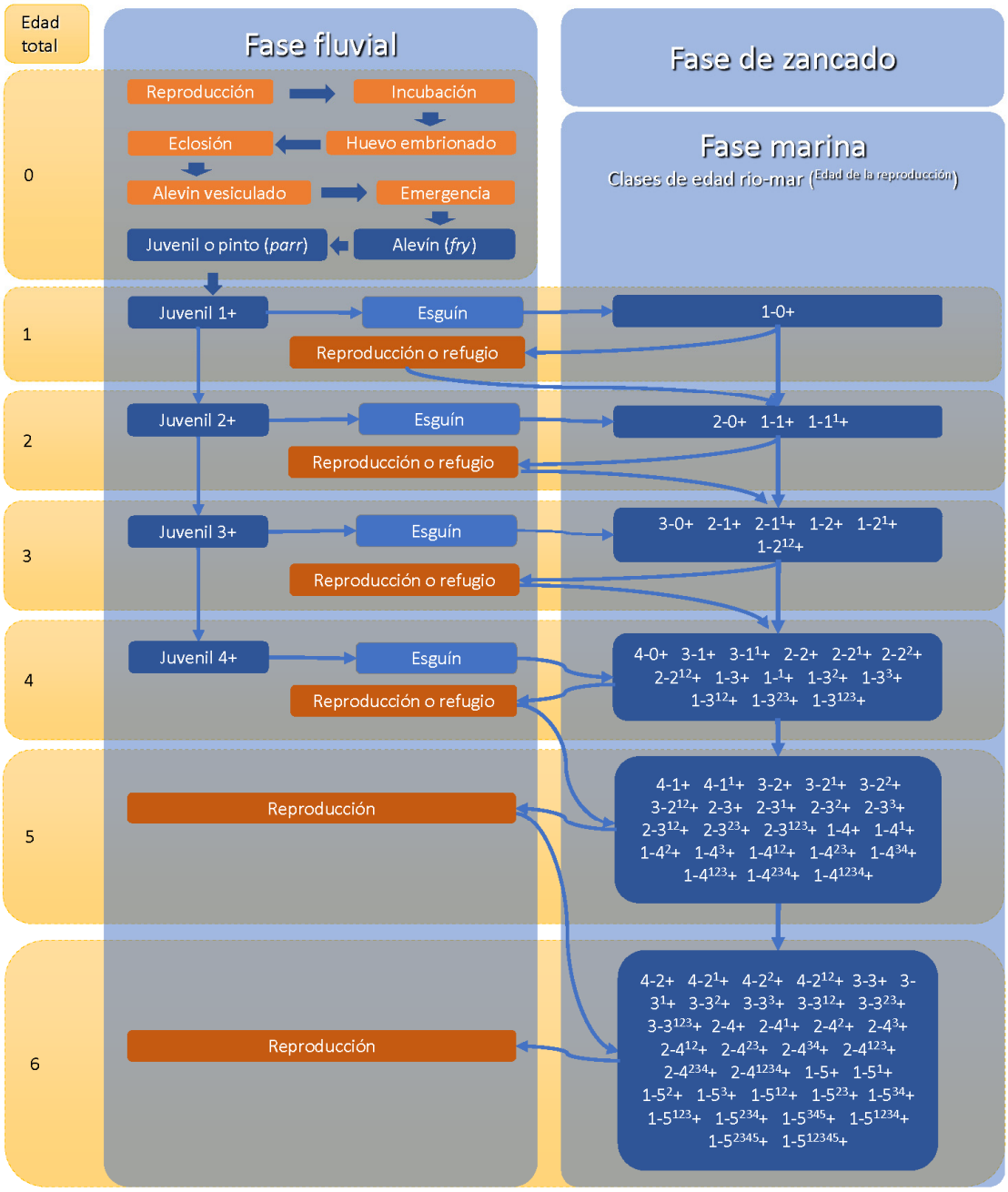


Figura 8.1: Ciclo vital de las poblaciones gallegas de reo

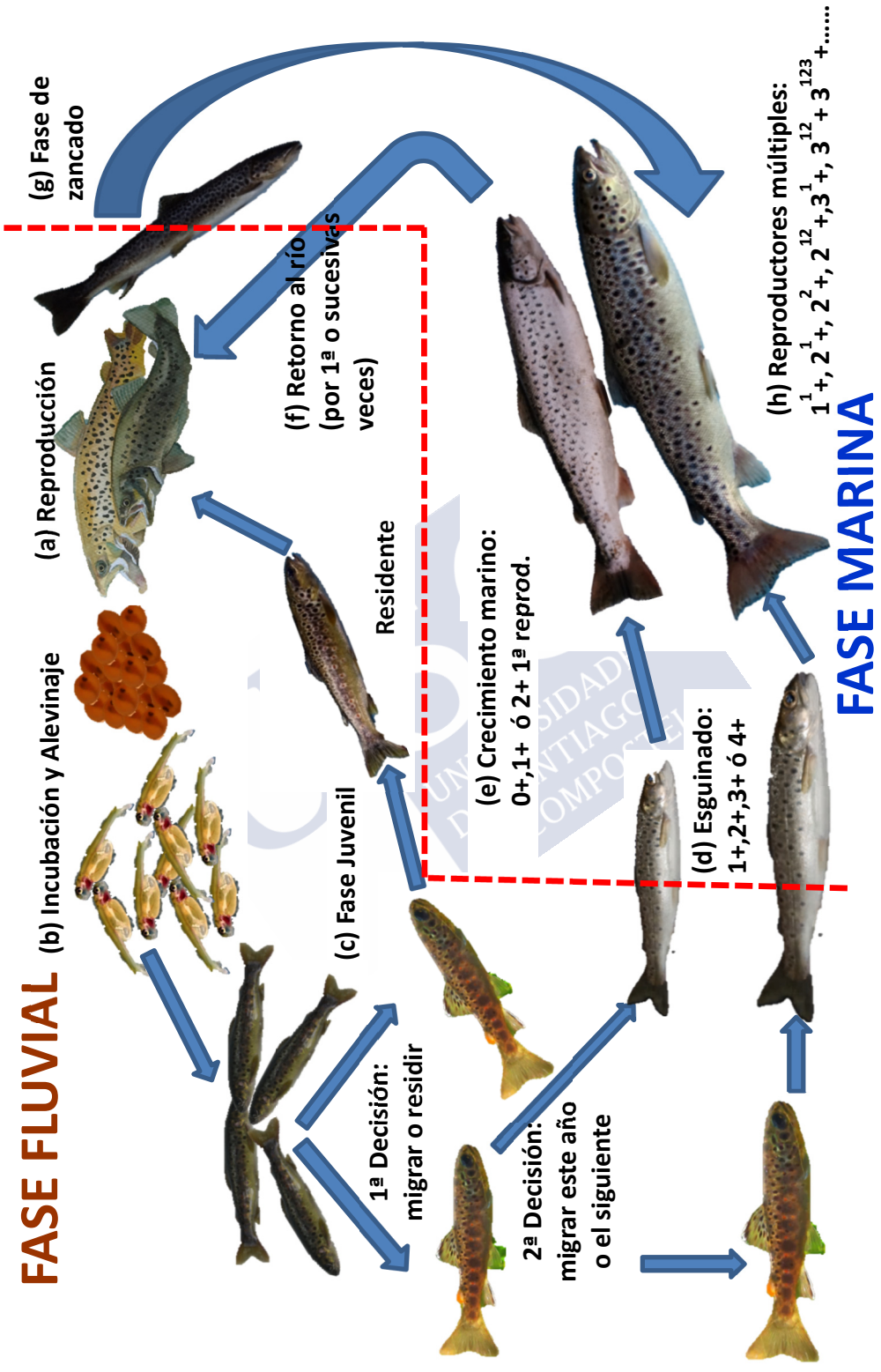


Figura 8.2 Ciclo vital de la trucha común: residente y anádroma

8.2.- SIMILITUD ENTRE LAS CUENCAS GALLEGAS EN FUNCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LAS POBLACIONES DE REO

En este apartado hemos usado los datos de la pesquería oficial de reo obtenidos en las ocho poblaciones estudiadas durante el periodo 1995 a 2002 para calcular los valores de las cinco características denominadas como *clave* por Harris (2006) en su descripción de los stocks de reos de Inglaterra y Gales (véase *Capítulo 3 Material y métodos*). Así en los capítulos 4 (Fase Fluvial y esguinado), 6 (Retorno al río) y 7 (Reproducción y fase de zancado) se calcularon la edad media de esguinado(MSA), la edad media de primera reproducción (MMA), el número medio de reproducciones (MSF), la edad media adulta (MAA = MMA+MSF) y la edad media total (MTA = MSA+MAA).

En el apartado de material y métodos de este trabajo se aprecia que en el caso del río Ulla, los datos obtenidos de la pesquería difieren en gran medida de los obtenidos en la estación de captura de Ximonde, en todos los parámetros analizados en esta población de reo. Por ello, hemos sustituido los valores de las características clave obtenidos en la pesquería de este río por los valores derivados de la información obtenida en la Estación de captura de Ximonde para el mismo período. Además, hemos incluido la información de estas medias aritméticas que definen las poblaciones de reo obtenidas a partir de los datos registrados en la estación de captura de Bora para caracterizar la población de reos del río Lérez (Tabla 8.1 y Figura 8.3), en este caso para el periodo comprendido entre los años 1999 y 2006.

Tabla 8.1: Valores de las características clave definidas por Harris (2006) según los datos de la pesquería deportiva de reo en siete poblaciones gallegas estudiadas (1995-2002) y los datos de las Estaciones de Ximonde (río Ulla, 1995-2002) y Bora (río Lérez, 1999-2006) (MSA: edad media de esguinado, MMA: edad media de primera reproducción, MSF: número medio de reproducciones, MAA: edad media marina de adultos, MTA: edad media total).

Río	MSA	MMA	MSF	MAA	MTA
Masma	2.22	0.49	0.36	0.85	3.07
Landro	2.64	0.51	0.39	0.90	3.54
Sor	2.7	0.7	0.47	1.17	3.87
Eume	2.23	0.47	0.25	0.72	2.95
Mandeo	2.2	0.67	0.29	0.96	3.16
Grande	2.39	0.36	0.19	0.55	2.94
Tambre	2.04	0.53	0.16	0.69	2.73
Ulla	2.25	0.25	0.30	0.55	2.80
Lérez	2.38	0.26	0.19	0.45	2.83
Media	**2.34**	**0.57**	**0.29**	**0.86**	**3.20**

Utilizando los valores de las características clave de la Tabla 8.1, clasificamos las nueve poblaciones de reo mediante un análisis Cluster. El dendrograma de similitud

obtenido (Figura 8.3) diferencia claramente dos grupos de ríos, uno formado por dos ríos cantábricos (Landro y Sor), y otro formado por el resto ríos. En este segundo grupo se diferencian a su vez dos grupos, el correspondiente a los tres ríos de las Rías Baixas (Ulla, Tambre y Lérez), que incluye también al río Grande (Arco Ártabro), y otro formado por los tres ríos restantes (dos ríos ártabros próximos, Eume y Mandeo y otro cantábrico, el Masma), de modo que esta clasificación parece coincidir aceptablemente con la situación geográfica de cada población.

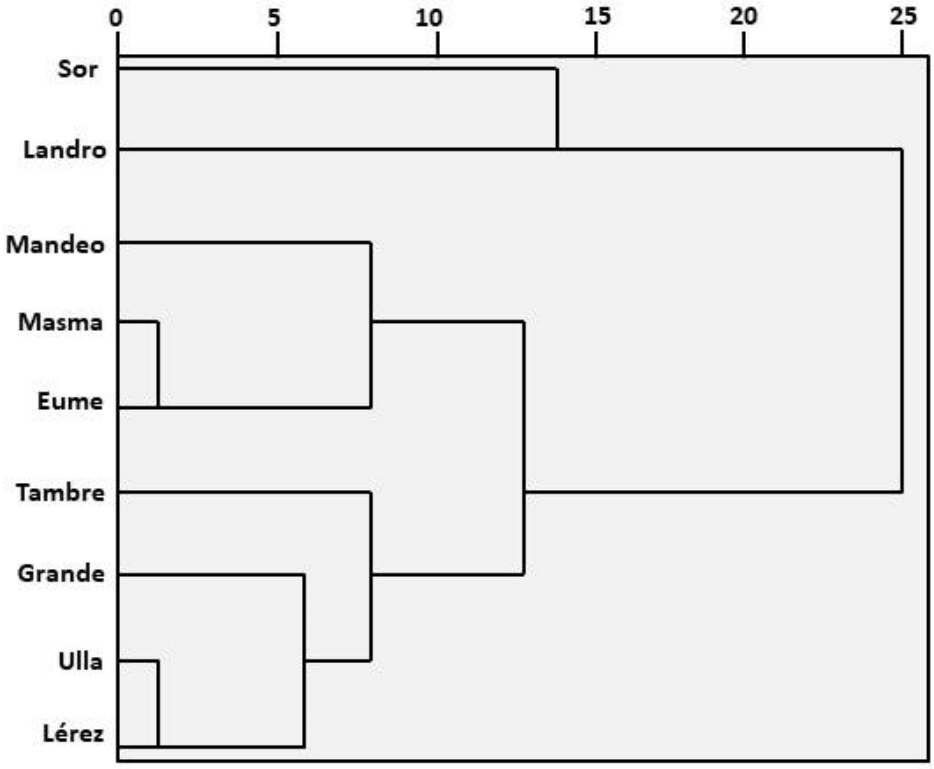


Figura 8.3: Dendrograma de similitud entre nueve poblaciones gallegas de reo en función de la edad media de esguinado (MSA), edad media de primera reproducción (MMA), número medio de reproducciones (MSF), edad media adulta (MAA) y edad media total (MTA) que presentan los reos en cada una de ellas, registrados en la pesquería de reo (ríos Masma, Landro, Sor, Eume, Mandeo, Grande y Tambre) y en las estaciones de captura (ríos Ulla y Lérez) entre los años 1995 y 2002 (1999-2006 en el caso del Lérez).

Esta clasificación se debe a la existencia de diferencias que muestran dos patrones vitales distintos entre las poblaciones localizadas más al sur (Rías Baixas) y las situadas en la zona cantábrica (Tabla 8.1, Figura 8.3, Figura 8.4)). Así las poblaciones de reo del sur de Galicia, en concreto las de los ríos Lérez, Ulla y Tambre, presentan un mayor crecimiento fluvial, por lo que abandonan el río a una edad más temprana (MSA= 2.04-2.38), pero también presentan un mayor crecimiento en el mar, donde la estancia hasta la primera reproducción es más corta (MMA= 0.26-0.53); además realizan, de media, menos reproducciones (MSF= 0.16-0.30) y su longevidad es menor (MTA= 2.73-2.83). Por el contrario, las poblaciones norteñas de los río Sor, Landro y Masma se caracterizan por presentar un crecimiento menor tanto en el río como en el mar (excepto el crecimiento

fluvial en el río Masma, que es semejante al hallado en los ríos del sur), por ello abandonan el río a una edad más tardía (MSA= 2.64-2.70 para Landro y Sor, MSA= 2.22 en el Masma) y la estancia en el mar es notablemente mayor que en los ríos del sur (MMA= 0.49-0.70); además realizan un mayor número de reproducciones (MSF= 0.36-047) y como consecuencia la longevidad en esta área es superior (MTA= 3.07-3.87).

Mandeo, Masma y Eume quedan fuera de los dos grupos comentados; son ríos que vierten en las rías centrales de Galicia en la zona del Arco Ártabro y Finisterre, y en ellos las "características clave" resultaron ser, al igual que su localización geográfica, intermedias, ya que tanto la edad media de esguinado (MSA= 2.20-2.39) y la edad media de primera reproducción (MMA= 0.36-0.67), como el número medio de frezas (MSF= 0.46-0.67) y la edad total (MTA= 2.73-3.16) están entre los valores hallados en las zonas norte y sur.

En el río Grande estas características son similares a las halladas en ríos de las Rías Baixas, mientras que las poblaciones de los dos ríos vecinos de las Rías de Ares-Betanzos (Eume y Mandeo) presentan características más parecidas a las de los ríos cantábricos, principalmente en su fase marina.

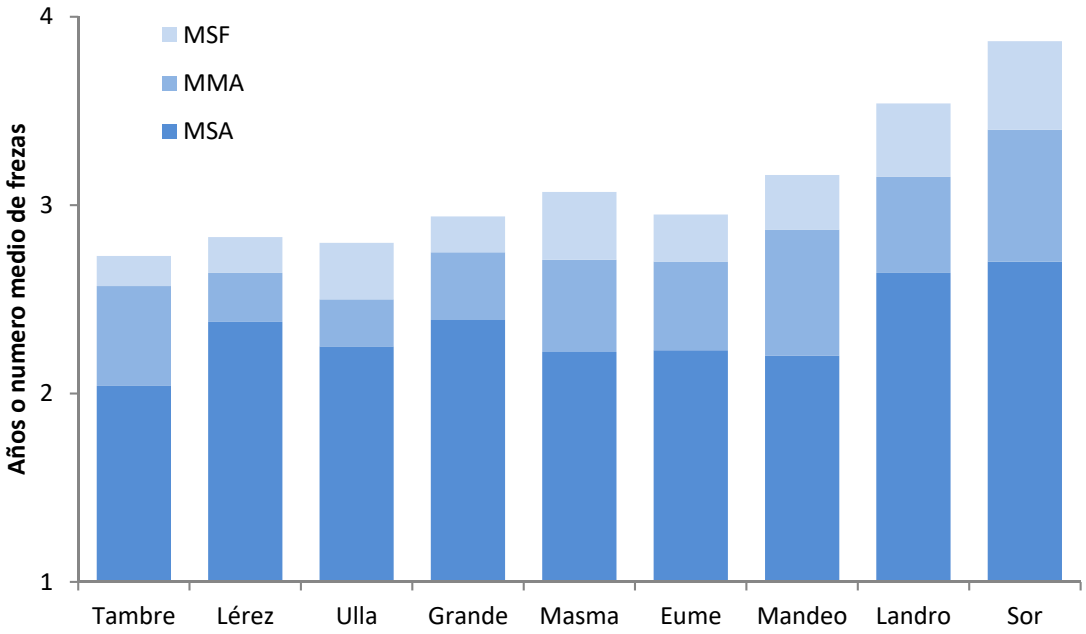


Figura 8.4: Edad media de esguinado (MSA), edad media de primera reproducción (MMA) y número medio de reproducciones (MSF) en las poblaciones gallegas de trucha anádroma.

8.3.- CORRELACIÓN ENTRE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS POBLACIONES DE REO GALLEGAS Y LAS VARIABLES AMBIENTALES

Se realizó un análisis de correlación de Pearson bivariado entre distintas características de las poblaciones de reo y los parámetros ambientales de los ríos y rías donde viven las poblaciones de reo en Galicia (véase el Capítulo 2, Área de estudio). En cuanto a las características poblacionales seleccionadas, en este análisis se han incluido las cinco características clave, la longitud y peso medio, el crecimiento fluvial entre el 1er y 2º año, la talla de los esguines, la talla de los postesguines, la talla de 1+SW, el crecimiento marino entre el 1er y 2º invierno y la captura media anual entre los años 1995 y 2010. Respecto a los parámetros ambientales se utilizaron los datos de 45 variables ambientales, incluyendo las variables hidromorfológicas y físico-químicas de los ríos (Tablas 2.1 y 2.2 respectivamente) y también las características de las rías en cuanto a la geometría (Tabla 2.3) y nutrientes inorgánicos (Tabla 2.4) y, por otro lado, datos físico-químicos de las desembocaduras de los ríos (Tabla 2.6).

En la Tabla 8.2 se muestran los resultados más importantes del análisis de correlación de Pearson, incluyendo únicamente las correlaciones para las que se obtuvieron valores significativos y aquellas en las que, sin ser significativo, el valor obtenido está muy cerca de serlo o se presupone que puedan tener influencia. De aquellas variables que mostraron una correlación con las características de las poblaciones pero están muy relacionadas entre sí (las diferentes variables de magnitud de un río o de una ría) solo se eligió una, rechazando también las que mostraban relaciones espurias. Finalmente, de las características de las poblaciones de reo solo hemos incluido en la tabla de resultados las nueve más relevantes.

Tabla 8.2: Valores del coeficiente de correlación de Pearson entre las características hidromorfológicas de nueve cuencas gallegas con poblaciones de reo y las características biológicas de esas poblaciones (Porc. río Acc: porcentaje de rio accesible; Temp: temperatura del agua del río LF: longitud furcal media; Peso medio; Crec: crecimiento fluvial y marino; T Esg: talla de los esguines; T Post: talla de los post-esguines; MSA: edad media de esguinado; MMA: edad media de mar en el primer retorno; MSF: número medio de reproducciones. TAC: Dureza temporal).

		MSA	MMA	MSF	LF	Talla Esg.	Talla Post	Talla 1+SW	Crec marino	Crec fluvial
Superficie Ría m^2	R^2 Pearson	-0.523	-0.618	-0.410	0.705*	0.175	0.689*	0.870**	0.817*	-0.039
	Sig.	0.149	0.076	0.274	0.034	0.708	0.040	0.002	0.025	0.933
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Clorofila Mar (µg/l Chl)	R^2 Pearson	0.115	-0.434	-0.307	0.062	-0.170	0.215	0.392	0.822*	-0.232
	Sig.	0.769	0.243	0.422	0.875	0.715	0.578	0.297	0.023	0.617
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Conduct Rio (µS/cm)	R^2 Pearson	-0.224	0.020	0.133	-0.018	0.694	0.260	-0.076	-0.124	0.692
	Sig.	0.562	0.960	0.732	0.964	0.084	0.499	0.846	0.791	0.085
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Sílice Rio (mg SiO_2/l)	R^2 Pearson	-0.752*	-0.138	-0.443	0.814**	0.327	0.848**	0.695*	0.696	0.176
	Sig.	0.019	0.723	0.233	0.008	0.473	0.004	0.038	0.083	0.705
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Longitud Río Km	R^2 Pearson	-0.540	-0.306	-0.293	0.841**	0.034	0.923**	0.820**	0.890**	-0.168
	Sig.	0.134	0.424	0.444	0.004	0.943	0.000	0.007	0.007	0.719
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Porc. río Accesib. %	R^2 Pearson	0.643	0.112	0.816**	0.077	-0.200	-0.259	-0.105	-0.223	0.019
	Sig.	0.062	0.775	0.007	0.845	0.667	0.501	0.787	0.630	0.967
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Temp. Rio °C	R^2 Pearson	0.030	-0.367	-0.068	0.283	-0.126	0.384	0.472	0.662	-0.023
	Sig.	0.940	0.331	0.862	0.460	0.788	0.308	0.200	0.106	0.961
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
Latitud Grados	R^2 Pearson	0.274	0.831**	0.367	-0.064	-0.543	-0.106	-0.466	-0.298	-0.404
	Sig.	0.475	0.005	0.331	0.869	0.207	0.785	0.206	0.516	0.369
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7
TAC Río (mg CO_3Ca/l)	R^2 Pearson	-0.243	-0.047	0.199	0.225	0.755*	0.247	0.093	-0.092	0.849*
	Sig.	0.528	0.905	0.607	0.561	0.050	0.522	0.811	0.844	0.016
	N	9	9	9	9	7	9	9	7	7

*. La correlación es significativa al nivel 0.05 (bilateral)

**. La correlación es significativa al nivel 0.01 (bilateral)

En los análisis se han detectado varias correlaciones significativas:

- Tanto la longitud furcal, como la talla de los postesguines, la talla de los 1+SW y el crecimiento marino, están correlacionadas positivamente con las variables

superficie de la ría y longitud fluvial. Así cuanto mayor es el tamaño de los ríos y las rías, los reos de sus poblaciones alcanzan una mayor talla media en fase adulta, debido a un mayor crecimiento marino.

- La concentración de clorofila en las desembocaduras de los ríos presenta una correlación positiva con el crecimiento marino de los reos.
- La conductividad fluvial y el TAC fluvial (o dureza temporal, medida en mg CO_3Ca/l) presentan también una correlación positiva con la talla de los esguines y el crecimiento fluvial.
- El contenido de sílice en el río esta correlacionado negativamente con la edad media de esguinado (MSA), y positivamente con la longitud furcal media de los reos adultos.
- La edad media de primera reproducción (MMA) está correlacionada positiva y significativamente con la latitud.
- El número medio de reproducciones (MSF) en el río principal esta correlacionado positiva y significativamente con la proporción de longitud de río accesible.
- La latitud presentó una correlación positiva y significativa con la edad media de mar (MMA); positiva pero no significativa con la edad media de esguinado (MSA) y el número medio de frezas (MSF); y negativa, aunque no significativa con el crecimiento fluvial, la talla de los esguines y adultos.

8.4.- INFLUENCIA DE LAS VARIABLES AMBIENTALES EN LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS POBLACIONES DE REO GALLEGAS

Para tratar de identificar cuáles de las variables ambientales disponibles en el estudio explican en mayor medida la variabilidad en las características de las nueve poblaciones de reo estudiadas, hemos realizado un análisis de componentes principales (PCA) utilizando las nueve variables ambientales que presentaron una mayor correlación con los datos de las poblaciones de reo (Tabla 8.3).

Tabla 8.3.: Valores de las variables ambientales con mayor correlación con los parámetros de las características de los reos, utilizadas en el PCA. (Sup Ría: superficie de la ría. Temp: temperatura del agua. Cond: conductividad. Porc. Acc: porcentaje de rio accesible. TAC: dureza temporal).

	Sup. Ría	Clorofila Ría	Temp. Río	Sílice Río	Cond. Río	Longitud Río	Porc. Acc.	Latitud	TAC Río
Eume	72.00	1.43	12.39	3.97	107.97	80.00	14.65	43.43	12.37
Grande	17.00	3.55	13.94	3.80	71.45	42.10	21.38	43.13	15.55
Landro	26.30	2.38	12.99	3.50	56.10	39.60	43.69	43.64	11.70
Lérez	145.00	1.85	13.22	3.95	33.80	60.80	47.04	42.43	8.90
Mandeo	72.00	1.43	12.81	7.17	48.77	57.60	25.52	43.29	18.03
Masma	2.60	1.11	13.36	6.90	121.25	52.30	50.29	43.57	43.65
Sor	13.00	1.58	13.34	1.95	54.60	56.80	89.61	43.70	9.70
Tambre	125.00	2.32	13.50	9.35	69.55	124.50	7.84	43.82	11.55
Ulla	230.00	2.74	13.64	8.38	70.75	133.40	56.07	42.68	22.06

Puesto que las unidades de medida de estas variables son diferentes se estandarizaron calculándolas a partir de la matriz de correlaciones con varianza= 1. Se eligieron los componentes principales que explican un porcentaje de variabilidad superior al 70%, representando gráficamente los autovalores de cada componente. Del resultado se obtienen nueve componentes, que son los autovectores mostrados en la tabla 8.4, donde se incluye también la proporción de varianza de cada componente principal y la proporción acumulada que explica la variación total. En este caso al tratarse de datos estandarizados, se deben elegir los componentes cuyos autovalores asociados sean superiores a 1 (componentes 1 a 4).

Tabla 8.4: Valores de los componentes principales del análisis realizado sobre las variables ambientales de 9 rías y ríos gallegos. (Sup Ría: superficie de la ría. Temp: temperatura del agua del río. Cond: conductividad. Porc. Acc: porcentaje de rio accesible. Comp: componente. SD: desviación estándar. TAC: dureza temporal).

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4	Comp.5	Comp.6	Comp.7	Comp.8	Comp.9
Clorofila_Mar	0.31	0.26	0.40	0.47	0.10	0.24	0.61	0.11	0.00
Cond_Rio	-0.16	-0.55	0.15	0.05	0.19	0.66	-0.11	-0.04	0.40
Latitud	-0.33	-0.25	-0.01	0.40	-0.69	-0.06	0.19	-0.38	-0.08
Longitud_Rio	0.48	-0.24	-0.17	-0.05	-0.40	0.35	-0.14	0.41	-0.46
Porc. Acc.	-0.14	0.23	0.26	-0.67	-0.45	0.17	0.29	0.14	0.26
Silice_Rio	0.38	-0.45	-0.02	0.03	-0.11	-0.52	0.16	0.26	0.52
Superf_Ría	0.54	0.00	-0.24	-0.25	0.02	0.14	0.14	-0.73	0.07
TAC_rio	-0.09	-0.49	0.40	-0.32	0.26	-0.21	0.30	-0.11	-0.52
Temp_Rio	0.26	0.09	0.70	0.06	-0.18	-0.10	-0.58	-0.19	0.04
	Comp.1	**Comp.2**	**Comp.3**	**Comp.4**	**Comp.5**	**Comp.6**	**Comp.7**	**Comp.8**	**Comp.9**
SD	1.68	1.49	1.20	1.11	0.86	0.67	0.31	0.07	8.13E-09
% Varianza	0.31	0.25	0.16	0.14	0.08	0.05	0.01	0.00	7.35E-18
% Acumulada	0.31	0.56	0.72	0.86	0.94	0.99	1.00	1	1.00E+00

Por último, para reducir el número de variables se procedió a escoger aquellas que explican la varianza en mayor medida: la superficie de la ría, la conductividad fluvial, la longitud del río y el contenido de sílice en el agua del río. Estas variables se engloban en los dos primeros componentes, el resto de componentes explican la varianza en menor medida, ya que la suma de la varianza acumulada de los componentes 1 y 2 explican el 55.90 %, tal y como se observa en la Figura 8.5, donde el tamaño del vector (módulo) representa la magnitud de cada variable.

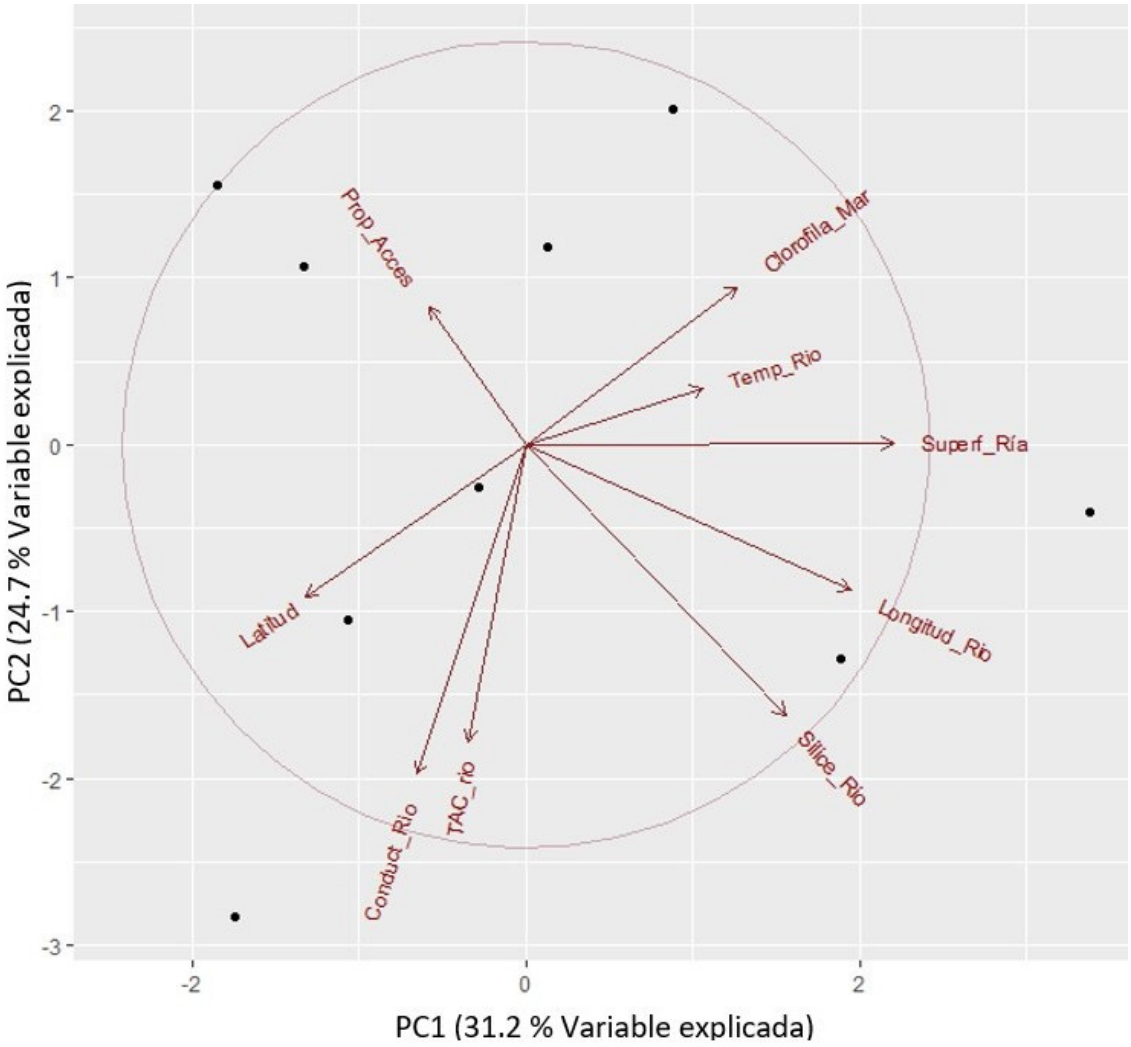


Figura 8.5: Componentes 1 y 2 del análisis de componentes principales (PCA) realizado sobre variables ambientales de nueve ríos y rías gallegas.

DISCUSIÓN GENERAL

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

9.- DISCUSIÓN GENERAL

9.1.- FASE FLUVIAL Y ESGUINADO

9.1.1.- CRECIMIENTO FLUVIAL

La anadromía y la residencia en la trucha común son consideradas tácticas alternativas dentro de una única estrategia (Dodson *et al.*, 2013). La decisión de migrar al mar es el resultado de un equilibrio entre mortalidad y crecimiento en agua dulce y salada, de tal forma que se maximice el *fitness* general y los individuos puedan utilizar señales próximas para adoptar la estrategia vital más apropiada (Kendall *et al*., 2014). Los factores ambientales que influyen sobre el crecimiento en los primeros estadios vitales son probablemente las claves principales que determinan que se adopte una u otra opción (Jonsson & Jonsson, 1993; Baglinière *et al.*, 2001; Ferguson *et al.,* 2007). La influencia de factores ambientales en las estrategias vitales de las poblaciones anádromas de trucha común ha sido revisada recientemente (Nevoux *et al.*, 2019), en concreto se han determinado varios factores que controlan la anadromía en juveniles de trucha común: la disponibilidad de alimento, las condiciones térmicas, el caudal fluvial, la denso-dependencia, la competencia interespecífica y la depredación. Según Thorpe (1987) las truchas juveniles tras residir y crecer en el río durante un tiempo, básicamente tienen 3 alternativas: (1) permanecer en el río, madurar sexualmente y participar en la reproducción; (2) esguinar y migrar aguas abajo la siguiente primavera o (3) permanecer como un pez inmaduro un año más en el río

El crecimiento de las truchas en el río depende en gran medida de la alimentación y de la temperatura, los juveniles experimentan una reducción en su crecimiento por las restricciones de alimento, que produce que puedan tanto ir a un hábitat más productivo como alcanzar la madurez sexual (Jonsson, 1985). Por lo tanto, la migración por alimentación es una alternativa viable si los hábitats distantes proporcionan mejores oportunidades, sin que la supervivencia disminuya más de la proporción correspondiente (Jonsson & Jonsson, 1993). Según Thorpe (1987), los individuos con crecimiento más intenso tienden a madurar en el río y hacerse sedentarios, mientras que los de menor talla optan por migrar al mar en un momento dado de su desarrollo juvenil. Esta hipótesis resulta un tanto contradictoria o necesita ser matizada (Toledo, 1996) ya que los dos comportamientos suelen coexistir en el mismo tramo, normalmente en las partes bajas de los ríos donde el crecimiento es mayor. En este trabajo no se han detectado diferencias significativas en el crecimiento fluvial de las truchas que van a migrar al mar respecto al de las consideradas residentes y que han sido capturadas en la estación de captura de Ximonde, y que representan a una población de trucha común de un tramo medio-bajo.

En la revisión citada anteriormente sobre la influencia del ambiente en la anadromía de la trucha común (Nevoux *et al.*, 2019), se comparan seis poblaciones europeas de reos (ríos Oir 48°N y Bresle 50°N, en Francia; río Tamar 51°N, en Gales; Río Burrishoole 54°N, en Irlanda; y ríos Vosso 60°N y Hals 70°N, en Noruega). En estas 6 poblaciones se observa un patrón general con una correlación positiva entre la talla en truchas anádromas y residentes. Esto significa que ríos con truchas residentes grandes también producen reos grandes. Además, el crecimiento relativo debido a la migración marina es mayor en poblaciones con grandes truchas. Aparentemente, para que la anadromía sea una táctica viable, la tasa de crecimiento de los peces anádromos debe ser mayor que la obtenida por los residentes en agua dulce. En este estudio también se puede observar (Figura 4.27) que los crecimientos obtenidos por las truchas residentes del Ulla a partir del esguinado son notablemente inferiores al crecimiento de las truchas anádromas en el agua salada.

La variación encontrada en el crecimiento de los esguines de reo en la fase fluvial ha sido considerable, si bien, tal y como indican Sánchez-Hernández *et al.* (2012) en otro estudio realizado en ríos gallegos, esto puede ser considerado como normal, ya que las tasas de crecimiento dependen de la combinación de varios factores tales como la temperatura del agua (Elliot,1994; Parra *et al*., 2009; 2012), la ingesta de alimento (Elliott, 1994; Mambrini *et al*., 2006), factores genéticos (Jensen, 1985; McDowall, 1994), interacciones sociales (Metcalfe, 1994; Lobón-Cerviá, 2007), latitud y altitud (Parra *et al*., 2009), o el contenido de calcio en el agua (Kennedy & Fitzmaurice, 1971). Aunque los resultados no siempre son estadísticamente significativos e incluso en algunos casos parecen ser contradictorios, se detectaron dos ríos donde el crecimiento es menor (Landro y Sor), y por ello son los únicos en los que la clase de edad fluvial dominante es la de los esguines de 3 años. Por el contrario, en la otra población cantábrica estudiada (río Masma) se encontraron los mayores crecimientos, al igual que en los ríos de las Rías Baixas (Ulla y Tambre), este valor en un río Cantábrico seguramente es debido al alto contenido en calcio de sus aguas (Kennedy & Fitzmaurice, 1971) producido por la *Caliza de Vegadeo* que afecta a sus tributarios de la margen derecha.

Se han detectado diferencias significativas en el crecimiento fluvial entre las distintas clases de edad de esguinado, así las truchas que esguinan con un año fluvial son las que más han crecido, alcanzando los 13 cm de longitud furcal media en su primer año de vida, de modo que permanecen solo un año en el río y en el momento de esguinar presentan una longitud media de 14.5 cm. Sin embargo, los esguines de 2 años que alcanzan en su primer año 10.4 cm de longitud media y 20.8 cm en el segundo año, migran con una talla media de casi 22 cm. Los esguines de 3 años solo crecen en su primer año hasta los 8.65 cm de longitud, alcanzando 17 cm el segundo y 24 cm en el tercero, de modo que migran como esguines con casi 25 cm de longitud. También se ha detectado entre los reos de las cuencas estudiadas, y en una proporción que varía entre el 18 y el 60 % según la población (media del 38%), la existencia de un plus de crecimiento primaveral (PCP) previo al esguinado, que facilita a estos esguines alcanzar la talla de esguinado entre el invierno y la primavera. En este estudio, el retrocálculo nos ha permitido conocer

que, en el invierno previo al esguinado, el tamaño de las truchas que presentan crecimiento primaveral es menor que el de las que no lo presentan; sin embargo, este incremento de talla logrado gracias al PCP, hace que la talla media de esguinado sea mayor para las que presentan este plus de crecimiento. Esto indica que este fenómeno, también descrito en otras poblaciones de reo (Went, 1962; Pratten & Shearer, 1983; Fahy, 1990; Berg & Berg, 1987 b; Thomson, 2015), les permite alcanzar la talla umbral del esguinado. Sorprende los pocos estudios en los que se habla de este plus de crecimiento, tras la teoría que primero propuso Fahy (1985) en la que se decía que la trucha debía alcanzar una talla mínima para poder migrar al mar; ésta fue rechazada por Økland *et al.* (1993), basándose en el hecho de que los esguines de 3 años presentaban ya a los 2 años un tamaño mayor que los esguines de 1 año, pero no esguinaban ni migraban, y por lo tanto se concluía que no existía un umbral de talla que regule la edad de esguinado. Según Økland *et al.* (1993) existe una compleja interacción entre la talla, la edad y el crecimiento que puede reflejar la compensación entre los beneficios y los costes impuestos por las diferencias en la tasa de crecimiento. Sin embargo, según Thomson (2015), si se tiene en cuenta el PCP o crecimiento tipo B, la teoría de Fahy puede ser cierta o debería ser revisada, ya que se debe tener en cuenta el crecimiento que los esguines han experimentado desde el invierno hasta el esguinado. Los resultados obtenidos en nuestro trabajo teniendo en cuenta el PCP permiten apoyar esta hipótesis, dado que los esguines de 1 año presentaban un tamaño similar al de los esguines de 3 años en su segundo año de vida fluvial, por lo que es posible que exista una talla umbral para el esguinado de la trucha común en torno a los 14 cm.

9.1.2.- ESGUINADO

El esguinado o *smoltificación* es un proceso de cambios fisiológicos, morfológicos y de conducta que preparan a los juveniles de los salmónidos para su vida en agua salada (Høgåsen, 1998). La primera vez que los juveniles migran al mar son denominados, en general, como esguines o *smolts*, si bien se diferencian de los pre-esguines (desde que muestran signos de los cambios que supone el esguinado hasta que se completan) y post-esguines (una vez que entran por primera vez en el agua salada). Pero independientemente de todo lo citado sobre esguines y esguinado, los juveniles de trucha común pueden moverse del agua dulce al agua salada sin sufrir el proceso de esguinado (Tanguy, 1993; Tanguy *et al*., 1994; Landergren, 2001; Limburg *et al*., 2001). Según un reciente estudio realizado mediante marcado de juveniles de trucha común con marcas PIT en un río danés (del Villar *et al.*, 2019), basándose en la morfología corporal y la capacidad de osmorregulación, los ejemplares migradores de esta especie pueden clasificarse como pintos (en teoría menos preparados para la vida en agua salada), pre-esguines y esguines, de modo que se detectó que la tasa de retorno al río natal en los pintos fue mayor que en los pre-esguines y esguines. Existen también otros trabajos que muestran que puede no ser necesario que una trucha complete el proceso de esguinado para sobrevivir en un ambiente marino, al menos en áreas de baja salinidad (Järvi *et al.*, 1996; Limburg *et al*.,

2001; Landergreen, 2001, 2004; Okumus *et al.*, 2006). Este problema en la clara diferenciación entre las truchas migradoras complica los estudios de stock-reclutamiento en el reo, a diferencia de lo que ocurre en el salmón Atlántico, especie en el que el esguinado es realizado siempre, en poblaciones anádromas. Esto puede explicar el porqué de la escasez de esguines de reo en las estaciones de captura utilizadas en este estudio, sobre todo si se compara con la proporción de esguines de salmón capturados en las mismas estaciones, por lo que deberían realizarse estudios de marcado-recaptura más intensos (incluyendo el marcado de truchas en descenso) para poder calcular la fracción de juveniles no esguines que retornan como reos para reproducirse.

La edad y el tamaño de los reos en el esguinado varían entre poblaciones y también entre los individuos de una misma población. En una misma población, los individuos con crecimiento más lento migran al mar con una edad y tamaño mayores que los que crecen más rápido (Økland *et al*., 1993). El motivo principal para explicar esta variación puede ser la diferente tasa relativa de consumo de alimento (Thorpe & Metcalfe, 1998). Los umbrales de edad y talla de esguinado parecen estar determinados por los beneficios y costes que se obtengan en el mar, que a su vez son dependientes del crecimiento, pues un crecimiento rápido consume más energía, pero un individuo de mayor tamaño también puede escapar de un predador con más facilidad. La tasa metabólica de un juvenil de trucha de crecimiento rápido es alta, pero encuentra limitaciones energéticas en agua dulce antes y a una talla menor que un juvenil de crecimiento lento de la misma población (Forseth *et al*., 1999; Gowan & Fausch, 2002; Morinville & Rasmussen, 2003). Por lo tanto, los beneficios de los juveniles de mayor crecimiento, probablemente aumentan al moverse a un hábitat más rico, si lo comparamos con los obtenidos por los que presentan un menor crecimiento. Probablemente la variación en la edad de esguinado dentro de una población es principalmente fenotípica, en tanto que la variación entre poblaciones puede ser en gran medida heredada, al no estar acompañada por un cambio en la talla de los esguines (Ferguson *et al.,* 2017). La talla de los esguines puede estar adaptada a las condiciones en el mar, donde la temperatura del agua, las oportunidades de alimentarse y la presencia de predadores son factores selectivos (Aarestrup *et al.,* 2018). Sin embargo, estas variables no son experimentadas por el individuo hasta el momento del esguinado, por lo que las adaptaciones locales parecen influir en el distinto tamaño de esguinado observado en diferentes áreas geográficas (Jonsson & Jonsson, 2006). La tasa de crecimiento en la trucha común en los ríos de la costa oeste europea se incrementa, al contrario que la edad de esguinado, a medida que disminuye la latitud, pero no ocurre lo mismo con la talla (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993). Las tallas medias de los esguines de reo varían entre 10.7 y 25.2 cm en 102 poblaciones europeas situadas entre los 54°N y los 70°N, pero no se detectó una correlación aparente entre talla media de esguines y la latitud. Sin embargo, L'Abee-Lund *et al*. (1989) indican que en un área geográfica más restringida, como a lo largo de la costa Noruega, la talla media de los esguines aumenta con la latitud, sin embargo en nuestro estudio (Figura 4.26) el tamaño de los esguines, en este caso de los de edad 3+, esta inversamente relacionado con la latitud, de modo que cuanto menor es la latitud mayor es la talla de los esguines, si bien las diferencias no son estadísticamente significativas.

Por otro lado, al comparar los valores de longitud furcal de los esguines obtenidas a partir del retrocálculo de las escamas de adultos con los valores medidos en las estaciones de captura, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas. Estas diferencias alcanzan los 2 cm entre las medias de los esguines de 2 años, y 3 cm para los de 3 años, siendo en los dos casos superior para los obtenidos mediante retrocálculo. No abundan los trabajos en los que se valide la obtención de los resultados obtenidos mediante retrocálculo, pero en el caso del estudio realizado por Panfili & Tomás (2001) mediante marcado-recaptura en tilapia (*Oreochromis niloticus)* se obtuvieron resultados similares a los obtenidos en este trabajo, ya que las tallas sobre otolitos sobreestimaron la longitud de los ejemplares, en una proporción similar.

Si comparamos la edad de esguinado de los reos con la de los esguines de salmón, la otra especie de salmónido simpátrica en algunos de estos ríos, se observa que, en general y para un mismo río, los juveniles de reo esguinan a mayor edad que los pintos de salmón (Elliott *et al.*, 1992). Así encontramos que en el río Ulla la edad media de esguinado (MSA) del reo supera en un año a la del salmón (Caballero *et al.*, 2002).

Las variaciones en la edad media de esguinado están relacionadas con la tasa de crecimiento de los juveniles, de modo que los pintos de trucha común de mayor crecimiento esguinan a una edad más temprana que sus hermanos de crecimiento más lento (Elliott *et al.*, 1992). La latitud del río puede influir en la MSA (Fahy, 1978; L'Abee-Lund *et al.*, 1989; Jonsson & L'Abee-Lund, 1993), porque el crecimiento está relacionado con la temperatura del agua y la duración de la época de crecimiento (Elliott, 1975 a). La MSA determinada en este trabajo para los reos de Galicia (2.04 - 2.70 años) es mayor a la esperada en función de su localización latitudinal, ya que aunque es claramente inferior a las descritas en los ríos del norte de Europa (Fahy, 1978; Richard, 1986; L'Abee-Lund *et al.*, 1989; Euzenat *et al.*, 1991), resulta ser similar a las descritas en Gales, Inglaterra e Irlanda (Fahy, 1978; Harris, 1970), y mayor a la encontrada en el norte de Francia (Euzenat *et al*, 1991) (Figura 9.1), donde la mayoría de los esguines tienen un año, mientras que el crecimiento observado durante el primer año de vida en los pintos de salmón de los ríos gallegos no les permite casi nunca alcanzar el tamaño para esguinar a la edad 1+.

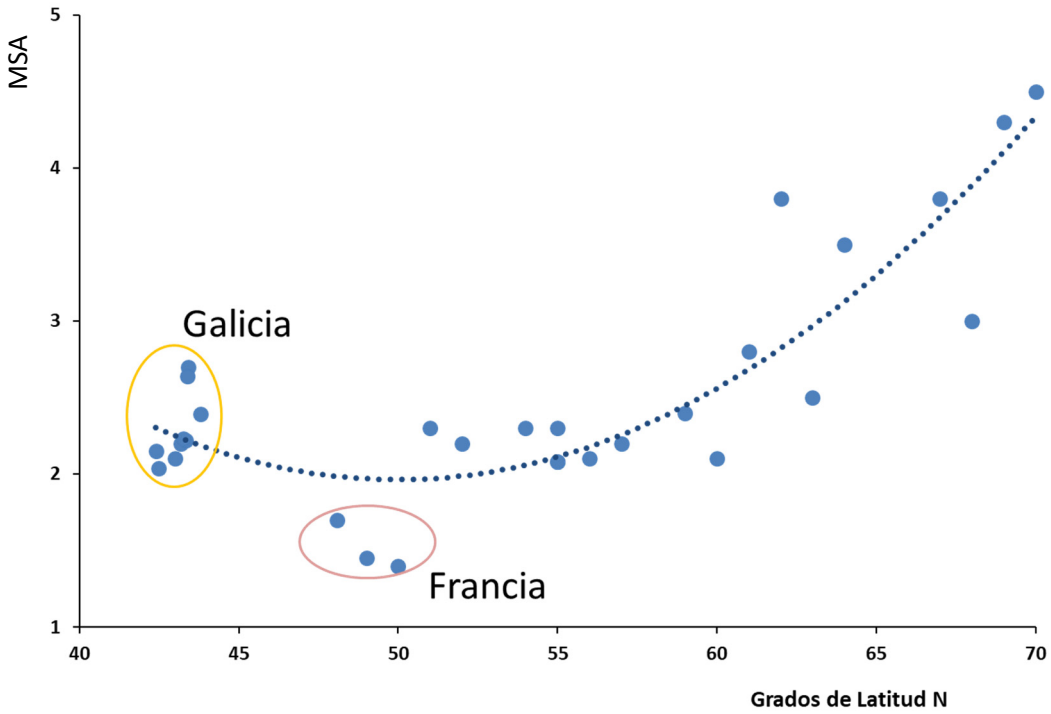


Figura 9.1: Relación entre la Edad Media de Esguinado (MSA) del reo y la latitud en su área de distribución natural, que abarca desde los 70° a los 42° de latitud norte. Realizada a partir de los datos de este estudio y los datos bibliográficos (véase texto), aunque únicamente se han marcado las MSA correspondientes a las poblaciones de Galicia y Francia.

Sin embargo, si se aprecian importantes diferencias en la edad media de esguinado entre las ocho poblaciones gallegas de reo que hemos comparado. De 2.04 años en el Tambre y 2.15 en el Ulla, en las Rías Baixas, a 2.70 en el Sor y 2.64 en el Landro en el Cantábrico, pasando por valores medios en el Arco Artabro y Fisterrán (de 2.2 años en el Mandeo a 2.39 años en el Grande), siendo el Masma, de nuevo, el único que no se corresponde con su situación geográfica con 2.22 años de MSA. La relación entre la MSA y la latitud se muestra en la Figura 4.26, pero en este caso a nivel de Galicia, entre los 42,67 grados decimales del Ulla y los 43,70 del Sor. Si bien la correlación de Pearson entre estas dos variables no es significativa, si se aprecia la misma relación entre ellas que la observada a escala europea en la Figura 4.29.

Normalmente los esguines de reo migran hacia el mar en primavera e inicios del verano, en los ríos europeos generalmente entre el final de febrero y junio (Pratten & Shearer, 1983b; Euzenat, 1999; Byrne *et al.*, 2004; Carlsen *et al.*, 2004; Gargan *et al.*, 2006; Bohlin *et al.,* 1993; Jonsson & Jonsson, 2009; Jensen *et al.*, 2012). En Turquía y Georgia, en los ríos que van a dar al Mar Negro la migración del reo dura hasta el inicio del invierno (Okmus *et al.*, 2006). Pero esta migración de los esguines muestra una variación geográfica significativa. Al sur de Suecia la migración ocurre principalmente entre el 3 de mayo y el 6 de junio, detectándose la migración de algunos individuos ya a finales de marzo (Svärdson & Fagerström, 1982). En otro río sueco, el 90 % de los

esguines migraron en un período de 29 días, situándose la fecha media de migración entre el 26 de abril y el 17 de mayo (Bohlin *et al*., 1993). En Escocia las migraciones anuales de esguines registradas en varios ríos ocurren entre finales de mayo y mediados de mayo, con un pico de la migración oscilando en varios años desde principios de abril y llegando hasta el mes de agosto (Pemberton, 1976b; Pratten & Shearer, 1983b). En Noruega la migración de los esguines de reo en un río de la zona central se extiende hasta mediados de mayo (Hembre *et al*., 2001), en contraste con un río de la parte norte, donde la fecha media de migración es el 4 de julio, si bien varía anualmente unos 30 días entre la fecha media más temprana y la más tardía (Jensen *et al.,* 2012). En las tres estaciones de captura analizadas en nuestro estudio para las que disponemos de trampas de descenso (Ximonde, Liñares y A Freixa), el período de migración de los reos incluye los meses de marzo, abril y mayo, normalmente con un pico de la migración en abril, tal y como sucede en la mayoría de los ríos europeos.

También hay que considerar que en algunos ríos europeos existe una migración adicional en otoño (Pemberton, 1976b; Poole *et al.,* 1996; Okumus *et al.*, 2006; Jonsson & Jonsson, 2002, 2009; Aarestrup *et al.*, 2017; Birnie-Gauvin *et al.*, 2019) y que estas truchas suelen ser más pequeñas que los esguines de primavera de la misma cohorte. Jonsson & Jonsson (2002, 2009) sugieren que, dada la conducta agresiva que muestran los adultos que retornan al río durante el otoño para reproducirse, puede ser ventajoso para los juveniles abandonar el río antes de su llegada. En las estaciones de captura en las que hemos realizado este trabajo algunos datos parecen indicar la existencia de una migración de truchas otoñal, sobre todo en el río Tea, pero también, aunque en menor medida, en el río Ulla; no obstante, los datos no son concluyentes y se debe profundizar en el estudio de este proceso mediante un adecuado programa de marcado-recaptura.

Al igual que sucede para el salmón Atlántico, existen una serie de influencias ambientales que actúan conjuntamente para regular el momento y la duración de la migración hacia el mar de los esguines de reo (Bohlin *et al*., 1993; Hembre *et al*., 2001; Aarestrup *et al*., 2002; Byrne *et al.*, 2004; Carlsen *et al*. 2004; Kallio-Nyberg *et al*., 2006, 2007; Jonsson & Jonsson, 2009; Jensen *et al*., 2012). El comienzo del esguinado es desencadenado por la duración del día, mientras que la temperatura del agua regula la tasa y la duración del proceso de esguinado en sí mismo (Høgåsen, 1998; Byrne *et al*., 2004). Una vez que los peces han esguinado, diversos estímulos regulan el patrón de migración aguas abajo (Høgåsen, 1998; Byrne *et al*., 2004; Nielsen *et al.*, 2006). La variación en la temperatura del agua junto al caudal en invierno y primavera, y la interacción entre esos dos factores, parecen ser los principales determinantes del momento y la duración de la migración (Pemberton, 1976b; Bohlin *et al.,* 1993; Hembre *et al.,* 2001; Jonsson & Jonsson, 2002, 2009a; Byrne *et al.,* 2004; Carlsen *et al.,* 2004; Jensen *et al.,* 2012). No obstante, estos valores son muy variables entre las distintas poblaciones; así, por ejemplo, en un río irlandés la migración de los esguines de reo tiene lugar cuando la temperatura del agua se encuentra entre los 5 y los 13°C (Byrne *et al.,* 2004), mientras que en nuestro estudio (Tabla 4.25) la temperatura del agua durante la migración varió entre los 12 y 13°C, y el fotoperiodo entre 12 y 13.5 horas de luz.

La duración de la migración de los esguines también está sujeta a una gran variabilidad en las diferentes poblaciones europeas de reo. En un estudio de 22 años en un río del norte de Noruega, la duración media de la migración fue de 118 días (Jensen *et al.,* 2012). En un río irlandés (Byrne *et al.,* 2004), se detectó un cambio desde unos períodos cortos y bien definidos en la década de los años 70, con una duración del 50% de la migración de 57 días, a migraciones más dispersas y menos distintas y una duración del 50% de hasta 73 días en los años 90. En nuestro caso, la duración media de esta migración en las estaciones gallegas donde se realizó seguimiento de esguines, fue de entre 62 y 67 días en los años estudiados, lo cual parece indicar que esta migración en el sur de su distribución tiene una duración más corta que en ríos más al norte.

Por último, debemos destacar la importancia que tiene el seguimiento de las migraciones de la trucha y de los parámetros ambientales que sobre ellas influyen, máxime en el marco actual de cambio climático. En este contexto y por lo que nos puede afectar en nuestra latitud, debemos destacar el trabajo de Jonsson & Jonsson (2009), quienes indican que existen motivos para prever un movimiento hacia el norte del nicho térmico de los salmónidos anádromos, con un descenso en la producción y la extinción de poblaciones en el sur de su área de distribución, al tiempo que se esperan migraciones más tempranas en la temporada, reproducciones más tardías, esguinado y maduración sexual a edades más tempranas y un incremento en la susceptibilidad a enfermedades y de la mortalidad.

9.2.- FASE MARINA

9.2.1.- HOMING Y STRAYING

Los salmónidos son conocidos por su precisa habilidad de retorno al río natal conocida con el termino *homing o filopatría.* Los estudios de campo y genéticos han demostrado que esta habilidad también existe en la trucha común (Stuart, 1957; Hansen & Mensberg, 1998). El término *straying* se utiliza para describir cuando los individuos no retornan al río natal, también conocidos como peces erráticos.

Gran parte de los estudios sobre homing realizados con el reo, indican que existen mayores tasas de individuos erráticos (*straying*) en trucha que en salmón (Aarestrup *et al.,* 2017). Pero en otros trabajos se describen tasas de homing similares a las encontradas en salmón (Jonsson & Jonsson, 2014) y además muestran comportamientos más variables, adentrándose en ríos diferentes al de origen, pero no para reproducirse (Euzenat, 1999; Degerman *et al.,* 2012; Davidsen *et al.*, 2014; Thorstad *et al.,* 2016). Si bien las tasas de homing se pueden calcular mediante el marcado/recaptura de juveniles/adultos, dado que el número de juveniles capturados y las recapturas en el Ulla fueron escasas (aunque hubo cuatro recapturas y todas en el Ulla), hemos utilizado los datos de marcado/recaptura de finnocks y adultos registrados en las estaciones de los ríos Lérez y Ulla como indicadores del homing. En estos dos ríos se marcaron un total de 4983

reos (adultos y postesguines), durante 7 años en el río Lérez (1731 individuos marcados) y 11 años en el Ulla (3252 individuos marcados). Se obtuvieron 349 recapturas en el río de suelta; 197 en el Lérez (11,4 %) y 163 en el Ulla (5%), y 21 recapturas en ríos o zonas diferentes a la zona del río de origen (13 del Lérez y 8 del Ulla). Estos datos implicarían la existencia de una tasa de homing del 94.50% en general (93.81 % para el Lérez y 95,32 % para el Ulla), muy similar a la citada de poblaciones silvestres de salmón (Hansen & Jonsson, 1994) pero entre juveniles y adultos. Estos resultados parecen reforzar la hipótesis de que el grado de precisión del homing en el reo es bastante elevado y similar al del salmón, dado que la gran mayoría de los marcados retorna al río natal.

9.2.2.- MOVIMIENTOS EN EL MAR

El marcado y recaptura realizado en las estaciones de Bora y Ximonde ha aportado valiosa información sobre la migración marina del reo. De los casi 5000 reos marcados en las Estaciones de Ximonde y Bora durante 11 y 7 años, respectivamente, se obtuvieron un total de 381 recapturas (7.65 %), la mayoría de ellas (360) en el mismo río donde fueron marcados. Si bien las recapturas fuera de las estaciones no fueron muy numerosas (21 reos en total: 13 de Bora y 8 de Ximonde), si nos permiten mostrar una imagen de los movimientos marinos del reo en dos poblaciones Ibéricas de ríos que vierten al Océano Atlántico y compararla con la realizada por la especie en otras latitudes.

Nuestros datos permiten afirmar que la migración del reo en las Rías Baixas no difiere en demasía de la observada en las poblaciones europeas en su conjunto, en el sentido de que los individuos se mueven mayoritariamente por áreas cercanas a la desembocadura de su río de origen, si bien en ocasiones pueden alejarse de ellas más de 200 Km, pero sin distanciarse de la costa. Esto concuerda con lo observado en otros trabajos sobre la migración marina del reo en regiones tan dispersas como Noruega (río Vardness; Berg & Berg, 1987), Escocia (río North Esk; Pratten & Shearer, 1983b) o Normandía y Picardía (Euzenat *et al*., 1991). Así Berg & Berg (1987) indican que en aguas noruegas pocos reos se desplazan a más de 70 - 80 Km de su río natal, y que la mayoría permanece en un radio de 15 Km o menos del mismo. Estudios más limitados, basados en marcado-recaptura, realizados en las islas Británicas y Francia indican un movimiento restringido a lo largo de la costa (Le Cren, 1985; Euzenat *et al*., 1991), si bien los reos normandos se dirigen hacia el norte, habiéndose obtenido recapturas en aguas danesas.

Como se comentó con anterioridad, se asume, como norma general, que la mayoría de las truchas anádromas se alimentan en aguas poco profundas a una distancia máxima de 80-100 km de la desembocadura de su río de origen (Jonsson & Jonsson, 2011; Thorstad *et al*., 2016). Sin embargo, hay evidencias de que existen grandes variaciones intra e interpoblacionales en cuanto a la distancia recorrida en las migraciones marinas (Jonsson & Jonsson, 2014; Kristensen *et al*., 2018; Potter *et al*., 2017; Prodöhl *et al*.,

2017). En nuestro estudio se han registrado recapturas correspondientes a localidades situadas a más de 100 km del río de origen; así por ejemplo, en los ríos Miño y Anllóns se recapturaron dos reos marcados en Ximonde. Pero también se recapturaron en el río Cares dos reos marcados en el Lérez, distantes más de 500 km. En la bibliografía se han registrado migraciones de larga distancia del reo en diferentes áreas en todo su rango de distribución, pero la proporción de individuos que emprenden estas largas migraciones parece variar entre poblaciones (Nall, 1930; Pratten & Shearer, 1983b; Berg & Berg, 1987a; Berg & Jonsson, 1989; Kallio-Nyberg *et al*., 2002; Okmus *et al*., 2006). La distancia recorrida en las migraciones probablemente esté influenciada por una combinación de condiciones ambientales, genéticas, de estatus energético, costes en término de riesgos de predación y, en algunas circunstancias, la talla corporal y la edad del pez (Thorstad *et al*., 2016).

Potter *et al.* (2017) revisaron los estudios de marcado/recaptura de reo realizados en Gran Bretaña durante más de 100 años y los resultados sugieren que en esta región existen tres amplios patrones de conducta migratoria:

1) Stocks de la costa norte y oeste de Escocia, que tienden a permanecer mayoritariamente en los lagos marinos (*Lochs*) y estuarios cerca del río de origen durante varios meses.
2) Stocks de la costa este de Escocia y de las costas de Gales e Inglaterra (excepto el noreste), que se alejan de su río natal a lo largo de la costa en todas direcciones y con frecuencia penetran en estuarios y ríos vecinos, pero no necesariamente para reproducirse en ellos. En este patrón, mientras la mayoría de los reos permanecen relativamente cerca de sus ríos natales, una pequeña proporción puede moverse a más de 150 km.
3) Stocks del noreste de la costa de Inglaterra y del río Tweed (Escocia), donde los reos suelen emprender largas migraciones hacia el sur del Mar del Norte, que dan como resultado un menor retorno a su río natal como finnocks. Esta conducta parece ser debida, en cierta medida, a las condiciones más cálidas y mejores oportunidades de alimentación del área a la que migran.

Teniendo en cuenta estos patrones de migración existentes en el Reino Unido, no debemos descartar que en las costas de Galicia se produzcan otro tipo de movimientos a los descritos en este trabajo, ya que los resultados obtenidos, si bien coinciden en gran medida con el patrón establecido en el punto 2), solo corresponden a dos ríos de las Rías Baixas, quedando sin estudiar poblaciones tan distantes y con condiciones tan diferentes como las de las Rías altas.

9.2.3.- CRECIMIENTO MARINO

Es conocido que las tasas de crecimiento en el mar son bastante superiores a las que se producen en agua dulce (L'Abee-Lund *et al*., 1989), pero son muy variables según la influencia de diversos factores. Generalmente el crecimiento de los reos en el mar está positivamente correlacionado con la duración de la migración marina, variando entre años según la temperatura del agua (Berg & Berg 1987b, Berg & Jonsson 1990, Kallio-Nyberg *et al*., 2015). Así, el estudio de Jonsson & L'Abee-Lund (1993) realizado con datos de 102 poblaciones europeas de reo, mostró que los postesguines crecieron una media 12.5 cm durante su primer año en el mar (rango= 8-21.8 cm). El estudio de Jonsson & Jonsson (2009) en una población noruega mostró que la tasa específica de crecimiento marino en los dos primeros años tras el esguinado fue mayor en los reos que pasaron todo el período en el mar que en los que retornaron al río para pasar el invierno. Como cabría esperar, el crecimiento marino del reo varia también a lo largo del año según la estación, siendo particularmente rápido en los meses de verano (Berg & Berg 1987b; Knutsen *et al*., 2001, 2004; Olsen *et al*., 2006).

Los valores obtenidos en este trabajo sobre el crecimiento marino del reo en Galicia nos permiten realizar diversas comparaciones:

9.2.3.1.- Comparación del crecimiento marino entre los reos del Ulla y los del Lérez, según los datos obtenidos mediante marcado/recaptura

Como se comentó anteriormente, existen diferencias significativas entre las dos poblaciones para los parámetros incremento en LF, peso y K en casi todas las clases de edad: reos 0+SW frente a 1+SW, reos 1+SW frente a 2+SW y reos 2+SW frente a 3+SW.

Se encontraron diferencias de en torno a 20 mm de incremento medio en el crecimiento observado entre el marcado y la recaptura entre las dos poblaciones. También las diferencias encontradas en el incremento de talla entre clases de edad son notables y significativas. No es sencillo encontrar una explicación a estas claras diferencias, ya que las cuencas del Lérez y el Ulla son prácticamente limítrofes, tan solo separadas por la cuenca del Umia, y además desembocan en rías vecinas (Arousa y Pontevedra). Por una parte es posible que los esguines del Lérez migren al mar con menor tamaño que los del Ulla, pero también que la ría de Arousa ofrece mejores condiciones que la de Pontevedra para un mayor crecimiento, ya que así lo indican las diferencias en el incremento de talla. Por otro lado, los datos aportados por el INTECMAR muestran mayores niveles en nutrientes inorgánicos en la ría de Arousa, de modo que esta mayor productividad frente a la vecina de Pontevedra parece reflejarse, entre otras cosas, en el crecimiento de los reos.

9.2.3.2.- Comparación del crecimiento marino en las siete poblaciones estudiadas de acuerdo con los resultados del retrocálculo de escamas de individuos capturados en la pesquería.

Los valores obtenidos mediante retrocálculo para el crecimiento medio de los postesguines reos de los ríos Eume, Landro, Mandeo, Masma, Sor, Tambre y Ulla en su primer año de estancia marina se encuentran en torno a la media determinada para las 102 poblaciones europeas estudiadas por L'Abee-Lund *et al*. (1989). Aunque hemos de tener en cuenta que los valores retrocalculados probablemente son ligeramente superiores a su valor real, las agrupaciones de los ríos realizadas mediante pruebas *post hoc* muestran que en los ríos de las Rías Baixas (Ulla y Tambre) el crecimiento en el mar es superior al de las poblaciones europeas, mientras que en las poblaciones del arco artabro-fisterrán y de las Rías Altas es más bajo.

9.2.3.3.- Comparación del crecimiento en las diferentes clases de edad marina

Los datos sobre el crecimiento marino obtenidos (bien mediante marcado/recaptura, retrocálculo o asignación a distintas clases de edad por interpretación de la lectura de escamas) muestran que en general el crecimiento es menor a mayor edad y, por tanto, también a mayor tamaño, ya que en todos los casos de detecta mayor crecimiento en los postesguines que en los reos de un invierno de mar y en éstos que en los de 2+ SW.

Esta disminución de la tasa de crecimiento con la talla es un fenómeno generalizado entre los peces y probablemente está relacionado con el descenso del consumo relativo de alimento, de manera que la tasa de crecimiento desciende (Wooton, 1998). Según Ware (1978) esto se debería al incremento de los costes de alimentación respecto a la talla corporal; mientras que Pauly (1980) lo atribuye a la relación alométrica entre el crecimiento del área branquial y el volumen corporal, y Wooton (1998) a la relación alométrica entre el crecimiento de la superficie gástrica y el volumen corporal, ya que a medida que el pez crece, el tamaño relativo del área branquial que absorbe oxígeno y del área gástrica que absorbe alimento, descienden por necesidades de mantenimiento, por un incremento de peso.

9.2.3.4.- Comparación del crecimiento según los datos obtenidos mediante marcado/recaptura y retrocálculo.

La única población en la que se ha calculado el crecimiento mediante estos dos métodos es la del río Ulla, lo que nos permite comparar los resultados del crecimiento entre reos 0+SW y reos 1+SW obtenidos mediante marcado/recaptura con los del crecimiento entre 1+SW y 2+SW obtenidos mediante retrocálculo.

El incremento en longitud calculado a partir de los datos obtenidos mediante retrocálculo es, de media, 9 mm superior al obtenido mediante marcado y recaptura. Aunque el tamaño de la muestra para la clase de edad 2+SW del río Ulla es muy bajo (tan solo 9 individuos) y podría invalidar esa conclusión, estas diferencias son similares a las

encontradas al comparar la talla de esguines del Ulla obtenidas mediante retrocálculo y la obtenida mediante la medición de esguines de reo capturados en la trampa de descenso de Ximonde, en la que las tallas obtenidas mediante retrocálculo eran superiores, sugiriendo que este método da como resultado en este trabajo valores ligeramente superiores a los reales, al igual que ocurre en otros estudios con otras especies como la Tilapia (Panfili & Tomás, 2001), ya comentado en la discusión del crecimiento fluvial.

Por último, la información obtenida sobre el crecimiento del reo en este estudio nos permite comparar este parámetro con el obtenido en poblaciones de otras regiones europeas. Así hemos comparado el crecimiento en las poblaciones de los ríos Ulla y Sor (ambas con crecimientos extremos) con el de quince poblaciones europeas, abarcando todo el rango latitudinal de la distribución natural del reo (Tabla 9.1, Figura 9.2).

Tabla 9.1: Crecimiento marino del reo en diferentes poblaciones europeas e Islas Kerguelen (LF: longitud furcal).

Población	**Área**	**Referencia**	**LF (mm) en Clases de Edad Marina**				
			0+SW	1+SW	2+SW	3+SW	4+SW
Ulla	Galicia	Este trabajo	334	399	473	-	-
Sor	Galicia	Este trabajo	303	346	406	468	549
Cares	Asturias	Toledo *et al.*, 1993	351	433	496	531	-
Narcea	Asturias	Toledo *et al.*, 1993	345	417	439	-	-
Ava	Suecia	Alm, 1950	314	464	517	578	614
Istra	Noruega	Jensen, 1968	294	405	483	564	590
Carélie	Rusia	Khalturin, 1970	-	484	634	678	-
Vistula	Polonia	Sych, 1970	452	677	799	-	-
Poméranie	Polonia	Chelkowski, 1969	340	565	665	740	820
Tweed	Escocia	Nall, 1935	330	530	629	-	-
North Esk	Escocia	Pratten & Shearer, 1983a	263	408	-	-	-
Burrishoole	Irlanda	Piggins, 1964	280	360	410	-	-
Foyle	Irlanda	Went, 1962	-	373	409	457	
País de Gales	Gales	Harris, 1970	300	470	580	-	-
Arques	Alta Normandía	Fournel *et al.*, 1979	360	545	600	665	722
Orne	Baja Normandía	Richard, 1986	322	531	698	731	-
Touques	Baja Normandía	Richard, 1986	346	480	567	618	668

Se aprecia (Figura 9.2) que en las poblaciones gallegas el crecimiento se encuentra por debajo de la media, por lo que se podrían incluir dentro del grupo de reos de menor tamaño junto a las poblaciones asturianas, Británicas, Noruegas y del Atlántico Irlandés,

frente a los reos de mayor talla media de Polonia, Normandía o del Mar de Irlanda. En el río Sor el crecimiento es el más bajo de Europa, al mismo nivel que los ríos irlandeses incluidos en esta comparación (ríos Burrishoole y Foyle, de la costa oeste de Irlanda), mientras que en el Ulla el crecimiento es algo superior pero también por debajo de la media y al nivel de las poblaciones de países nórdicos.

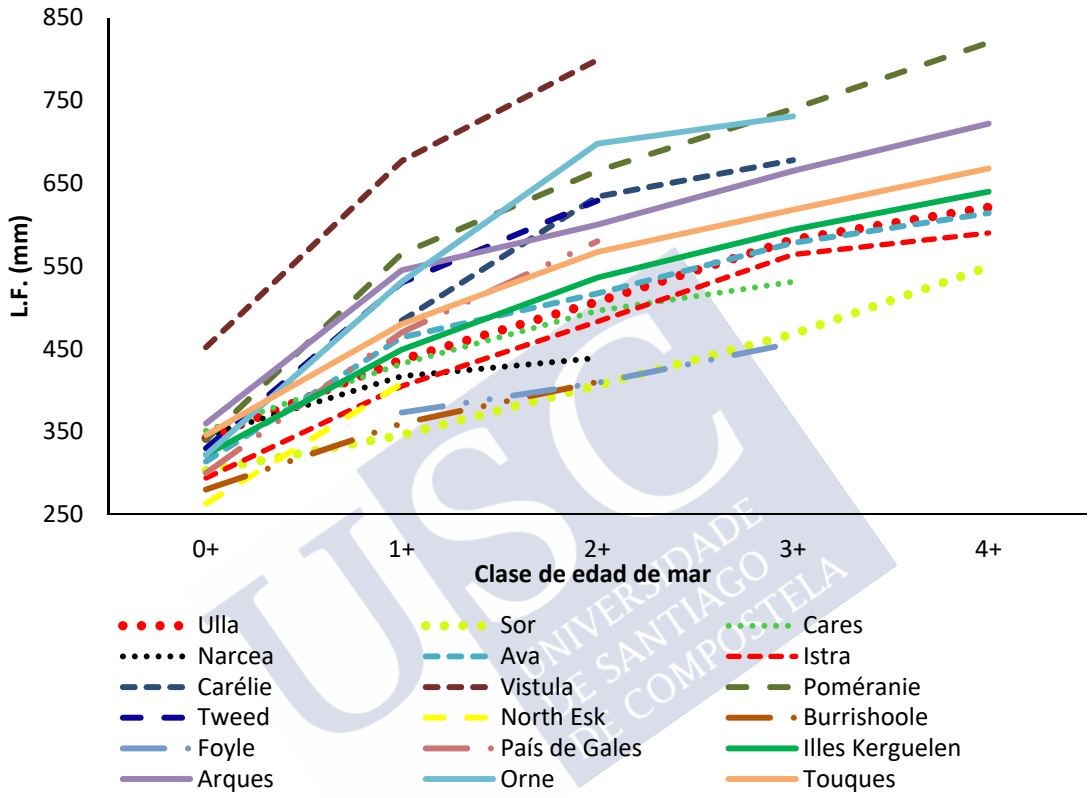


Figura 9.2: Crecimiento del reo en diferentes poblaciones europeas (LF: longitud furcal)

9.3.- FASE DE RETORNO AL RÍO

9.3.1.- CALENDARIO DE RETORNO

Los trabajos realizados en cinco estaciones de captura situadas en tres ríos principales (estaciones de Ximonde en el río Ulla, Bora en el río Lérez y Landrove en el río Landro) y dos tributarios (estación de Louzao en el río Liñares y de A Freixa en el río Tea), además de aportarnos nuevos conocimientos del momento y el patrón de las migraciones del reo en su retorno al río, nos muestran importantes diferencias en el momento de entrada de los reos entre los afluentes y los cauces principales. El hecho de que la mayor entrada de reos en los afluentes sea más tardía, durante el otoño, indica que éstos son utilizados principalmente cuando la época de reproducción está más próxima. Esta mayor captura

de reos en otoño resulta más clara en el río Liñares (afluente de menor tamaño y caudal) que en el Tea, ya que en este último la entrada estival tiene mayor entidad. En los tres cauces principales estudiados la captura de reos es muy parecida, con un tímido inicio en abril, máximo en julio, y cese de actividad en septiembre, reiniciándose la migración en otoño, pero con menor proporción de individuos que en verano.

Estos resultados parecen estar en concordancia con los que se citan en otras latitudes. La actividad migratoria del reo cuando remonta pequeños ríos para reproducirse parece estar regulada por el caudal. Así, por ejemplo, el número de reos que remontan diariamente el río Imsa (Noruega) está correlacionado con el caudal medio mensual al final del verano y al inicio del otoño (Jonsson & Jonsson, 2011). También en Noruega se indica que en ríos muy pequeños (<0.1 m^3/s) la trucha anádroma no entra hasta que está preparada para el desove (Jonsson *et al*., 2001). Algo parecido se ha detectado también en otras poblaciones del área de distribución natural de la trucha común, en donde los caudales bajos limitan la entrada de grandes individuos, incrementándose la talla de los salmónidos anádromos con el caudal en los pequeños ríos y no en los grandes (Schaffer & Jonsson, 1975; Scarnecchia *et al*., 1991). En otros trabajos también se indica que cuando los caudales son muy elevados la actividad migratoria puede decrecer (Jonsson & Jonsson, 2002; Jonsson & Jonsson., 2011) e incluso cesar temporalmente (Davidson *et al*., 1943; Sörensen, 1951; Stuart, 1957; Jensen *et al*., 1989). En algún caso, como el de una población de salmón atlántico sin salida al mar del río Mistassini de Quebec, Trepanier *et al*. (1996) concluyen que el remonte de estos peces está correlacionado negativamente con el caudal, sugiriendo que prefieren caudales de valor descendente para remontar el río. Otros trabajos indican que el caudal no tiene efecto sobre la migración de remonte de las truchas (Rustadbakken *et al*., 2004), al igual que se ha indicado para el salmón atlántico (Thorstad & Heggberget, 1998; Thorstad *et al*., 2003; Karppinen *et al*., 2004) o para el salmón Chinook en el río Columbia (Salinger & Anderson, 2006). Posiblemente, en estos últimos casos, el caudal no limita la migración de remonte debido a que los ríos siempre poseen la cantidad de agua suficiente requerida por los peces.

Para Jonsson & Jonsson (2011) la temperatura es, tras el caudal, el factor que ejerce mayor influencia sobre la migración de remonte. Los costes energéticos durante esta migración se incrementan cuando la temperatura aumenta (Glebe & Leggett, 1981; Wootton, 1998; Enders *et al*., 2005). La temperatura incide sobre el rango de actividad, afectando a la actividad natatoria, que se ve favorecida a una temperatura óptima, por encima y por debajo de la cual pasa a estar limitada o restringida y en las que además el contenido en oxígeno desciende (Svendsen *et al*., 2004, Salinger & Anderson, 2006). En ríos de gran longitud del sur de Europa, los reos sufren altas temperaturas en verano durante su migración río arriba, mientras que en ríos escandinavos las bajas temperaturas inhiben los movimientos de los peces en otoño e invierno. Ojanguren & Braña (2000) indicaron que la trucha común alcanza el 90% de su máxima velocidad natatoria entre los 12.2 y los 19.9 °C, mientras que Jensen (1999) mantiene que los 8 °C es el límite inferior al cual la trucha común y el salmón Atlántico pueden remontar cascadas en un río noruego. En la estación de Ximonde del río Ulla (Rías Baixas) se han registrado

temperaturas medias mensuales en el agua que oscilan de 9.2 °C en enero a 19.92°C en agosto, con una mínima de 2.2 °C y una máxima de 26.3°C, por lo que de acuerdo con esas observaciones, los reos en estas latitudes se ven sometidos durante una pequeña parte del inverno, pero sobre todo en gran parte del verano, a temperaturas que inhiben su actividad.

Thorstad *et al* (2016) diferencian dos tipos de movimientos o migraciones de adultos en el río, la "M*igración de retorno al río"* y la "*Migración aguas arriba*". La *migración de retorno* puede suceder los meses antes de la reproducción en algunos ríos, mientras que la *migración aguas arriba* solo tiene lugar justo antes de la reproducción (Pemberton 1976b; Berg & Berg 1989; Berg & Jonsson 1990). La reproducción del reo ocurre en una época concreta del año, aproximadamente entre diciembre y enero en nuestra latitud, pero la migración de retorno al río es muy variable en el área de distribución del reo y también varía localmente. En la migración de retorno al río participan tanto individuos inmaduros que retornan al agua dulce como refugio invernal como individuos maduros que realizan su migración reproductiva (Thorstad *et al*., 2016). Los individuos maduros pueden retornar al río para reproducirse tras un período de un mes a 5 años de estancia marina (Went 1962; Jensen 1968; L'Abee-Lund *et al.,* 1989; Christensen *et al.,* 1993; Jonsson & L'Abee-Lund, 1993; Euzenat *et al.,* 1999; Skaala *et al., 2*014). Al igual que para la edad de esguinado, la edad de primer retorno al río está relacionada con el área geográfica, esta edad de primera reproducción normalmente se incrementa con la latitud (L'Abee-Lund *et al.,* 1989, Jonsson & L'Abee-Lund, 1993) y depende de la tasa de crecimiento marino (L'Abee-Lund, 1994).

La migración de retorno al río puede ocurrir en varios meses del año, en el río Imsa (Sur de Noruega) los reos remontan el río desde el mar entre abril a diciembre, pero la mayoría (72%) lo hace entre agosto y octubre. Al oeste de Noruega ésta migración va de julio a noviembre (Jensen 1968). En ríos daneses se observa un patrón parecido, remontando los reproductores normalmente entre agosto y diciembre (Johansen & Løfting 1919, Christensen *et al.,* 1993), si bien también se observaron ejemplares en remonte desde abril e incluso hasta febrero al final de la época de freza (Aarestrup & Jepsen 1998). Euzenat *et al.* (1991) registraron en los ríos del norte de Francia entradas de reos de mayo a enero, diferenciando una migración de mayo a junio (de retorno al río) y otra de octubre en adelante (aguas arriba). En la zona del Mar Negro los reos ascienden el río desde marzo, pero la mayoría lo hacen entre mayo y junio (Okmus *et al*., 2006).

Cabe destacar que, al igual que ocurre en el salmón Atlántico, los individuos que han permanecido más tiempo en el mar retornan antes al río que el resto (Hellawell *et al.* 1974; Jonsson & Gravem 1985, Euzenat *et al.,* 1991). En Francia se ha detectado que los machos entran más tarde, en el año, que las hembras (Euzenat *et al*., 1991), pero también se ha observado lo contrario en Noruega, donde entran antes los machos (Jensen, 1968). En general, el calendario del retorno al río parece ser específico de cada población (Jonssson *et al*., 2007). Se han propuesto múltiples razones que tratan de explicar las variaciones en el momento de entrada de los salmónidos en el río, pero hasta el momento

ninguna integra una explicación adaptativa satisfactoria (Fleming 1996, Aarestrup *et al.,* 2018). La evolución anual de la edad media marina y de la talla estudiadas en las poblaciones de reo de los ríos Ulla, Lérez y Landro a lo largo de varios años, indican que los reos que primero retornan al río son los de más edad y mayor tamaño, tal y como sucede en otras poblaciones europeas. Analizando la distribución anual de las capturas en las estaciones de Ximonde, Bora y Landrove se observa que en los primeros meses (abril y mayo) solo se capturan reos de 1 SW o mayores, la mayoría de 1 SW o 2 SW y muy pocos de 3 SW o más. La entrada de post-esguines (0 SW) se empieza a detectar en junio, pero alcanzan su mayor proporción en el mes de agosto. Tras la pausa de movimientos en septiembre, durante el otoño la proporción de las diferentes clases de edad es similar a la que se observa en verano, lo cual parece indicar que tras el estiaje la migración corresponde a la migración aguas arriba relacionada con el desove, más que a una nueva entrada de reos procedentes directamente del mar.

La evolución anual del factor de condición medio (K) en la población de reo de los ríos Ulla y Lérez para las tres clases de edad marina analizadas (0+, 1+ y 2+), comienza con valores máximos en mayo para a continuación ir descendiendo hasta alcanzar el mínimo en diciembre. Esto indica que los primeros reos en entrar del mar son, como era de esperar, los que tienen una mejor condición física y que la entrada otoñal de reos en las estaciones incluye una mayor proporción de individuos que ya llevan meses en el río, tras haber entrado en primavera y verano. Por lo tanto, esto supone otra evidencia más de que los movimientos detectados a partir de octubre representan la "migración aguas arriba".

Se puede considerar que las capturas de reo con caña en la pesca deportiva son indicativas, al menos parcialmente, del momento de entrada de los ejemplares al río (Harris & Evans, 2017), por lo que se han analizado los datos de la pesquería de reo de ocho poblaciones gallegas. Hay que tener en cuenta que la mayoría de los lugares en los que se pescaron los reos están situados en zonas de aguas salobres o al menos de la parte baja del río, con prácticamente la única excepción de los cotos del río Ulla, por lo que no se debe considerar esta información como el calendario de retorno al río sino simplemente como datos de la entrada de los reos en agua dulce o salobre. Tras el estudio de estos datos se detectaron diferencias significativas en este calendario entre los ocho ríos estudiados, con un grupo de entrada temprana en los ríos Mandeo y Sor, con una mayor proporción de reos capturados entre mayo y junio, un segundo grupo (ríos Eume, Masma y Ulla) con mayor proporción de capturas en julio y agosto, y por último, un grupo de mayores capturas en septiembre (ríos Grande, Tambre y Landro). La entrada precoz de reos en los ríos Mandeo y Sor, sí parece representar el retorno al río ya que los ejemplares que entran en los primeros meses de la temporada son de mayor estancia marina; sin embargo, la entrada de septiembre, sobre todo en el río Tambre, parece responder a una entrada de refugio tras el verano. Así el hecho de que se observe una entrada tan importante de reos en la desembocadura del río Tambre, teniendo en cuenta el escaso hábitat disponible para los juveniles en este río, induce a pensar que los reos que se adentran en este río lo hacen buscando refugio, y probablemente proceden de poblaciones

de ríos que desembocan en la ría de Noia-Muros o incluso que provengan de ríos que desembocan en otras rías y que encuentran en la desembocadura del río Tambre unas condiciones tróficas y de refugio especiales, teniendo en cuenta que a pesar de su severa regulación muy cerca de la desembocadura, es el tercer río gallego en dimensiones tras Miño y Ulla. Tal y como sucede en otros ríos, las diferentes estrategias de la historia vital en las distintas poblaciones dan como resultado diferencias tanto en los tiempos de retorno al río como en los pesos y tallas medias (Solomon, 1995; Harris, 2000). En un estudio de la pesquería de reos de ríos de Inglaterra y País de Gales (Evans & Greest, 2006), los picos de capturas con caña en la zona noreste y sur se producen en septiembre y octubre, mientras que en los ríos del suroeste, noroeste, y en Gales, las capturas máximas se producen en julio y agosto (la mayoría correspondientes a post-esguines unos 500 g), lo que coincide parcialmente con lo detectado en este estudio de la pesquería gallega de reo, salvo la entrada de mayo y junio del Mandeo y Sor, si bien en el suroeste de Inglaterra y en Gales esta entrada precoz de reos al inicio de la temporada tiene cierta entidad (Harris & Evans 2017).

9.3.2.- CARACTERÍSTICAS BIOMÉTRICAS Y DEMOGRÁFICAS

La talla que alcanzan los adultos de salmónidos tiene un efecto generalizado sobre su ecología (Jonsson & Jonsson, 2006a), directamente mediante la influencia en el resultado en la competencia en las zonas de freza (Fleming *et al*., 1996, 1997) y también por la habilidad que una mayor talla proporciona para nadar mayores distancias contra velocidades de la corriente altas (Jonsson, 1991), e indirectamente a través del efecto sobre diversas características de la historia vital tales como la tasa de crecimiento, la mortalidad, la edad de maduración, la fecundidad y el peso gonadal (Alm, 1959; Pauly, 1980; Jonsson *et al*., 1991; Jonsson & Jonsson, 1999). Como una regla de oro, al menos para las poblaciones noruegas de reo, pero en general para toda el área de su distribución natural, para Jonsson & Jonsson (2011), tras su primer invierno en el mar de media la trucha anádroma mide aproximadamente 300 mm y pesa 300 g, y los peces inmaduros tras cada verano marino crecen 100 mm y doblan su peso, aunque con alguna variabilidad entre poblaciones (L'Abée-Lund *et al*., 1989; Jonsson & L'Abée-Lund, 1993). Tras la maduración sexual este incremento se reduce a la mitad, y la segunda vez que se reproduce la reducción alcanzaría el 75% comparado con los inmaduros de su misma edad (Jonsson, 1981). Dentro de cada población la trucha común alcanza la maduración en una variedad de clase de edad y esa variación es particularmente pronunciada cuando el pez tiene acceso a varios hábitats de alimentación alternativos (Jonsson, 1989). Existe un gradiente en la edad de primera maduración de sur a norte en la trucha anádroma (sumando edad de río más edad de mar), la edad de primera maduración de la población está entre los 2.5-3.5 años en los 54°N y 7-8 años en los 70°N (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993).

La comparación de los datos de peso, talla y factor de condición de cinco poblaciones gallegas de reo obtenidos en las estaciones de captura de los ríos Ulla, Tea, Liñares, Landro y Lérez, muestra la existencia de diferencias significativas entre poblaciones. Así los reos del Ulla, Tea y Liñares tienen un tamaño medio parecido, en torno a los 400 mm de longitud y 800 g de peso, mientras que los del Lérez y el Landro son considerablemente más pequeños, en torno a los 360 mm y 550 g. Llama la atención el mayor valor del factor de condición de los reos del Lérez y, sobre todo, del Ulla, que puede ser debido a una entrada de reos procedentes del mar en estos ríos, o a que las rías Baixas proporcionen mayor cantidad o calidad de alimento a los reos de esas poblaciones, ya que en el caso del río Liñares los reos entran mayoritariamente en otoño con fines reproductivos tras permanecer varios meses en el río, si comer o apenas sin comer. Como se verá en el capítulo 7 de Fase marina, de la comparación del crecimiento en el mar entre las poblaciones gallegas de reo y el resto de poblaciones europeas, se desprende que las poblaciones gallegas con mayor crecimiento (Ulla y Tambre) se encuentran en la media europea, mientras que aquellas con un crecimiento más pobre (Sor, Landro y Masma) tienen uno de los crecimientos más pobres de Europa.

De la combinación de las clases de edad fluvial con las de edad marina hemos detectado cuatro clases de edad de río (de 1 a 4 años), tres clases de edad marina previa a la primera reproducción y, debido a la iteroparidad presente en los reos, un total de siete clases de edad marina (desde los post-esguines o 0+SW hasta los de 6+SW).

Las poblaciones gallegas de reo se caracterizan por poseer una edad media de esguinado de 2.30 años y una edad media marina de 1.94. Esto supone que la clase mayoritaria de edad fluvial es la de 2 años (67 %) seguida por la de 3 años (31 %). La clase de edad marina más abundante es la de los reos de 1+SW (51 %) junto a los post-esguines o 0+SW (29 %) y los 2+SW (17 %). Esta estructura poblacional no difiere mucho de la hallada en los ríos Narcea y Sella, únicas poblaciones ibéricas descritas hasta la fecha (Toledo *et al*., 1993), ni de poblaciones inglesas o galesas (Harris, 2006).

De las 28 combinaciones posibles entre las 4 clases de edad fluvial y las 7 de edad de mar, en las poblaciones gallegas analizadas hemos detectado un total de 19 clases de edad río-mar: 14 clases en los ríos Eume, Mandeo y Sor, 13 clases en el río Tambre, 10 en el Landro, 9 en el Grande y 8 en el Masma y el Ulla. Algunos autores (Harris, 2006) consideran que la existencia de un número elevado de clases de edad río-mar es un indicador de la "robustez" o salud de la población, debido a que un mayor solapamiento entre diferentes clases de edad puede favorecer la rápida recuperación de la población ante eventos catastróficos. Un ejemplo de esta "robustez" la hallamos en el río Dee, donde se han hallado 17 clases de edad, lo que refleja una baja tasa de explotación (Harris, 2006; Shield *et al.*, 2006). En nuestro estudio, las poblaciones con más clases de edad río-mar (Eume Mandeo, Sor y Tambre), que serían las más robustas, son también aquellas en las que, según los datos de capturas oficiales, la media de ejemplares capturados durante el período 1995-2010 ha sido mayor.

9.3.3.- VARIACIÓN DEL PESO EN EL RÍO

No resulta claro si el reo se alimenta durante el remonte de los ríos y en su caso en qué medida lo hacen. Según algunos autores durante su migración aguas arriba, la trucha común se puede alimentar de peces e invertebrados (Mills, 1971; Jonsson & Graven, 1985), sin embargo, Nall (1926) examinó los contenidos estomacales de 150 reos de Loch Marre (Escocia) y encontró que habían consumido algún invertebrado, pero no peces. Harris (1972) examinó también 150 reos de Gales observando que solo el 2% contenían apreciables cantidades de alimentos. En un estudio en el río Ribe Aa (Jensen, 1988) se analizó el contenido estomacal de 417 reos inmaduros silvestres de 26-70 cm de longitud, hallando desde estómagos casi vacíos a completamente llenos, y en su contenido presentaban diferentes insectos, crustáceos, huevos de trucha e incluso una rana.

En nuestro estudio no hemos analizado el contenido estomacal y, por tanto, no podemos afirmar si los reos se alimentan en el río o no durante la migración de remonte, pero los datos de peso de las recapturas obtenidas en las estaciones de Ximonde y Bora nos permiten concluir que salvo algunos casos, los reos de los ríos Ulla y Lérez pierden peso durante su estancia fluvial, desde el retorno al río hasta su desove o hasta su retorno al mar, por lo que aunque pudiesen estar alimentándose en el río, no repercute en una ganancia de peso, por lo que concuerdan con los estudios citados en que la alimentación del reo en el retorno al río es muy escasa.

9.4.- FASE DE REPRODUCCIÓN Y ZANCADO

9.4.1.- REPRODUCCIÓN

La proporción de sexos hallada en las poblaciones de reo de los ríos Ulla, Lérez y Tea está en concordancia con las halladas en otras poblaciones europeas (Alm, 1950; Svardson & Anheden, 1962; Jensen, 1968, Skrochowska, 1969; Harris, 1970; Campbell, 1977; Paterson, 1973; Pemberton, 1976; Pratten & Shearer, 1983 b; Le Cren, 1984; Jonsson, 1985; Richard, 1986; Euzenat *et al*., 1991), en las cuales siempre existe un sesgo claramente a favor de las hembras, en valores comprendidos entre 2-3 hembras por macho. Aunque en este estudio no pudo ser constatado, en otras poblaciones también hay más hembras que machos entre los esguines, tanto en el salmón Atlántico (Dahl, 1910; Österdahl, 1969; Jonsson *et al*., 1998a) como en la trucha común (Jonsson, 1985; Dellefors & Faremo, 1988). En las poblaciones de trucha común anádroma es normal que al menos un 60% sean hembras, aunque se observan variaciones entre ríos (Jonsson & Jonsson, 1993). Esto se debe, al menos parcialmente, a la diferencia en las estrategias vitales heredadas que existen entre ambos sexos (Jonsson, 2011). Para una misma tasa de crecimiento las hembras tienen mayor tendencia a esguinar o migrar que los machos, los cuales tienen mayor tendencia a alcanzar la madurez sexual como pintos en vez de migrar

al mar (Hansen *et al.*, 1989, Jonsson, 1989). La existencia de una mayor proporción de hembras migradoras también se debe parcialmente a la mortalidad mayor en pintos maduros que en juveniles de la misma edad, como un coste asociado a la reproducción, por lo que esguinado y maduración sexual pueden ser estrategias alternativas en poblaciones parcialmente migradoras (Jonsson & Jonsson, 2011).

El dimorfismo sexual en la talla corporal es común en animales (Hedrick & Temeles, 1989; Blankenhorn, 2005). En pájaros y mamíferos, los machos frecuentemente son mayores, mientras que en invertebrados y en los Vertebrados poiquilotermos, como los peces, las hembras normalmente presentan mayor tamaño que los machos (Andersson, 1994; Hirst & Kiørboe, 2014). En peces, las hembras grandes pueden ser favorecidas a través de selección natural porque la fecundidad y el éxito reproductor se incrementan con el aumento del tamaño corporal, y en los machos porque lo mismo sucede con la producción de esperma (Jonsson & Jonsson, 2005) además los machos grandes será mejores competidores en los frezaderos (Fleming *et al.*, 1996). Cuando no existen limitaciones ambientales, los machos de mayor tamaño tienen acceso a un mayor número de hembras que los machos de su misma especie de menor tamaño (Fleming *et al.*, 1996). Pero los machos pequeños pueden reproducirse a través de sucesivas fertilizaciones como adultos (García-Vázquez *et al*., 2001; Largiander *et al*., 2001) y como precoces o *sneakers* (Gross, 1985; Jonsson, 1985) o como residentes. Por ello se podría considerar que el beneficio de un mayor tamaño corporal parece ser menor (Jonsson & Jonsson, 2006). En un estudio realizado en un río artificial, Dannewitz *et al*. (2003) fueron incapaces de establecer una relación significativa entre la talla corporal y el éxito reproductor en machos de trucha común.

Generalmente se afirma que las hembras de trucha anádroma son, de media, de mayor talla, más viejas y menos heterogéneas en talla que los machos anádromos adultos (Jonsson *et al.,* 2001; Jonsson & Jonsson, 2006b). En este trabajo hemos detectado que en los ríos Lérez, Ulla y Tea las hembras son claramente de menor tamaño que los machos y con una edad marina media inferior; no obstante, la desviación típica de la talla sí que es mayor en machos en el caso de Lérez, Ulla y Tea, lo que indica que, efectivamente, en machos la talla es más heterogénea. El mayor tamaño de los machos de reo en los ríos gallegos analizados podría resultar contradictorio de no ser porque Jonsson & Jonsson (2015) matizaron sus conclusiones citadas comparando los tamaños de ambos sexos de reos maduros analizados en anteriores trabajos y correspondientes a 52 ríos noruegos situados entre los 58° y los 70° de latitud Norte. Sus resultados indican que la talla de los machos anádromos era inferior a la de las hembras en aquellas poblaciones donde la talla media no superaba los 49 cm, mientras que en los ríos donde se superaba esta talla media, la talla de los machos era mayor que la de las hembras. Esos autores indican que es posible, principalmente en el caso de los machos, que la talla esté limitada en los ríos pequeños porque los machos pelean intensamente en los frezaderos, y en ríos estrechos de poco caudal se limitaría el éxito competitivo de los grandes machos en mayor medida que el de los machos pequeños. Por el contrario, las hembras muestran poca agresividad durante la freza (Fleming *et al.*, 1996) y su éxito reproductivo puede no verse limitado en

los ríos pequeños en la misma medida que para los machos (Jonsson & Jonsson, 2015). Todo esto podría explicar por qué el dimorfismo sexual en la talla observado en las tres poblaciones gallegas de trucha anádroma donde se ha estudiado esta característica, esta segado a favor de los machos, dado que son ríos de cierta entidad donde los machos de mayor talla se verían favorecidos en la reproducción frente a los de menor talla, alcanzado así mayores tallas que las hembras.

Según Johnston & Leggett (2002) el diámetro del huevo se incrementa con la temperatura media anual y disminuye cuando lo hace la productividad del ambiente. Por otro lado, Jonsson & Jonsson (1999, 2011) indican que el tamaño del huevo en la trucha común anádroma disminuye y la fecundidad aumenta con la latitud, pero esta variación se debe en parte a la plasticidad fenotípica de la especie y desaparece si los peces son criados en las mismas condiciones ambientales. La fecundidad relativa media en la población del Ulla es similar, aunque ligeramente inferior, a la descrita para las poblaciones de los ríos Bresle y Orne en Normandía-Picardía (Euzenat *et al*., 1991). Frente a los 2036 huevos/kg contabilizados en este trabajo para los reos del Ulla, en los ríos de Normandía-Picardía se obtuvieron valores de 2120 huevos/kg (río Bresle, 50°N) y 2450 huevos/kg (río Orne, 49°N), lo cual parece confirmar que la fecundidad aumenta con la latitud.

Salmones y reos se reproducen en otoño e invierno, difiriendo, al menos en nuestras latitudes, del resto de especies de peces fluviales autóctonas con las que cohabitan (la lamprea marina, diversas especies de ciprínidos y dos especies de Alosas). Salmones y truchas seleccionan hábitats parecidos para reproducirse, aunque se encontraron algunas diferencias en los estudios realizados por diferentes autores (Jonsson & Jonsson, 2011). Así, las truchas se reproducen en zonas de menor profundidad y menor velocidad de corriente, mientras que los salmones suelen profundizar más en el substrato a la hora de depositar los huevos. El momento del desove, calculado en este estudio a partir de los datos de reproductores del río Ulla, sugiere que una importante proporción de la reproducción de los reos se inicia una vez que la reproducción de los salmones ya ha finalizado. Sin embargo, esto no coincide con las observaciones realizadas en otras poblaciones donde los reos se reproducen antes (Jonsson & Jonsson, 2011). Se debe, por tanto, contrastar esta información con un mayor tamaño de muestra y/o la obtención de datos mediante otra metodología más directa, ya que sería útil conocer cómo la reintroducción o refuerzo de una de estas dos especies en ríos gallegos puede afectar a la otra.

Jonsson (1985) no encuentra una correlación significativa entre la tasa de crecimiento en el mar y la edad de maduración sexual. Las diferencias encontradas en las poblaciones gallegas analizadas pueden ser explicadas, al menos en parte, por los estudios realizados en algunas poblaciones europeas, así resultados de estudios noruegos, donde se concluye que la edad de primera maduración sexual (y por lo tanto el primer retorno) está influenciada por el crecimiento marino y no por el crecimiento fluvial (L'Abee-Lund, 1994), se corresponde con las características de las poblaciones gallegas en las que vemos

que las poblaciones de mayor crecimiento marino (Rías Baixas) tienen una edad primera maduración sexual menor que las poblaciones más al norte, las cuales retornan al río con mayor edad de mar media en su primer retorno, debido al menor crecimiento en las Rías Altas. Al igual que vimos en capítulos anteriores con la edad media de esguinado, se vuelve a observar una relación en este caso entre la edad media de mar y la latitud, ya que cuanto más al norte esta la población mayor es el tiempo de permanencia en el mar. Si encontramos una alta correlación positiva entre la edad marina media de primera reproducción y la latitud, ya que se observa en los ríos gallegos más al sur tienen, en general, una edad de mar de primera reproducción baja (de la cual se sale un poco el Tambre) y más alta en los ríos situados más al norte.

Según Jonsson & Jonsson (2006) la edad marina de maduración sexual en el reo varía entre 1 y 4 años o inviernos marinos (SW), y parece estar influenciada por la tasa de crecimiento en el mar (L'Abee-Lund, 1994). En este trabajo hemos detectado tres clases de edad marina de primera maduración sexual, correspondientes a los reos 0+SW, los 1+SW y los 2+SW, en su primer, segundo y tercer invierno tras el esguinado, respectivamente. Jonsson (2006) detectó en ríos noruegos una clase de edad más (la de 3+SW), pero ni en Galicia ni en otros ríos de latitudes intermedias (de Gales o Inglaterra, por ejemplo) se han detectado reos desovando tras haber pasado tres inviernos en el mar (Harris, 2006). No obstante, durante la lectura de escamas realizada en este estudio se observó que unos pocos individuos podían haberse reproducido en el cuarto invierno tras el esguinado, la escasez de datos que lo confirmen nos hace ser cautos a la hora de afirmar que en las poblaciones gallegas de trucha anádroma se produce la reproducción a esa edad marina; sin embargo, esta circunstancia también nos induce a pensar que posiblemente hace tiempo sí podría haber existido esta clase de edad de primera maduración sexual y ser más abundante.

En la comparación realizada entre diversas poblaciones gallegas de reo se detectaron diferencias significativas en cuanto a la edad media de primera maduración sexual (MMA), apreciándose que en los ríos situados más al norte hay una mayor proporción de individuos que se reproducen como 1+SW que como 0+SW, mientras que en la Rías Baixas hay una mayoría de individuos que se reproducen como 0+SW. Es posible que los de la clase 2+SW fueran notablemente más abundantes hace décadas, pero diversos factores, como el aumento de la mortalidad marina en los individuos con mayor tiempo de permanencia en el mar, hayan contribuido a su reducción, de forma similar a como sucedió con los salmones 3+SW en las poblaciones gallegas (Caballero *et al*., 2002), donde en los últimos 30 años prácticamente ha desaparecido la clase de edad 3+SW, que a mediados del siglo XX representaba casi la mitad de las capturas oficiales de salmón realizadas en Galicia durante la temporada de pesca.

Las especies del genero *Salmo* son iteróparas, si bien es más común que las truchas se reproduzcan más veces que los salmones (Jonsson, 2011). Un estudio realizado en 102 poblaciones europeas de truchas anádromas mostró que la proporción de reproductores múltiples se encontraba, en la mayoría de los casos, entre un 20 % y un 70 % (Jonsson &

L'Abée-Lund, 1993). Entre las razones que pueden explicar la mayor frecuencia de reproductores múltiples de reo que de salmón está la menor migración marina que realiza el reo, lo que hace que los reos inviertan menos reservas energéticas que los salmones en este proceso. En este trabajo encontramos diferencias significativas en la proporción de reproductores múltiples entre las ocho poblaciones donde estudiamos este aspecto (entre el 14% del Tambre y el 35% del Sor), y de nuevo observamos que cuanto más al norte se halla la población analizada mayor proporción de reproductores múltiples y de número medio de reproducciones presenta, si bien la correlación entre el número medio de reproducciones y la latitud no es significativa.

9.4.2.- FASE DE ZANCADO

De acuerdo con la bibliografía existente, los reos pueden reproducirse hasta cinco (Went, 1962) o incluso siete veces (Euzenat *et al.*, 1991) a lo largo de su vida. Basándonos en los datos de la lectura de escamas y las recapturas, en este trabajo hemos constatado la presencia de reos en las poblaciones gallegas que desovaron hasta en seis ocasiones. Actualmente nuestro conocimiento sobre el destino de los zancados en el mar es incompleto, tanto para el salmón como para el reo (Chittenden *et al*., 2013a, b; Hedger *et al*., 2017a; Kristensen *et al*., 2018; Strøm *et al*., 2018, 2019). Se ha observado que los zancados de ambas especies permanecen mucho tiempo en el estuario y en ocasiones aguas arriba del mismo, antes de moverse hacia las rías, bahías o fiordos (Hedger *et al*., 2017a; Kristensen *et al*., 2018), pero también se han registrado dirigiéndose rápida y directamente hacia mar abierto (Halttunen *et al*., 2009). Estos largos periodos de espera cerca de la desembocadura del río, indican que algunos zancados experimentan un periodo de reacondicionamiento en el cual mejoran su condición física antes de su viaje al mar, lo cual resalta una vez más la plasticidad que se observa en las migraciones de salmones y truchas anádromas. Los zancados de los salmónidos pueden permanecer en el río durante periodos muy variables tras la reproducción, hallándose en el reo variaciones entre un mismo individuo, entre individuos y entre poblaciones (Thorstad *et al*., 2016). En algunos ríos, todos o la mayoría de los zancados permanecen durante el invierno en el río (Jensen, 1968; Berg & Berg, 1989; Östergren & Rivinoja, 2008), mientras que en otros existe una considerable variación individual, de modo que algunos reos retornan al mar inmediatamente después del desove y otros permanecen en el río durante semanas o meses antes de retornar al mar (Aarestrup & Jepsen, 1998; Euzenat *et al*., 1991, Jensen & Rikardsen, 2008).

En este trabajo los zancados de las poblaciones de los ríos Ulla y Tea presentan esta variabilidad en la conducta migradora, ya que el retorno al mar de estos ejemplares se realiza en dos periodos diferentes: uno en invierno, tras el desove (con un pico en enero), y otro primaveral, con un pico en abril. Según Aarestrup & Jepsen (1998) los reos de un río Danés permanecieron una media de 70 días (rango 3-163 días) en agua dulce tras el desove, mientras que Jensen & Rikardsen (2008) en un río del norte de Noruega,

encontraron que la mayoría de los reos volvían al mar tras el desove en el mes de octubre. En el suroeste de Inglaterra permanecieron en el río entre 6 y 70 días (Bendall *et al*., 2005). En un río escocés los zancados migraron aguas abajo en un solo periodo, de noviembre (tras la freza) a mayo del año siguiente (Pratten & Shearer, 1983a).

Algunos autores (Pemberton, 1976b; Borgstrøm & Heggenes, 1988) indican que tanto el tamaño del río como el caudal pueden afectar en esta fase al tiempo de permanencia en agua dulce, de modo que los zancados abandonan rápidamente tras el desove los ríos pequeños con un nivel de agua bajo e inestable. Esta conducta parece observarse en nuestros datos en el caso del río Liñares donde en abril ya finaliza la migración.

La duración óptima del tiempo de residencia en agua dulce tras la freza no solo depende del régimen de caudales y su estabilidad, sino también del deshielo, de la disponibilidad de alimento y del riesgo de predación en comparación con el medio marino (Thorstad *et al*., 2016). Además, la diferencia de temperatura entre el agua dulce y la salada puede influir en esa duración, debido a la dependencia de la temperatura en los costes metabólicos (Jobling, 1994). Por otro lado, puesto que las reservas energéticas de los zancados tras el desove son normalmente bajas (Jonsson & Jonsson, 1998), el periodo de estancia en el río varía también de manera individual y en función del sexo de los ejemplares (Thorstad, 2016). De este modo las condiciones invernales en el río pueden proporcionar al reo un hábitat más benigno, con menos predadores potenciales que en aguas costeras y menores costes metabólicos al encontrarse en aguas con temperaturas más bajas. Durante la primavera, los reos de mayor tamaño y edad descienden al mar antes que los esguines (Pemberton, 1976b; Berg & Jonsson, 1989; Jonsson & Jonsson, 2002, 2009a). En algunos estudios el caudal no parece influir en la migración primaveral de los zancados al mar (Jonsson & Jonsson, 2002, 2009a; Östergren & Rivinoja, 2008) lo que puede reflejar una menor vulnerabilidad de los reos de mayor talla ante las perturbaciones y variaciones ambientales que les permite adaptarse con éxito a las condiciones marinas. Bendall *et al*., (2015) realizaron un estudio de dos años en el suroeste de Inglaterra, observando que los grandes reos tienden a migrar al mar antes, y generalmente cuando el caudal aumenta; sin embargo, el caudal y la temperatura estaban correlacionadas positivamente por lo que no se determinó claramente el grado en que cada variable influyó en el inicio de la migración al mar de los zancados.

En algunos estudios se menciona que tras el desove los zancados de mayor tamaño migran antes que los de menor talla (Pemberton, 1976b; Berg & Jonsson, 1989; Jonsson & Jonsson, 2002, 2009a). Nuestros datos del río Tea (A Freixa, periodo 2000-2006) muestran que la migración de los zancados en la primera quincena de enero corresponde a ejemplares de una mayor talla media (sobre todo los machos), posteriormente la talla media de los migradores desciende, pero vuelve presentar un máximo en la segunda quincena de mayo, cuando finaliza la migración de los zancados hacia el mar.

Se sabe que algunos salmónidos retornan a reproducirse al año siguiente de su reproducción previa ("*reproductores consecutivos*"), mientras que otros esperan dos o más años hasta la siguiente reproducción ("*reproductores alternos*") (Klemetsen *et al*., 2003), pero no se disponen de buenas estimaciones sobre cómo se desarrollan estas dos estrategias en los diferentes ríos y regiones (Birnie-Gauvin *et al.,* 2019). En nuestro trabajo hemos detectado una escasa presencia de individuos con reproducciones alternas y en las escamas nunca las hemos observado, pero estimamos que se debería profundizar en su búsqueda.

A pesar de que el ciclo vital de los salmónidos en general, y del género *Salmo* en particular, es uno de los más estudiados entre los peces (Birnie-Gauvin, 2019a), la fase de zancado es una de las peor conocidas (Bordeleau *et al.*, 2019). Sin embargo, recientemente se percibe un cierto interés en el estudio de los factores que afectan a esta migración, tan importante en la trucha común anádroma. En concreto se han descubierto algunos factores fisiológicos que influyen en la supervivencia y comportamiento migrador tras la reproducción, momento en el cual la condición del individuo es muy importante, pero también lo son los niveles de cortisol (Birnie-Gauvin, 2019a) y triglicéridos en plasma sanguíneo (Bordeleau *et al.*, 2019). Estos recientes hallazgos proporcionan evidencias sobre el papel del status energético y sobre la importancia del almacenamiento y la movilización de lípidos en la conducta y supervivencia de los zancados de salmón y el reo en la migración post-reproductiva y parecen indicar que el momento de la migración es el resultado de un equilibrio entre el stress y la disposición a migrar.

Por último, cabe destacar la importancia de la preservación de los zancados y los reproductores múltiples, sobre todo en la trucha común anádroma, pues su presencia en la población provoca el solapamiento entre diferentes clases de edad, que es fundamental tanto en el mantenimiento de la variabilidad genética como en la estabilidad poblacional (Birnie-Gauvin, 2019). Por ello deben de aplicarse adecuadas medidas de conservación y gestión a favor de su protección.

9.4.3.- SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD

Las migraciones de los reos del río al mar o del mar al río, bien como primeros migradores (esguines) o como zancados o frezadores múltiples, son fases críticas en su ciclo vital en las que se producen elevadas mortalidades. En este trabajo solo hemos podido calcular tasas de supervivencia/mortalidad mediante marcado y recaptura en la fase de zancado, lo que únicamente nos permite conocer esta tasa entre reproducciones sucesivas en reos adultos. En la fase de esguín la mortalidad es elevada, principalmente al inicio de la migración y tanto en el río como en el estuario y en el mar; en gran parte se debe a la depredación, tanto por aves (sobre todo garzas y cormoranes) como por otros peces (Dieperink *et al.*, 2001, 2002; Koed *et al.*, 2006; Jepsen *et al*., 2006; Middlemas *et*

al., 2009; Aarestrup *et al*., 2014). No obstante, algunos estudios, como el realizado por Berg & Jonsson (1990) en el norte de Noruega, muestran una alta supervivencia de los postesguines en su primer verano marino, que alcanza en este caso una tasa mínima del 37%. En el caso de los zancados se ha comprobado que la supervivencia entre dos reproducciones consecutivas alcanza valores de entre el 30 - 50% en un río francés (Euzenat, 1991) y del 56-68% en el norte de Noruega (Berg & Jonsson, 1990). También en Noruega la supervivencia durante un verano en el mar para reos adultos vario entre el 56 y el 85% (Jensen, 1968; Jensen *et al*., 2014). Sin embargo, los estudios que utilizan diversos métodos pueden sobreestimar la mortalidad debido a las consecuencias del marcado y a que la presencia de la marca puede incrementar el riesgo de predación (Jonsson & Jonsson, 2009). La supervivencia de los reos en el mar parece estar relacionada con el sexo y la talla, siendo más alta en los machos pequeños que en las hembras (Berg & Jonsson, 1990). Como era de esperar la tasa de supervivencia en el mar cambia en cada año (Pratten & Shearer, 1983b; Poole *et al*., 1996, 2006).

En este trabajo hemos obtenido tasas medias de supervivencia entre reproducciones consecutivas del 9% en el río Lérez, variando entre el 4.05 y 15.56% en los trece años estudiados. Estos resultados son claramente inferiores a los documentados en la bibliografía, lo cual nos invita a tratar de conocer las causas de esta elevada mortalidad al menos en el río Lérez.

También se calculó la tasa de supervivencia del reo en Ximonde, incluso se trató de estimar la supervivencia de esguín a adulto, pero la escasez de recapturas no permitió obtener estimas fiables. Los valores de la tasa de supervivencia entre reproducciones obtenidos en Ximonde son claramente inferiores a los obtenidos en la estación de Bora, pero únicamente pueden ser considerados como índices relativos. No obstante, estos datos nos han permitido estimar la capturabilidad de la estación de Ximonde, lo cual resulta muy útil para conocer la abundancia de los salmónidos que remontan esta estación en el río Ulla y la evolución de estas poblaciones; así se ha calculado que durante los años estudiados (1995-2011) la capturabilidad en Bora es entre 1.5 y 2.2 veces superior a la de Ximonde.

9.5.- DESCRIPCIÓN DEL CICLO VITAL Y ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS POBLACIONES GALLEGAS DE REO

En el siglo XVI el clérigo escocés Héctor Boece (1536, véase Bellenden 1822) y el noruego Peder Claussøn Friis (1599, véase Storm 1881) mostraron las primeras evidencias de que los salmones retornan al río natal (Nordeng & Bratland, 2006). También en 1653 Izaak Walton, describió cómo juveniles de salmón marcados con cintas atadas en la aleta caudal, eran más tarde recapturados como adultos en el mismo río donde fueron marcados, así se descubrió la capacidad conocida como "*homing"* o filopatría en los salmones (García de Leániz *et al.*, 2007). Esta capacidad hace que los salmónidos

migradores, constituyan poblaciones diferenciadas por cuencas o ríos. Por lo tanto, no sorprende que poblaciones de la misma especie frecuentemente difieran fenotípicamente en su morfología, fisiología, ecología y/o comportamiento (Elliott, 1994); de hecho, estas diferencias son conocidas desde hace tiempo (Ricker, 1972). Gran parte de esa variabilidad es causada por factores ambientales, si bien esta plasticidad fenotípica se revela también en parámetros de la historia vital tales como el crecimiento y la talla adulta, así como características correlacionadas tales como el tamaño de esguinado y de maduración sexual, que pueden ser observadas tanto intra como interpoblacionalmente (Jonsson, 2011). Estas variables también incluyen la morfología (Fleming *et al*. 1994; von Cramon-Taubadel *et al*., 2005), anatomía y fisiología (Taylor, 1991; Sundström *et al.*, 2005). Aunque la mayor parte de las variaciones en las características ecológicas se deba a causas ambientales, también existen diferencias causadas por la variación genética entre poblaciones (Hansen, 2007). Si uno o más de esos rasgos fenotípicos tiene una base genética e incrementa la probabilidad de éxito en la supervivencia o reproducción de los individuos que los posean, entonces se podría afirmar que estos rasgos son localmente adaptativos (Elliott, 1994). La adaptación local, por medio de la cual los individuos de una población local exhiben mayor fitness en su ambiente local en comparación con individuos de diferentes poblaciones y ambientes (Kawecki & Ebert, 2004), es especialmente común en la familia *Salmonidae* (Taylor, 1991). Esto es debido a diversos factores, entre ellos la renombrada y certera habilidad de los salmónidos para retornar a su río natal (*homing*), la cual produce un elevado nivel de estructuración de la población (Primmer, 2011). Sin embargo, existen evidencias sólidas para respaldar la idea de que el paradigma de la adaptación local en los salmónidos no está suficientemente fundamentado (Adkinson, 1995; García de Leániz *et al*., 2007). Dado que proporcionar evidencias de adaptación local requiere la realización de estudios multidisciplinarios a largo plazo, es comprensible que muchos trabajos en los que se concluye la existencia de adaptaciones locales sean aceptados con "dudas razonables" (Adkinson, 1995; Kawecki & Ebert, 2004).

En este trabajo no podemos demostrar que las características de las poblaciones gallegas de reo representen un ejemplo de adaptación local en salmónidos, pero si podemos afirmar que los datos obtenidos son congruentes con la existencia de adaptaciones locales del reo en los ríos estudiados. Así el estudio sobre la genética de las poblaciones de reo de los ríos Landro, Masma, Eume, Mandeo, Tambre y Ulla realizado por Campos *et al*. (2007) concluye que estas poblaciones presentan una estructura genética significativa con un flujo genético restringido entre poblaciones vecinas, por lo que probablemente las diferencias en las características ecológicas, biométricas y demográficas tengan una base genética, lo que es una de las premisas que deben cumplir para que se trate de una adaptación local. Además, en el árbol de distancias filogenéticas realizado por estos autores, las poblaciones de estos ríos se agrupan también, como ocurre en nuestro estudio, en función de su situación geográfica: ríos de las Rías Baixas (Ulla y Tambre) por un lado, ríos de las Rías Centrales (Eume y Mandeo) por otro y, por último, los Cantábricos (Masma y Landro).

Edad Media de esguinado (MSA): Varios estudios sugieren que la anadromía es motivada por la limitación energética en los ríos de origen (Dodson *et al*., 2013) y este proceso puede cesar si la ventaja relativa de la migración cambia (Sandlund & Jonsson, 2016). Los estudios iniciales mostraban una talla asintótica en el primer año que estaba limitada por la capacidad de carga del río (Baglinière & Maisse, 1990), así para alcanzar los requerimientos energéticos y crecer más, los individuos deben cambiar de hábitat y moverse hacia uno más productivo, desplazándose aguas abajo en el río o al mar (Baglinière & Maisse, 2002). La trucha común parece favorecer una estrategia migradora cuando el excedente de energía utilizable para el crecimiento llega a un umbral mínimo (Jonsson & Jonsson, 1993; Forseth *et al.*, 1999). En las poblaciones de trucha común los individuos que crecen más rápido en el río tienden a migrar antes y normalmente a una talla menor que los que crecen más lentamente (Jonsson, 1985; Økland *et al.*, 1993). Determinados estudios empíricos y experimentales coinciden en la existencia de una correlación negativa entre la proporción de truchas migradoras y la disponibilidad de alimento en los ríos natales (véase la revisión de Ferguson *et al.*, 2017). Por lo tanto, resulta claro que en gran medida la disponibilidad de alimento en el río de origen condiciona, junto a otros factores, tanto el momento de la migración, como el tamaño y la edad de los esguines. Las diferencias en el crecimiento fluvial encontradas entre las poblaciones gallegas de reo resultan claras y con un patrón determinado (crecimiento más pobre al norte y mayor al sur) pero no encontramos evidencias claras para explicar esta circunstancia. Pero tal y como se comentó en la discusión del capítulo 4 (Fase fluvial y esguinado), según Sánchez-Hernández *et al*. (2012) en otro estudio realizado en ríos gallegos, estas diferencias pueden ser consideradas como normales, ya que las tasas de crecimiento dependen de la combinación de varios factores tales como la temperatura del agua, la ingesta de alimento, factores genéticos, interacciones sociales, latitud y altitud, o el contenido de calcio en el agua.

Edad media adulta (MAA): En este trabajo hallamos correlaciones positivas entre el crecimiento marino y la concentración de clorofila en las desembocaduras y con la superficie de las rías y la longitud fluvial, si bien estas dos últimas variables en los casos que nos ocupan están relacionadas, ya que cuanto mayor es la ría, normalmente más largo es el río que la forma. La superficie de las rías y la longitud del río, están también correlacionadas positiva y significativamente con la talla de reos de retorno, tanto en general como en los finnocks y en los 1+SW. Por tanto, se deduce que el mayor crecimiento en los ríos del sur de Galicia se debe a una mayor disponibilidad de alimento y/o de mejor calidad (Kendall *et al.,* 2015) en las rías de mayor tamaño frente a las rías de menor tamaño del norte de Galicia, en las cuales el crecimiento marino es menor. Además, en las rías del norte de Galicia los reos permanecen más tiempo en el mar que en las del sur, lo que contrasta con los datos de otros ríos del norte de Europa donde generalmente el crecimiento de los reos en el mar está correlacionado positivamente con la duración de la migración marina (Berg & Berg, 1987b; Berg & Jonsson, 1990; Kallio-Nyberg *et al*., 2015).

Edad media de primera reproducción (MMA): En este trabajo se ha detectado una correlación positiva y estadísticamente significativa, entre la latitud y la edad de primera maduración sexual en las poblaciones gallegas, de manera que los reos de los ríos localizados más al norte permanecen más tiempo en el mar que los de las poblaciones del sur antes de retornar al río para la primera reproducción, al igual que ocurre en otras poblaciones europeas (Jonsson & L'Abee-Lund, 1993). En efecto, como norma general se observa que en los ríos del sur de Galicia hay una mayor proporción de reos que retornan a reproducirse por primera vez como finnocks, mientras que en los ríos que vierten a las rías centrales y altas, la proporción de reos que retornan a desovar como 1+ es superior, y también aparecen, en algunas poblaciones, los 2+ en mayor proporción.

Número medio de reproducciones (MSF): Por último, respecto al número de reproducciones, cuantificado mediante la característica clave MSF, también encontramos diferencias significativas entre las nueve poblaciones gallegas estudiadas. Al igual que en el caso de la edad de primer retorno, se aprecia un mayor número medio de reproducciones cuanto más al norte está localizada la población, si bien en este caso no existe una correlación significativa entre latitud y MSF. La única correlación positiva y significativa encontrada en este estudio entre MSF y los parámetros ambientales utilizados, fue con la proporción de accesibilidad del río natal. Si bien no hemos encontrado en la bibliografía ningún ejemplo similar a este, es posible que pudiera estar influenciada con la relación positiva entre la distancia al mar de las áreas de freza con la longitud del pez y la edad media de 1ª maduración encontrada en algún estudio (Jonsson & Jonsson, 2006a).

Latitud: A pesar de que en este estudio la variación en latitud de los ríos estudiados es ciertamente pequeña (apenas un grado), se detectan algunas diferencias entre las poblaciones de reo estudiadas correlacionadas con la latitud. Estas diferencias resultan muy claras en diversos estudios noruegos donde la variación de la latitud es mucho más amplia: de los 58º hasta los 70º de latitud N (L'Abée-Lund *et al*., 1989; Jonsson, 1991; Jonsson & L'Abée-Lund, 1993; Jensen *et al*., 2000). En estos trabajos se han hallado fuertes correlaciones entre la latitud y la temperatura del agua, la tasa de crecimiento, la edad de esguinado y la longevidad, y se menciona que es razonable esperar lo mismo para las poblaciones europeas de trucha común situadas más al sur (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993). En nuestro estudio hemos detectado diversos parámetros de las poblaciones de reo que varían con la latitud de forma negativa, como la talla de esguines y ejemplares 1+SW, y el crecimiento marino y fluvial; y de forma positiva con la edad de mar media previa a la primera reproducción (MMA) que es, como ya se ha visto, mayor en las poblaciones situadas más al norte. Nuestros resultados, por tanto, concuerdan con la opinión de Jonsson & L'Abée-Lund (1993) de que los peces de las poblaciones situadas más al sur esguinan y maduran con menor edad y tienen un intervalo de vida adulta más corto que las poblaciones situadas más al norte.

CONCLUSIONES

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

10.- CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados obtenidos en esta investigación podemos extraer las siguientes conclusiones:

1. La información sobre la estructura de las poblaciones de reos obtenida a partir de datos procedentes de la pesca con caña es más o menos representativa dependiendo del tamaño del río, de manera que en ríos de rango hidráulico bajo responde mejor a la estructura real de la población, pero en ríos de mayor rango una parte importante de la población puede no estar representada.

2. Desde el punto de vista metodológico se ha comprobado que la talla obtenida mediante retrocálculo es ligeramente superior al valor real.

3. Existen diferencias entre cuencas en lo relativo al crecimiento en la fase fluvial. En general, el crecimiento de los reos en esta fase es notablemente superior en los ríos Atlánticos del sur de Galicia.

4. Los esguines de reo en los ríos del norte de Galicia permanecen más tiempo en el río y son de menor tamaño que en las poblaciones del los ríos Atlánticos del sur de Galicia.

5. En los esguines de reo se detectó el fenómeno denominado plus de crecimiento primaveral, el cual se expresa como un incremento de la talla tras el último invierno fluvial y antes del esguinado.

6. Existen diferencias espaciales en la proporción de plus de crecimiento primaveral entre las siete poblaciones gallegas estudiadas.

7. Igualmente, existen diferencias ontogénicas, de manera que los individuos más jóvenes y los de menor tamaño muestran una mayor proporción entre ellos de plus de crecimiento primaveral.

8. En la fase fluvial, los reos de los ejes principales de las cuencas presentan un tamaño superior a los de los afluentes para la misma clase de edad.

9. La migración del esguinado en los ríos gallegos tiene una duración más corta que en los ríos situados más al norte del área de distribución natural de la especie.

10. Existe una elevada variabilidad en el crecimiento fluvial y en la edad de esguinado de los reos en los ríos gallegos. Las clases de edad de esguinado de 2 y 3 años son mayoritarias, ya que entre ambas alcanzan más del 95%.

11. La edad media de esguinado calculada para las poblaciones gallegas de reo es superior a la esperada por su latitud y supera a la de algunos ríos situados más al norte.

12. Los estudios de marcado/recaptura de reos realizados en este trabajo indican un elevado grado de filopatría.

13. Las migraciones del reo en el mar son similares a las descritas en poblaciones europeas, de modo que, salvo excepciones, apenas se alejan de la costa y de su río de nacimiento.

14. El análisis del crecimiento marino del reo mediante marcado/recaptura muestra que existen diferencias notables entre las poblaciones de los ríos Ulla y Lérez que pudieran estar relacionadas con las diferencias de productividad entre las rías de Arousa y de Pontevedra.

15. El crecimiento marino de los reos gallegos, al igual que el fluvial, es superior en los ríos del sur frente al de los ríos Cantábricos.

16. Los crecimientos marinos de las poblaciones gallegas de reo se encuentran entre los más bajos de Europa y son similares a los crecimientos de algunas poblaciones noruegas o del Atlántico irlandés.

17. Existen variaciones claras en la evolución diacrónica de los movimientos de la migración reproductora, se producen fundamentalmente en primavera y verano, mientras que una pequeña parte pueden entrar en el río a partir de septiembre.

18. El momento de entrada en el río de los reos procedentes del mar es diferente según la edad. Los primeros que llegan son los reos de mayor tamaño y tiempo de estancia en el mar, mientras que los *finnocks* o post-esguines inician el remonte más tardíamente.

19. El tiempo de permanencia en el mar es distinto en función del río de origen. Los reos de las poblaciones del norte de Galicia permanecen más tiempo en el mar que las que están más al sur.

20. En los ríos gallegos la abundancia parece estar relacionada con una mayor diversidad de clases de edad río/mar en la estructura de la población.

21. Se confirma la existencia de una mayor proporción de hembras en la relación de sexos de las poblaciones migradoras de trucha común.

22. Se ha comprobado la existencia de diferencias entre sexos relativas a una talla y edad media marina superiores en los machos.

23. En Galicia los reos presentan una alta variabilidad ontogénica en la edad de la primera maduración sexual.

24. Desde el punto de vista espacial, en los ríos del norte maduran más tardíamente, pues la edad de la primera maduración es mayor que en las poblaciones del sur de Galicia.

25. Se observó que los reproductores múltiples son una parte representativa de las poblaciones adultas, ya que la supervivencia entre desoves es apreciable, siendo mayor en las poblaciones del norte de Galicia.

26. Los datos biológicos de las poblaciones gallegas de reo son característicos de cada una de ellas y las poblaciones se agrupan de acuerdo con su localización geográfica.

27. Las poblaciones gallegas de reo presentan características propias relacionadas con variables ambientales cuyo significado biológico debe ser objeto de posteriores investigaciones.

28. Los datos obtenidos son congruentes con la existencia de variaciones locales pero no permiten asegurar que sean representativas de casos de adaptación local en salmónidos.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

BIBLIOGRAFÍA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

11.- BIBLIOGRAFÍA

A

Aarestrup, K. & Jepsen, N. (1998) Spawning migration of sea trout (*Salmo trutta* (L)) in a Danish river. *Hydrobiologia*, (371/372): 275–281.

Aarestrup, K., Baktoft, H., Koed, A., del Villar, D. & Thorstad, E.B. (2014). Comparison of the riverine and early marine migration behaviour and survival of wild and hatchery-reared sea trout *Salmo trutta* smolts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 496: 197–206.

Aarestrup, K., Jepsen, N. & Thorstad, E.B. (2018.) Brown trout on the move – Migration ecology and methodology. En: *Brown trout: Biology, ecology and management*. Lobón Cerviá J, Sanz N (Eds.): 445-482. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons Ltd.

Aarestrup, K., Birnie-Gauvin, K. & Larsen, M. H. (2018). Another paradigm lost? Autumn downstream migration of juvenile brown trout: Evidence for a presmolt migration. *Ecology of Freshwater Fish.,* 27:513-516. DOI: 10.1111/eff.12335.

Acornley, R. (1999). Water temperatures within spawning beds in two chalk streams and implications for salmonid egg development. *Hydrol. Proc*., 13 (3): 439-446.

Adkison M (1995). Population differentiation in Pacific salmon: local adaptation, genetic drift or the environment ?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 52: 2762–2777.

Alderdice, D.F. & Velsen, F.P.J. (1978) Relation between temperature and incubation time for eggs of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) at Chehalis Hatchery, British Columbia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.,* 1590: 29-46.

Alerstam, T., Hedenstrom, A. & Akesson, S. (2003) *Long-distance migration: evolution and determinants. Oikos,* 103: 247–260.

Allan, I.R.H. & Ritter, J.A. (1977). Salmon terminology. Part 2. A terminology list for migratory trout (*Salmo trutta* L.). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 37(3): 293–99.

Alm, G. (1950). The sea trout population in the Ava stream. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm*, 31: 26-51.

Alvarez, J.J., Antón, A., Azpiroz, I., Caballero, P., Hervella, F., De La Hoz, J., Lamuela, M., Mendiola, I., Monge, J., Serdio, A. y Urrizalki, I. (2010). *Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica*. Ed. Ekolur S.L. Xunta de Galicia, Gobierno del Principado de Asturias, Gobierno de Cantabria, Diputación Foral de Bizkaia, Diputación Foral de Guipuzcoa y Gobuerno de Navarra. 166 pp.

Alvarez-Riera, J. (1985). Datos preliminares sobre la biología del reo (*Salmo trutta* L.) en el río Sella (Asturias). *Primer Simposio Internacional de estudio, conservación*

y utilización racional de áreas de pesca de salmónidos. AEMS, Asociación Española de Mosca y Salmónidos.

Álvarez Salgado X.A. & Vieitez Dos Santos, V. (2009). *Estudo preliminar das rías altas: Oceanografía e bioloxía das zonas de interese marisqueiro das rías de Ribadeo, Foz, Viveiro, O Barqueiro e Ortigueira.* Xunta de Galicia. Consellería do Mar. Os recursos mariños de Galicia. Serie técnica 8. 232 pp.

Andersson, M. (1994). *Sexual Selection*. Princeton, NJ: Princeton University Press. 624 pp.

Antelo, J.M. & Arce, F. (1993). Características fisicoquímicas das augas superficiais. En: *As Augas de Galicia*. Consello da cultura galega (ed): 351-446.

Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, (1994). Spawning migration of lake living Brown trout in Gudbrandsdalslâgen and Nea. *Fiskesympoiet,* 26: 99-118.

Arratia, G. (1996): Reassessment of the phylogenetic relationships of certain Jurassic teleosts and their implications on teleostean phylogeny. En: *Mesozoic Fishes – Systematics and Paleoecology*. Arratia, G. & Viohl, G. (eds.): 219-242. Verlag Dr. Friedrich Pfeil. München, Germany.

B

Backiel, T. & Sych, R. (1958). Scales resorption and spawning marks in sea trout (*Salmo trutta*) from polish waters. *Roczn. Nauk. Roln*., B, 73 (2): 119-148.

Baglinière, J.-L. (2000). Critères morphologiques pour l'identification des deux formes (rivière et mer) de truite (*Salmo salar* L.) présentes sur un même bassin. *Bull. Fr. Pêche Pisc.,* 357/358: 375-386.

Baglinière, J.-L., Hamelet, V., Gueraud, F., Aymes, J.-C., Goulon, C., Richard, A., Josset, Q., & Marchand, F. (2020). *Guide to the interpretation of the scales and the estimation of the age of brown trout (Salmo trutta) from the French populations*. Guides and protocols. Veronique Barre & Beatrice Gentil-Salasc (Eds.), French Biodiversity Agency. 154 pp.

Baglinière, J. - L., Guyomard, R., Héland, M., Ombredane, D., & Prévost, E. (2001). Ecologie des populations de Poissons des cours d' eau à Salmonidés. En: *L'eau dans l'espace rural. Vie et milieux aquatiques.* Neveu, A. (Ed.): 31–49. Paris, France: INRA.

Baglinière, J. - L., & Maisse, G. (1990). La croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin de Scorff. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, *318*, 89–101.

Baglinière, J.L. & Maisse, G. (1991). *La truite: biologie et écologie*. INRA Editions, Paris: 303 pp.

Baglinière, J. - L., & Maisse, G. (2002). La biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans la rivière Scorff, Bretagne: une synthèse des études de 1972 à 1997. INRA *Prod. Anim.*, 15 (5), 319–331.

Baglinière, J.L. & Maisse G. (1991). La truite commune (*Salmo trutta* L.) son origine, son aire de repartition, ses intérêts économique et scientifique. En: *La truite: biologie et écologie*. Baglinière, J.L. & Maisse G. (Eds): 11-22. INRA Editions. Paris

Baglinière J-L. & Maisse G., 1999. *Biology and Ecology of the Brown and Sea trout.* Ed., Springer-Praxis (series in Aquaculture and Fisheries), Chichester, UK, 286 pp.

Banks, J.W. (1969) A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids, *J. Fish Biol.,* 1: 85-136.

Bartel R. (1988). Trout in Poland. *Pol Arch. Hydrobiol*., 35: 321-339.

Beacham, T.D. & Murray, C.B. (1990) Temperature, egg size, and development of embryos and alevins of five species of Pacific salmon: a comparative analysis. *Trans. Am. Fish. Soc.,* 119: 927-945.

Beall, E. (1979). Analyse scalimétrique d'une population de truites de mer, *Salmo trutta* L., des Illes Kerguelen, TAAF: structure d'âge, croissance, reproduction. PhD Thesis. Biol, Anim., Fac. Sci., Tolouse, 182 p.

Begon, M., Towsend, C.R & Harper, J.L. (2005), *Ecology, From individuals to ecosystems*. Wiley-Blackwell. 886 pp.

Behnke, R.J. (1986). Brown trout. *Trout*, 27: 42-47.

Bellenden, J. (1822). The works of John Bellenden (The subject: 'Of the nature of salmon', from Hector Boece (1536). Vol. 1, Chap. 'Elleventry', pp. XII–XIIII). Edinburgh: W. & C. Tait.

Bendall, B., Moore, A. & Quayle, V. (2005). The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.,* 67: 809–822.

Berg, O.K. & Berg M. (1987a). Migrations of sea trout, *Salmo trutta* L., from the Vardnes River in northem Norway. *J.Fish.Biol*., 31 (1): 113-121.

Berg, O.K. & Berg, M. (1987b). The seasonal pattern of growth of the sea trout (*Salmo trutta* L.) from the Vardnes River in northern Norway. *Aquaculture,* 62 (2): 143-152.

Berg, O.K. & Jonsson, B. (1989). Migratory patterns of anadromous Atlantic salmon, brown trout, and Arctic charr from the Vardnes river in northern Norway. En: *Proceedings of the salmonid migration and distribution symposium*. Brannon E, Jonsson B (eds): 106-115. Seattle, School of Fisheries, University of Washington.

Berg, O.K. & Jonsson, B. (1990). Growth and survival rates of the anadromous trout, *Salmo trutta*, from the Vardnes River, northern Norway. *Env. Biol. Fish.,* 29 (2): 145-154.

Berg, O., Thronæs, E. & Bremset, G. (2000). Seasonal cycle of body composition and energy of brown trout (*Salmo trutta*) in a temperate zone lake. *Ecol. Freshwater Fish.,* 9 (3): 163-169.

Bernárdez, P., Ospina-Alvarez, N., Caetano, M. & Prego, R. (2013). Fluvial contributions of nutrient salts, dissolved trace elements and organic carbon to the sea by pristine temperate rivers. *Environmental Chemistry*, 10: 42-53.

Bernatchez, L., Guyomard, R. & Bonhomme, F. (1992). DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology,* 1 (3): 161-173

Bernatchez, L. (2001). The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution,* 55 (2): 351-79.

Billard, R. & Jensen, J.O.T. (1996). Gamete removal, fertilization and incubation. In: *Principles of salmonid aquaculture, Developments in aquaculture and fisheries science*, Pennell. A. & Barton, B. (Eds): 291-364. W. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 1039 pp.

Birnie-Gauvin, K., Thorstad, E.B. & Aarestrup, K. (2019a). Overlooked aspects of the *Salmo salar* and *Salmo trutta* lifecycles. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, DOI: 10.1007/s11160-019-09575-x.

Birnie-Gauvin, K., Flavio, H., Kristensen, M.L., Walton-Rabideau, S., Cooke, S.J., Willmore, W.G., Koed, A. & Aarestrup, K. (2019b). Cortisol predicts migration timing and success in both Atlantic salmon and sea trout kelts. *Sci. Rep.,* 9: 2422.

Birt, T. P. & Green J. M. (1986). Parr-smolt transformation in female and sexually mature male anadromous Atlantic salmon*, Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., 43: 680-686.

Blankenhorn, W. U. (2005). Behavioural causes and consequences of sexual size dimorphism. *Ethology* 111: 977–1016. doi: 10.1111/j.1439-0310.2005.01147.x

Boel, M., Aarestrup, K., Baktoft, H., Larsen, T., Madsen, S.S., Malte, H., Skov, C., Svendsen, J.C., & Koed, A. (2014). The physiological basis of the migration continuum in brown trout (*Salmo trutta*). *Physiological and biochemical zoology* 87 (2): 334-345.

Bohlin, T., Pettersson, J. & Degerman, E. (2001). Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *J. Anim. Ecol.,* 70 (1): 112-21.

Bohlin, T. Sundström, L.F., Johnsson, J.L., Höjesjö, J. & Pettersson, J. (2002). Density-dependent growth in Brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. *J. Anim. Ecol.,* 71: 683-692.

Boklin, T., Dellefors, C. & Farems, U. (1993). Timing of Sea-Run Brown Trout (*Salmo trutta*) Smolt Migration: Effects of Climatic Variation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., 50 (6): 1132-1136**.**

Bonaparte, C.L. (1845). *Observations on the state of zoology in Europe, as regards the Vertebrata.* Londres.

Bone, Q. & Marshall N.B. (1982). *Biology of fishes*. Blackie Academic & Professional. Glasgow. Scotland. 253 pp.

Bordeleau, X., Davidsen, J.G., Eldøy, S.H., Sjursen, A.D., Whoriskey, F.G. & Crossin, G.T. (2018). Nutritional correlates of spatiotemporal variations in the marine habitat use of brown trout (*Salmo trutta*) veteran migrants. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 75: 1744–1754.

Borgstrøm, R. & Heggenes, J. (1988). Smoltification of sea trout (*Salmo trutta*) at short length as an adaptation to extremely low summer stream flow. *Pol. Arch. Hydrobiol.,* 35: 375–384.

Breder, C. M. & Rosen, E. (1966). *Modes of Reproduction in Fishes*. New York: Natural History Press. 941 pp.

Bremset, G. (2000). Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Env. Biol. Fish.,* 59 (2): 163-179.

Breukelaar, A.W., bij de Vaate, A, & Fockens, K.T.W. (1998). Inland migration study of sea trout (*Salmo trutta*) into the rivers Rhine and Meuse (The Netherlands), base don inductive coupling radio telemetry. *Hydrobiologia,* 371/372: 29-33. DOI:10.1023/A:1017058718334.

Bridcut, E.E. & Giller, P.S. (1995). Diet variability and foraging strategies in brown trout (*Salmo trutta*): an analysis from subpopulations to individuals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 52(12): 2543-2552.

Byrne, C.J., Poole, R., Dillane, M., Rogan, G. & Whelan, K.F. (2004) Temporal and environmental influences on the variation in sea trout (*Salmo trutta* L.) smolt migration in the Burrishoole system in the west of Ireland from 1971 to 2000. *Fish Res.,* 66: 85–94.

C

Caballero, P. & García de Leániz, C. (1992). Within-river variability in migratory behaviour among brown trout populations, *Salmo trutta* L., in the Umia catchment (northwest Spain). *J. Fish. Biol.,* Supl B 41: 184.

Caballero, P. (2002). *Ciclo vital del reo (Salmo trutta Linnaeus, 1758) en la cuenca del río Ulla*. Trabajo de Investigación Tutelado, Dpto de Bioloxía Animal, Universidad de Santiago de Compostela. 66 pp.

Caballero, P., García Rego, M. & García de Leániz, C. (2002). Estrategias migratorias y reproductivas del salmón atlántico y la trucha común en la cuenca del río Ulla (Galicia): Implicaciones para la conservación de las poblaciones. En: *El Salmón Joya de nuestros ríos*. García de Leániz C., Serdio, A. & Consuegra, S. (Eds.): 155-171. Gobierno de Cantabria, Santander.

Caballero, P., Cobo, F & González MA (2006). Life History of a Sea Trout (*Salmo trutta* L.) Population from the North-West Iberian Peninsula (River Ulla, Galicia, Spain). En*: Sea Trout: Biology, Conservation and Management. Proceedings of First International Sea Trout Symposium*. *Cardiff, July 2004*. G.S. Harris & N.J. Milner (Eds.): 234-247. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Caballero, P. (2013) *Biología y ecología del salmón atlántico (Salmo salar) y el reo o trucha de mar (Salmo trutta) en Galicia*. *MOL,* 12: 77-99.

Caballero, P., Vieira-Lanero, R. & Cobo, F. (2018). Sea trout (*Salmo trutta)* in Galicia (NW Spain). En: *Brown trout: Biology, ecology and management.* Lobón Cerviá, J. & Sanzm N. (Eds.): 445-482. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons Ltd.

Calles, O. & Greenberg, L. (2005). Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. *River Research & Applications,* 21: 951-960.

Campbell, J.S. (1977) Spawning characteristics of brown trout and sea trout *Salmo trutta* L. in Kirk Bum, River Tweed, Scotland, *J. Fish Biol*., 11 (**3**): 217-229.

Campos, J.L. Posada, D., Caballero, P. & Morán, P. (2007). Spatio-temporal genetic variability in sea trout (*Salmo trutta*) populations from north-western Spain. *Freshwater Biology,* 52 (3): 510 - 524.

Carlsen, K.T., Berg, O.K., Finstad, B. & Heggberget, T.G. (2004). Diel periodicity and environmental influence on the smolt migration of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in northern Norway. *Environ. Biol. Fish.,* 70: 403–413.

Champigneulle, A., Buttiker, B., Durand, P. & Melhaoui, M. (1999). Main characteristics of the biology of the trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Léman (Lake Geneva) and some of its tributaries. En: *Biology and Ecology of the Brown and Sea trout.* 147-174, Springer-Praxis (series in Aquaculture and Fisheries), Chichester, UK.

Champman, D.W. (1988). Critical review of variables uses to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of American Fisheries Society,* 117: 1-21.

Chapman, B.B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Skov, C., Hansson, L,-A & Brön-mark, C. (2012). Partial migration in fishes: cause and consequences. *Journal of Fish Biology,* 81: 456-478.

Chelkowski, Z. (1969). The sea trout, *Salmo trutta m. trutta* L., of the Pomeranian coastal rivers. *Przeglad Zoologica*, 13 (1), 72–91.

Chernitsky A.G., Zabruskov G.V., Ermolaev V.V., & Shkurko D.S. (1995) Life history of trout, *Salmo trutta* L., in the Varsina River estuary, (The Barents Sea). *Nord. J. Freshw. Res.,* 71:183–189.

Chittenden, C.M., Adlandsvik, B., Pedersen, O.P., Righton, D. & Rikardsen, A.H. (2013a). Testing a model to track fish migrations in polar regions using pop-up satellite archival tags. *Fish. Oceanogr.,* 22:1–13.

Chittenden, C.M., Fauchald, P. & Rikardsen, A.H. (2013b). Important open-ocean areas for northern Atlantic salmon (*Salmo salar*)—as estimated using a simple ambient temperature approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 70: 101–104.

Christensen, O. *et al.*, (1993). Review of the Danish stocks of sea trout (*Salmo trutta*). *International Council for the Exploration of the Sea C.M. 1993/M:* 22: 1–15.

Cobo, F., Vieira-Lanero, R., Barca, S., Sánchez-Hernández, J., Lago, L., Couto, M.T., Silva, S., Morquecho, C., Nachón, D., Gómez, P., Servia, M.J. & Cobo, M.C. (2015). *La trucha en la Pesca a Mosca*. La biología de la trucha común. Sekotia (Ed.). 213 pp.

Crichton, I.D. (1935). Absorption of the scales o salmon and sea trout. *Fish. Board Scotl. Salmon Fish.,* 4: 1-8.

Crisp, D.T. (1981). A desk study of the relationship between temperature and hatching time for eggs of five species of salmonid fishes. *Freshwater Biol*., 11: 361-368.

Crisp, D.T. (1988). Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and 'swim-up'times for salmonid embryos. *Freshw. Biol.,* 19(1): 41-48.

Crisp, D.T. (1993). The ability of UK salmonid alevins to emerge through a sand layer. *Journal of Fish Biology*, 43: 656-8.

Crisp, D.T. (2000). *Trout and salmon: ecology, conservation and rehabilitation*. Fishing New Books, Blackwell Science, Oxford, 212 pp.

CSTP (2010.) *Manual on Sea Trout Ageing, Digital Scale Reading and Growth Methodology.* R. Poole (Ed.). Celtic Sea Trout Project. 42 pp.

CSTP (2016). Celtic Sea Trout Project – TechnicalReport to Ireland Wales Territorial Co-operation Programme 2007-2013(INTERREG 4A). Milner, N., McGinnity, P. & Roche, W. (Eds). Dublin, Inland Fisheries Ireland. 848 pp.

Cucherousset, J., Ombredane D., Charles, K. Marchand, F. & Baglinière, J-L. (2005). A continuum of life history tactics in a brown trout (*Salmo trutta*) population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 62**:** 1600-1610.

Cucherousset, J., Ombredane, D. & Baglinière, J.-L. (2006). Linking juvenile growth and migration behaviour of brown trout (*Salmo trutta*) using individual PIT-tagging. *Cah. Biol. Mar.,* 47 (1): 73.

D

Dahl, K. (1910). *The age and growth of salmon and trout in Norway as shown by their scales*. Salmon and Trout Association, London, Fishmonger's Hall, E.C. 184 pp.

Dannewitz, J., Petersson, E., Prestegaard, T. & Järvi, T. (2003). Effects of sea-ranching and family background on fitness traits in brown trout *Salmo trutta* reared under near-natural conditions. *Journal of Applied Ecology*, 40: 241-50.

Davidsen, J.G., Rikardsen, A.H., Thostad, E.B., Halttunen, E., Mitamura, H., Præbel, K., Skarðhamar, J. & Næsje, T.F. (2013). Homing behaviour of Atlantic salmon (S*almo salar*) during final phase of marine migration and river entry *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11.

Davidsen, J. G., Daverdin, M., Arnekleiv, J. +V., Rønning, L., Sjursen, A.D. & Koksik, J.I. (2014). Riverine and near coastal migration performance of hatchery Brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 85 (3): 586-596.

Davidson, F. A., Vaughan, E., Hutchinson, S.J. & A. L. Pritchard (1943.) Factors affecting the upstream migration of pink salmon. *Ecology,* 24: 149-168.

Davidson, I., Cove, R., Hillman, P., Elsmere, P., Cook, N. & Croft, A. (2017) Observation of sea trout stock performance in the rivers Dee, Tamar, Lune & Tyne (1991-2014). The contribution of "Index River" monitoring programmes in England & Wales to fisheries management. En: *Sea trout: Science & Management*. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland. 470-486.

Degerman, E., Näslund I. & Sers, B. (2000) Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of Freshwater, Fish* 9: 191–201.

Degerman, E., Leonardsson, K., Lundqvis, H. (2012.) Coastal migrations, temporary use of neighbouring rivers, and growth of sea trout (*Salmo trutta*) from nine northern Baltic Sea rivers. ICES *J. Mar., Sci.* 69: 971–980.

Dellefors, C. & Faremo, U. (1988). Early sexual maturation in males of wild sea trout, *Salmo trutta* L., inhibits smoltification. *J. Fish. Biol.,* 33: 741–749.

Dieperink, C., Pedersen, S. & Pedersen, M.I. (2001). Estuarine predation on radiotagged wild and domesticated sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts. *Ecol. Freshw. Fish,* 10: 177–183.

Dieperink, C., Bak, B.D., Pedersen, L.F., Pedersen, M.I. & Pedersen, S. (2002). Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. *J. Fish. Biol.,* 61: 848–852.

Doadrio, I. (2001). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España.* Museo Nacional de Ciencias Naturales, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 364 pp.

Dodson, J. J., Aubin - Horth, N., Thériault, V., & Páez, D. J. (2013). The evolutionary ecology of alternative migratory tactics in salmonid fishes. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 88 (3), 602–625.

Ducharme, L.J.A. (1969). Atlantic salmon returning for their fifth and sixth consecutive spawning trips. *J. Fish. Board. Can.,* 26: 1661–1664.

E

Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. (1977). Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966-1975. *J. Fish. Biol*., 11 (6): 647-672.

Elliott, J.M. (1975a). The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L) fed on maximun rations. *J. Anim. Ecol*., 44: 805-821.

Elliott J.M. (1975b). The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. *J. Anim. Ecol.,* 44: 823-842.

Elliott, J.M. (1986) Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology*, 55: 907-22.

Elliott, J.M., Humpesch, U.H. & Hurley, M.A. (1987). A comparative study of eight mathematical models for the relationship between water temperature and hatching times of eggs of freshwater fish. *Hydrobiol*., 109: 257-277.

Elliott, J.M. (1989). Wild brown trout *Salmo trutta*: an important national and intenational resource. *Freshwater Biology*, 21: 1-5.

Elliott, J.M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford. 298 Pp.

Elliott, J.M. (1997). Stomach contents of adult sea trout caught in six English rivers. *J. Fish Biol*., 50: 1129-1132.

Elliott, J. M. & Hurley, M. A. (1998). An individual-based model for predicting the emergence period of sea-trout fry in a Lake District stream. *Journal of Fish Biology*, 53: 414–433.

Elliott, J.M. & Chambers, S. (1996). *A guide to interpretation of Sea Trout Scales*. NRA, R&D Report, 22; 55 pp.

Elliott, J.M. & Hurley, M. (2000). Daily energy intake and growth of piscivorous brown trout, *Salmo trutta*. *Freshw. Biol.,* 44 (2): 237-245.

Elliott, J.M., Hurley, M. & Fryer, R. (1995). A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. *Func. Ecol.,* 9: 290-298.

Elliott, J.M., Crisp, D.T., Mann, R.H.K., Pettman, I., Pickering, A.D., Pottinger, I.J. & Winfield, I.J. (1992). *Sea trout literature review and bibliography. NRA,* Fisheries technical report 3. 141 pp.

Elso J, & Giller P. (2001). Physical characteristics influencing the utilization of pools by brown trout in an afforested catchment in Southern Ireland. *J. Fish Biol.,* 58 (1): 201-221.

Enders, E.C., Buffin-Bélanger, T., Boisclair, D. & Roy, A.G. (2005). The feeding behaviour of juvenile Atlantic salmon in relation to turbulent flow. *Journal of Fish Biology,* 66: 242-253.

Endler, J. A. (1977). *Geographic variation, speciation and clines*. Princeton University Press, Princeton. 262 pp.

Erkinaro, J., Czorlich, Y., Orell, P., Kuusela, J., Falkegard, M., Länsman, M., Pulkkinen, H., Primmer, C.R. & Niemelä, E. (2018). Life history variation across four decades in a diverse population complex of Atlantic salmon in a large subarctic river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 76: 42–55.

Euzenat, G., Fournel, F. & Richard, A. (1991). *La truite de mer (Salmo trutta L) en Normandie-Picardie. La truite: biologie et écologie*. INRA Editions, Paris.

Euzenat, G. (1999). Sea trout (*Salmo trutta* L.) in Normandy and Picardy. En: *Biology and ecology of the brown trout and sea trout*. Bagliniere, J.L. & Maisse, G. (Eds): 175-203. Springer-Praxis series in Aquaculture and Fisheries, Berlin.

Evans, D.M. (1994). Observations on the spawning behaviour of male and female adult sea trout, *Salmo trutta* L., using radio-telemetry. *Fish Manag. Ecol.,* 1: 91 – 105.

Evans, R. & Greest, V. (2006). The rod and net sea trout fisheries of England and Wales. En: *Sea Trout: Biology, Conservation and Management.* G.S. Harris & N.J. Milner. (Eds.): 107-114. Proceedings of First International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Evans, R. & Harris, G. (2017) The collection of sea trout and salmon statistics from the recreational rod fisheries in England and Wales. En: *Sea trout: Science & Management*. 487-506. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland.

F

Fahy, E. (1978). Variation in some biological characteristics of British sea trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish. Biol.*, 13: 123-138.

Fahy, E. (1978a). Scale formation in the sea trout smolts from two rivers with long estuaries. *Rep. Foyle Fish. Comm*. Appendix 3.

Fahy, E. (1978b). Variation in some biological characteristics of British sea trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish. Biol.,* 13: 123–138.

Fahy, E., (1980). Prey selection by young trout fry (*Salmo trutta*). *Journal of Zoology,* 190: 27–37.

Fahy, E. (1985). Feeding, growth and parasites of trout *Salmo trutta* L from Mulroy Bay, an Irish sea lough. *Ir. Fish. Invest*., (A), 25.

Fahy, E. (1988). *Child of the tides, a sea trout handbook*. The Glendale Press. Dun Laoghaire, Ireland. 188 pp.

Fahy E. (1990). Spring growing period as a regulator of the size of the smolt run in trout (*Salmo trutta*). *Archiv für Hydrobiologie,* 119: 325-330.

Ferguson, A. (1989). Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, stocks and their importance for conservation and management of the species. *Freshwater Biology*, 21: 35–46.

Ferguson, A. (2006). Genetics of sea trout, with particular reference to Britain and Ireland. En: *Sea trout: biology, conservation and management*. Harris G, Milner N (eds): 157-182. Blackwell Publishing, Oxford.

Ferguson, A., Reed, T., McGinnity, P. & Prodöhl, P. (2017). Anadromy in brown trout (*Salmo trutta*): A review of the relative roles of genes and environmental factors and the implications for management and conservation. En: *Sea trout: Science & Management*. 1-40. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland.

Ferguson, A., Reed, T., McGinnity, P. & Prodöhl, P. (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the relative role of genes and the environment. *J. Fish. Biol.*, 95: 692–718, DOI: 10.1111/jfb.14005.

Finstad, A.G., Økland, F., Thorstad, B. & Heggberget, T.G. (2005). Comparing spawning migration of Atlantic salmon *Salmo salar* and sea trout *Salmo Trutta*. *J. Fish. Biol.* 67: 919 - 930.

Fleming, I.A. & Gross, M.R. (1990). Latitudinal clines: a trade-off between egg number and size in Pacific salmon. *Ecology,* 71 (1): 1-11.

Fleming, I.A., Jonsson, B. & Gross, M.R. (1994). Phenotypic divergence of sea-ranched, farmed and wild salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 51: 2808–2824.

Fleming, I.A. (1996). Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Fisheries, Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6: 349–416.

Fleming, I. A., Jonsson, B., Gross, M. R. & Lamberg, A. (1996). An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ecology,* 33: 893–905.

Fleming, I. A., Lamberg, A. & Jonsson, B. (1997). Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. *Behavioural Ecology,* 8: 470–480.

Fleming, I.A. & Reynolds, J.D. (2003). Salmonid breeding systems. En: *Evolution illuminated: salmon and their relatives*. Hendry, A.P. & Stearns, S.C. (Eds.): 264-294. Oxford University Press.

Forseth, T., Nesje, T.F., Jonsson, B. & Hårsaker, K. (1999). Juvenile migration in brown trout: a consequence of energetic state. *J. Anim. Ecol.,* 68 (4): 783-793. https ://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00329.x

Fournel, G., Euzenat, F. & Richard, A. (1979). Sea trout in Normandy Picardy. Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout: State of the Art and Research Themes. Bagliniere, J. L. & Maisse, G. (Eds.): 175-203.

Francis, R.I.C.C. (1990). Back-calculation of fish length: a critical review. *Journal of Fish Biology,* 36: 883-902

Froese, R. & D. Pauly (2019). FishBase. *World Wide Web electronic publication. www.*fishbase*.org, version (12/2019).*

Frost, W.E., & Brown, M.E. (1967). *The trout.* Collins, St. James' Place, London. 286 pp.

Fulton, T.W. (1911). *The sovereignity of the sea.* William Blackwood &Sons, Edinburgh.

G

Gago, J., Alvarez-Salgado, X. A., Nieto-Cid, M., Brea, S. & Piedracoba, S. (2005). Continental inputs of C, N, P and Si species to the Ria de Vigo (NW Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65: 74-82.

García de Leániz, C., Fraser, N. & Huntingford, F. A. (2000). Variability in performance in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., fry from a single redd. *Fisheries Management and Ecology,* 7: 489–502.

García de Leaniz, C., Fleming, I.A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W.C., Consuegra, S. et al. (2007). A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 82: 173–211.

García-Vazquez, E., Moran, P., Martínez, J.L., Pérez, J., de Gaudemar, B. & Beall, E. (2001). Alternative mating strategies in Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Heredity*, 92: 146-149.

Gargan, P.G., Poole, W.R. & Forde, G. (2006). A review of the status of Irish sea trout stocks. In: *Sea trout: biology, conservation and management*. Harris, G. & Milner, N. (Eds): 25-44. Blackwell Publishing, Oxford.

Garman, G.C. & Nielsen, L.A. (1982). Piscivority by stocked brown trout (*Salmo trutta*) and its impact on the nongame fish community of Bottom Creek, Virginia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 39 (6): 862-869.

Gauld, N.R., Campbell, R.N.B. & Lucas, M.C. (2016). Salmon and sea trout spawning migration in the River Tweed: telemetry-derived insights for management. *Hydrobiologia*, 767(1): 111–123.

Glebe, B.D. & Leggett, W.C. (1981). Temporal, intra-population differences in energy allocation and use by American shad (*Alosa sapidissima*) during the spawning migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 38: 795–805

Gowan, C. & Fausch, K.D. (2002). Why do Foraging Stream Salmonids Move During Summer? *Environmental Biology of Fishes,* 64(1): 139-153. DOI: 10.1023/A:1016010723609

Gowan, C., Young, M.K., Fausch, K.D. & Riley, S.C. (1994). Restricted movement in resident stream salmonids: a paradigm lost. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 (11): 2626-2637.

Granado Lorencio, C. (1996). *Ecología de Peces*. Secretariado de publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla. 356 pp.

Gravens, F.R. (1981). Habitat use of Brown trout and Atlantic salmon in Vangsvatnet Lake with tributaries. Voss. J. Master Thesis, Univ. Oslo.

Greenberg, L.A., Steinwall. T. & Persson, H. (2001). Effect of depth and substrate on use of stream pools by brown trout. *Trans. Am. Fish. Soc.,* 130 (4): 699-705.

Grey, J. (2001). Ontogeny and dietary specialization in brown trout (*Salmo trutta* L.) from Loch Ness, Scotland, examined using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Ecol. Freshwater Fish.,* 10 (3): 168-1676.

Grønvik, S. & Klemetsen A. (1987). Marine food and diet overlap of co-occurring Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.), brown trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*S. salar* L.) of Senja. *N. Norway Polar Biol*., **7**: 173-177.

Gross, M. R. (1985). Disruptive selection for alternative life histories in salmon. *Nature,* 313: 47-48.

Gross, M. R. (1987). Evolution of diadromy in fishes. *Am. Fish. Soc. Symp.,* 1: 14-25.

Gross, M. R., Coleman, R.M. & McDowall, R.M. (1988). Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science*, 239: 1291 - 1293.

Günther, A. (1866) *Catalogue of fishes in the British Museum. Catalogue of the Physostomi. in the collection of the British Museum.* British Museum, London, Vol. 6. 368 pp.

Gustafsson, P., Bergman, E., & Greenberg, L.A. (2010). Functional response and size-dependent foraging on aquatic and terrestrial prey by brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecol. Freshwater Fish*, 19: 170–177. doi:10.1111/j.1600-0633.2009.00401.x.

H

Halttunen, E., Jensen, J.L.A., Næsje. T.F., Davidsen, J.G., Thorstad, E.B., Chittenden, C.M., Hamel, S., Primicerio, R. & Rikardsen, A.H. (2013). State-dependent migratory timing of postspawned Atlantic salmon (*Salmo salar). Can J Fish Aquat Sci.,* 70: 1063–1071.

Hansen, L.P., Jonsson, B., Morgan, R.I.G. & Thorpe, J.E. (1989). Influence of parr maturity on emigration of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can J Fish Aquat Sci.,* 46: 410–415.

Hansen, L.P. & Jonsson, B. (1994). Homing of Atlantic salmon – Effects of juvenile learning on transplanted post-spawners. *Animal Behaviour*, 47: 220–222.

Hansen, L.P. & Mensberg, K.L.D. (1998). Genetic differentiation and relationship between genetic and geographical distance in Danish sea trout (*Salmo trutta* L.) populations. *Heredity*, 81: 493-508.

Hansen, M.M., Ruzzante, D.E., Nielsen, E.E., Bekkevold, D. & Mensberg, K.L.D. (2002). Long-term effective population sizes, temporal stability of genetic composition and potential for local adaptation in anadromous brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Mol. Biol.,* 11: 2523–2535.

Hansen, M.M. (2007). Investigating the genetics of populations. En: *The Atlantic salmon: genetics conservation and management*. Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L. (eds). Blackwell, Oxford.

Haraldstad, Ø., Jonsson, B., Sandlund, O.T. & Schei, T.A. (1987). Lake effect on stream living brown trout (*Salmo trutta*). *Archiv fuer Hydrobiologie,* 109 (1): 39-48.

Harden Jones, F.R., (1968). *Fish migration*. Edward Arnold, London. 325 pp.

Harris, G.S. (1970). *Some aspects of the biology of Welsh sea trout*. PhD Thesis, University of Liverpool, 263 pp.

Harris, G.S. (1972). Specimen sea trout from Welsh, English and Scotish waters. *Salm. Trout. Mag.*, 196: 223-234.

Harris, G.S. (2000). *Sea trout stock description: The structure and composition of sea trout stocks from 16 rivers in England and Wales*. Environment Agency. Bristol. R&D Technical Report W224, 93 pp.

Harris, G.S. & Milner N. (2006). Sea trout: biology, conservation & management. En: *Sea trout: Biology, Conservation and Management. Proceedings of the first International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004.* Harris, G.S. & Milner, N.J. (Eds): 1-10. Blackwell Publising.

Harris, G.S. (2006). Sea trout stock description in England and Wales. En: *Sea trout: Biology, Conservation and Management. Proceedings of the first International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004.* Harris, G.S. & Milner, N.J. (Eds): 88-106. Blackwell Publising.

Harris, G. (2017). *Sea trout: Science & Management*. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland. 585 pp.

Harris, G. & Evans, R. (2017). The relative importance of sea trout and salmon on the recreational rod fisheries in England and Wales. En *Sea trout: Science & Management*. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland. 185-204.

Hart, P. B. & Pitcher, T. J. (1969). Field trials of fish marking using a jet inoculator. *Journal of Fish Biology*, 1: 383-385.

Hasler, A.D. & Wisby, W.J. (1951). Discrimination of stream odors by fishes and relation to parent stream behavior. *American Naturalist*, 85: 223–238.

Hedger, R.D., Hatin, D., Dodson, J.J., Martin, F., Fournier, D., Caron, F. & Whoriskey, F.G. (2009). Migration and swimming depth of Atlantic salmon kelts *Salmo salar* in coastal zone and marine habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 392: 179-192.

Hedrick, A. V. & Temeles, E. J. (1989). The evolution of sexual dimorphism in animals: Hypotheses and tests. *Trends in Ecology and Evolution,* 4: 136–138. doi: 10.1016/0169-5347(89)90212-7

Heggenes, J. & Gunnar, D.J. (2001). Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regul. Rivers: Res. Manage.,* 17 (6): 623-635.

Heggenes, J., & Traaen, T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish Biol.,* 32 (5): 717-727.

Heggenes, J., Bagliniere, J. & Cunjak, R. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecol. Freshwater Fish.,* 8 (1): 1-21.

Heggenes, J., Saltveit, S.J., Bird, D. & Grew, R. (2002). Static habitat partitioning and dynamic selection by sympatric young Atlantic salmon and brown trout in south-west England streams. *J. Fish Biol.,* 60 (1): 72-86.

Hellawell, J.M., Leatham, H. & Williams, G.I., (1974). The upstream migratory behaviour of salmonids in the River Frome, Dorset. *Journal of Fish Biology*, 6 (6): 729–744.

Hembre, B., Arnekleiv, J.V. & L'Abée-Lund, J.H. (2001). Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecol. Freshw. Fish.,* 10: 61–64.

Hendry, A. P. & Stearns, S. C. (2003). *Evolution illuminated: salmon and their relatives.* Oxford University Press. 510 pp.

Hervella, F. & Caballero, P. (1998). *Inventario piscícola de los ríos gallegos*. Ed. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. 124 pp.

Hirst, A. G. & Kiørboe, T. (2014). Macroevolutionary patterns of sexual size dimorphism in copepods. *Proceedings of the Royal Society, B* 281: 20140739. doi: 10.1098/rspb.2014.0739

Høgåsen, H.R. (1998). Physiological changes associated with the diadromous migration of salmonids*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.,* 127: 1–128.

Hovgaard, K., Skaala, Ø. & Nævdal, G. (2006). Genetic differentiation among sea trout, *Salmo trutta* L., populations from western Norway. *J. Appl. Ichtyol.,* 22: 57–61.

Hubert, W. A., Harris, D.D. & Rhodes, H.A. (1993). Variation in the summer diet of age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia,* 259: 179–185.

I

Ivlev, V.S. (1996). The biological productivity of waters. *J. Fish. Board Can.,* 23 (11): 1727-1759.

J

Järvi, T.H. & Menzies, W.J. (1936). The interpretation of the zones on scales of salmon, sea trout and brown trout. *Cons. Perm. Internat. Expl. Mer*., XCVII, 63 pp.

Järvi, T.H. (1940). Sea-trout in the Bothnian Bay. *Acta Zool. Fenn.,* 29:1–29.

Järvi, T., Holmgren, K., Rubin, J-F., Petersson, E., Lundberg , S. & Glimsäter, C. (1996). Newly emerged *Salmo trutta* fry that migrate to the sea—an alternative choice of feeding habitat? *Nord. J. Freshw. Res.,* 72: 52–62.

Jenkins, Th.M., Diehl, S., Kratz, K.M. & Cooper, S.D. (1999). Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology,* 80: 941–956.

Jensen, K.W., (1968). Sea trout (*Salmo trutta* L) of the river Istra, Western Norway. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm*, 48: 187-213.

Jensen, K.W. (1977). On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Øvre Heimdalsvatn, southern Norway. *Report from the Institute of Freshwater Research*, 56: 18–69.

Jensen, J.W. (1985) The potential growth of salmonids. *Aquaculture*, 48: 223-231.

Jensen, A.R. (1988) *Sea trout in the river Tved Ä system 1986-1987*. Msc Thesis, Univeristy of Aarhus.

Jensen, A.J., Heggberget, B.O. & Johnsen, B.O. (1989). Upstream migration of salmonids, *Salmo salar* L., in River Vefsna, northern Norway. *Journal of Fish Biology*, 29: 459-465.

Jensen, A.J., Forseth, T. & Johnsen, B.O. (2000). Latitudinal variation in growth of young brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology,* 69: 1010-1020.

Jensen, J.L.A. & Rikardsen, A.H. (2008). Do northern riverine anadromous Arctic charr *Salvelinus alpinus* and sea trout *Salmo trutta* overwinter in estuarine and marine waters ?. *J. Fish. Biol.,* 73: 1810–1818.

Jensen, H., Kiljunen, M. & Amundsen, P.-A. (2012). Dietary ontogeny and niche shift to piscivory in lacustrine brown trout *Salmo trutta* revealed by stomach content and stable isotope analyses. *J. Fish Biol.,* 80: 2448–2462. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03294.x.

Jensen, A.J., Finstad, B., Fiske, P., Hvidsten, N.A., Rikardsen, A.H. & Saksgård, L. (2012). Timing of smolt migration in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 69: 711–723.

Jensen, A.J., Diserud, O.H., Finstad, B., Fiske, P. & Rikardsen, A. H. (2015). Between-watershed movements of two anadromous salmonids in the Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72 (6): 855-863.

Jensen, A.J., Rikardsen, A.H., Thorstad, E.B., Suhr, A.H., Davidsen, J.G., Primicerio, R. (2014). Water temperatures influence the marine area use of *Salvelinus alpinus* and *Salmo trutta*. *J. Fish Biol.,* 84: 1640–1653.

Jepsen, N., Holthe, E. & Økland, F. (2006). Observations of predation on salmon and trout smolts in a river mouth. *Fish. Man. Ecol.,* 13: 341–343.

Jobling, M. (1994). *Fish bioenergetics*. Chapman & Hall, London, 310 pp.

Johansen, A. & Løfting, J., (1919). *On the fish population and the fishery in the lower Gudenaa and Randers Fjord*. C.A. Reitzel, Copenhagen.

Johnston, C.E. & Eales J.G. (1967). Purines in the integument of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, during parr-smolt transformation. *J. Fish. Res. Board. Can.,* 24: 953-964.

Johnston, T.A., Leggett, W.C. (2002). Maternal and environmental gradients in the egg size of an iteroparous fish. *Ecology,* 83: 1777–1791.

Jonsson, B. (1981). *Life history strategies of brown trout*. PhD Thesis, University of Oslo, Oslo, 141 pp.

Jonsson, B. (1982). Diadromous and resident trout *Salmo trutta*: is their difference due to genetics? *Oikos,* 38: 297-300.

Jonsson, B. (1985). Life history pattern of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society,* 114: 182–194.

Jonsson, B. (1989). Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology,* 21: 71–86.

Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. Nordic *Journal of Freshwater Research,* 66: 20-35.

Jonsson, B. & Gravem, F.R. (1985). Use of space and food by resident and migrant brown trout. *Salmo trutta. Environmental Biology of Fishes*, 14: 281-293.

Jonsson, B. & Jonsson, N. (1993). Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries,* 3: 348–365.

Jonsson, N. & Jonsson, B. (1997). Energy allocation in polymorphic brown trout. *Functional Ecology,* 11: 310–317.

Jonsson, N. & Jonsson, B. (1998a). Body composition and energy allocation in life history stages of brown trout. *Journal of Fish Biology,* 53: 1306–1316.

Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. (1998b). Long-term study of the ecology of wild Atlantic salmon smolts in a small Norwegian river. *J. Fish. Biol.,* 52: 638–650.

Jonsson, N. & Jonsson, B. (1999). Trade-off between egg mass and egg number in brown trout. *J. Fish Biol.,* 55 (4): 767-783.

Jonsson, B. & Jonsson, N. (2002). Migration of anadromous brown trout in a Norwegian river. *Freshw. Biol*., 47: 1391-1401.

Jonsson, N. & Jonsson, B. (2003). Energy density and content of Atlantic salmon: variation among development stages and types of spawners. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 60: 506–516.

Jonsson, N. & Jonsson, B. (2004). Size and age at maturity of Atlantic salmon correlate with the North Atlantic Oscillation Index (NAOI). *Journal of Fish Biology,* 64: 241-247.

Jonsson, N. & Jonsson, B. (2005). Lipid energy reserves influence life history decision of salmonid parr. *Ecology of Freshwater Fish,* 14: 296-301.

Jonsson, B. & Jonsson, N. (2006a). Life history effects of migratory costs in anadromous brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology,* 69: 860-869.

Jonnson, B. & Jonsson, N. (2006b) Life history of the anadromous trout *Salmo trutta*. En: *Sea trout: Biology, Conservation and Management*. Proceedings of First International Sea trout Symposium, Cardiff, July 2004. G.S. Harris & Milner N.J. (Eds.): 196-223. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. (2007). Factors affecting river entry of adult Atlantic salmon in a small river. *Journal of Fish Biology*, 71(4): 943–956.

Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009a). Migratory timing, marine survival and growth of anadromous trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. *J. Fish Biol.,* 74: 621–638.

Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009b). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *J. Fish Biol.,* 75 (10): 2381-2447.

Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Habitat as a template of life histories.* Fish fisheries Series Vol. 33. Springer-Verlag, Dordrecht, Netherlands. 708 pp.

Jonsson, B., & Jonsson, N. (2014). Naturally and hatchery produced European trout *Salmo trutta*: Do their marine survival and dispersal differ? *Journal of Coastal Conservation*, *18*(2): 79–87. https ://doi. org/10.1007/s11852-012-0224-1.

Jonsson, B., & Jonsson, N. (2014). Sexual size dimorphism in anadromous brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 1:7. doi:10.1111/jfb.12704

Jonsson, B., Jonsson, N. & Jonsson, M. (2018). Water level influences migratory patterns of anadromous trout in small streams. *Ecology of Freshwater Fish,* 27 (4): 1066-1075.

Jonsson, B. & Sandlund, O.T. (1979). Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*) in Søre Osa river system, Norway. *Environ. Biol. Fish.* 4 (1): 43-54.

Jonsson, B. & L'Abee-Lund, J. H. (1993) Latitudinal clines in life history variables of anadromous brown trout in Europe. *Journal of Fish Biology,* 43 (Suppl. A): 1 - 16.

Jonsson, B., L'Abee-Lund, J. H., Heggberget T.G., Jensen A.J., Johnsen B.O., Naesje T. F. & Saettem L.M. (1991). Longevity, body size, and growth in anadromous brown trout *(Salmo Trutta). Can. J. Fish. Aquat. Sci*., 48: 1838-1 845.

Jonsson, N., Jonsson, B., Aass, P. & Hansen, L.P. (1995) Brown trout *Salmo trutta* released to support recreational fishing in a Norwegian fjord. *J. Fish Biol.,* 46: 70–84.

Jonsson, B., Jonsson, N., Brodtkorb, E. & Ingebrigtsen, P.J. (2001). Life-history traits of brown trout vary with the size of the stream. *Functional Ecology,* 15: 310–317.

Jungwirth, M. & Winkler, H. (1984). The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus Thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and Brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture,* 38: 315-327.

Jutila, E., Ahvonen, A. & Julkunen, M. (2001). Instream and catchment characteristics affecting the occurrence and population density of brown trout, *Salmo trutta* L., in forest brooks of a boreal river basin. *Fish. Manage. Ecol.,* 8 (6): 501-511.

K

Kalleberg, H. (1958). Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm,* 39: 55–98.

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., Jokikokko, E. & Saloniemi, I. (2006). Survival of reared Atlantic salmon and sea trout in relation to marine conditions of smolt year in the Baltic Sea. *Fish Res.,* 80: 295–304.

Kallio-Nyberg, I., Saloniemi, I., Jutila, E. & Saura, A. (2007). Effects of marine conditions, fishing, and smolt traits on the survival of Baltic Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 64: 1183–1198.

Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., Koljonen, M-L., Koskiniemi, J. & Solaniemi, I. (2010). Can the lost migratory *Salmo trutta* stocks be compensated with resident trout stocks in coastal rivers? *Fisheries Research*, 102: 69-79.

Kallio-Nyberg, I., Saloniemi, I. & Jutila, E. (2015). Growth of hatchery reared sea trout (*Salmo trutta trutta*) on the Finnish coast of the Baltic Sea. *Boreal Env. Res.,* 20: 19-34.

Kane, T. R. (1988.) Relationship of temperature and time of initial feeding of Atlantic salmon. *The Progressive Fish-Culturist,* 50: 93–97.

Karppinen, P., Erkinaro, J., & Niemela, E. (2004). Return migration of one-sea-winter Atlantic salmon in the River Tana. *J. Fish. Biol*., 64: 1179-1192.

Kawecki, T.J. & Ebert, D. (2004). Conceptual issues in local adaptation. *Ecol. Lett.,* 7: 1225–1241.

Keeley, E.R. & Grant, J.W. (1997). Allometry of diet selectivity in juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 54: 1894-1902.

Kelly-Quinn, M. & Bracken, J.J. (1990). A seasonal analysis of the diet and feeding dynamics of brown trout, *Salmo trutta* L., in a small nursery stream. *Aquacult. Res*., 21: 107–124. doi:10.1111/j.1365-2109.1990.tb00386.x.

Kendall, N. W., McMillan, J. R., Sloat, M. R., Buehrens, T. W., Quinn, T. P., Pess, G. R., Kuzishchin, K. V., McClure, M. M., & Zabel, R. W. (2015). Anadromy and residency in steelhead and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): A review of the processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72 (3), 319–342. https ://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0192.

Kennedy, R.J. & Rossell (2020). Does rod catch reflect the background size structure of the sea trout stock in a small coastal river ?. *Fisheries Management and Ecology,* https://doi.org/10.1111/fme.12469.

Kennedy, M. & Fitzmaurice, P. (1971). Growth and food of brown trout *Salmo trutta* (L.) in Irish Waters. *Proceedings on the Royal Irish Academy*, 71: 269-352.

Khalturin, D.K. (1970). A study of the biology of the brown trout (*Salmo trutta* L) of the Karelian Isthmus. *J. Ichtyol*., 10 (2): 218-228.

Kimison, M.T., Bentzen, P., Unwin, M.J. & Quinn, T.P. (2002). Reconstructing recent divergence: evaluating non equilibrium population structure in New Zealand Chinook salmon. *Mol. Ecol*., 11: 739–754.

King, A., Stockley, B., Hillman, R., Elsmere, P. & Stevens, J. (2017) Managing mixed stocks of sea trout (*Salmo trutta* L.) straying between rivers sharing a common estuary in Southwest England: a genetic approach. En: *Sea trout: Science & Management*. Pp 308-327. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland.

Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connel, M. & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon, brown trout and Arctic charr: a review of aspects of their life histories. *Ecol. Freshw. Fish.,* 12: 1-59.

Knutsen, J. A., Knutse, H., Gjøsaeter J. and Jonsson, B. (2001). Food of anadromus brown trout at sea. *J. Fish Biol*., 59: 533-543.

Knutsen, J. A., Knutsen, H., Olsen, E. M. & Jonsson (2004). Marine feeding of anadromous *Salmo trutta* during Winter. *Journal of Fish Biology*, 64: 89-99.

Koed, A., Baktoft, H. & Bak, B.D. (2006). Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River Res. Appl.,* 22: 69–78.

Koksvik, J.I. & Steinnes, E. (2005). Strontium content of scales as a marker for distinguishing between sea trout and brown trout. *Hydrobiologia,* 544: 51–54.

Koljonen, M.L., Goss, R. & Koskiniemi, J. (2014). Wild Estonian and Russian sea trout (Salmo trutta) in Finnish coastal sae trout catches: results of genetic mixed-stock analysis. *Hereditas*, 151: 177-195.

Kristensen, M. L., Righton, D., del Villar - Guerra, D., Baktoft, H. & Aarestrup, K. (2018). Temperature and depth preferences of adult sea trout *Salmo trutta* during the marine migration phase. *Marine Ecology Progress Series*, 599: 209–224. https ://doi.org/10.3354/meps1 2618

Kristensen, M.L (2019). *The marine sea life of sea trout (Salmo trutta L.)*. PhD Thesis, DTU Aqua, National Institute of Aquatic Resources, 139 pp.

Kuparinen, A., Tofto, J., Consuegra, S., Hindar, K., Merilá, J. & García de Leániz, C. (2010). Effective size o an Atlantic salmon (*Salmo salar*) metapopulation in Northern Spain. *Conserv. Genet.,* 11: 1559 - 1565.

L

L'Abbée-Lund, J.H.; Jonsson, B.; Jensen, J.H.; Saettem, L.M.; Heggberget, T.G.; Johnsen, B.O. & Naesje, T.F. (1989). Latitudinal variation in life history characteristics of sea-run migrant brown trout (*Salmo trutta* L). *J. Anim. Ecol*., 58: 525-542.

L'Abbée-Lund, J.H. (1991). Variation within and between rivers in adult size and sea age at maturity of anadromous brown trout, *Salmo trutta*. *Can. J. Fish. Aquat. Science,* 48: 1015-1021.

L'Abee-Lund, J.H. (1994). Effect of smolt age, sex and environmental conditions on sea age at first maturity of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, in Norway. *Aquaculture*, 121(1–3): 65–71.

Lamond, H. (1916). *The sea-trout. A study in natural history*. London-Manchester, Sherratt & Hughes, 219 pp.

Landergren, P. (2001). Survival and growth of sea trout parr in fresh and brackish water. *J. Fish Biol.,* 58 (2): 591-593.

Landergren, P. (2004). Factors affecting early migration of sea trout (*Salmo trutta)* parr to brackish water. *Fisheries Research,* 67: 283–294.

Landergren, P. (2005). Survival and growth of sea trout parr in fresh and brackish water. J*ournal of Fish Biology*, 58(2): 591–593. https ://doi. org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb022 75.x

Largiander, C.R., Estoup, A., Lecerf, F., Champigneulle, A. & Guyomard R. (2001). Micrsattelite analysis of polyandry and spawning site competition on brown trout (*Salmo trutta* L.). *Genetics Selection Evolution*, 33 (Suppl. 1): 205-22.

Larios, J.E. (2017). *La trucha común en Andalucía (Salmo trutta (Linmaeus, 1758)) en Andalucía. Distribución, fenología reproductiva, procesos reguladores y propuestas de gestión de sus poblaciones.* PhD Thesis, Universidad de Granada, 254 pp.

Le Cren, E.D. (1984). *The biology of the sea trout*. Symposium Oct. 84, Atlantic Salmon Trust, 42 pp.

Lelek, A. (1987). The freshwater fishes of Europe. *Threatened fishes of Europe*, Vol. 9, AULA-Verlag. Wiesbaden. 343 pp.

Lemaire, A.L. (1991). Premières observations sur les caractéristiques biologiques de la truite de mer (*Salmo trutta* L) dans deux rivières d'Asturies. Memoire de fin d'ètudes, Diplôme d'Agronomie Approfondie. ENSA de Rennes.

Limburg, K.E., Landergren, P., Westin, L., Elfman, M. & Kristiansson, P. (2001). Flexible modes of anadromy in Baltic sea trout: making the most of marginal spawning streams. *J. Fish. Biol.,* 59: 682–695.

Lobón-Cervia J. (2007). Density-dependent growth in stream-living brown trout *Salmo trutta* L. *Func. Ecol.,* 21 (1): 117-124.

Lobón-Cerviá, J. & Rincón P.A. (1998). Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. *Transactions of the American Fisheries Society,* 127 (5): 718-728.

Lobón-Cervia, J., Utrilla, C., Rincón, P. & Amezcua, F. (1997). Environmentally induced spatiotemporal variations in the fecundity of brown trout *Salmo trutta* L.: trade-offs between egg size and number. *Freshw. Biol.,* 38 (2): 277-288.

Lobón-Cervia, J. (2007). Density-dependent growth in stream-living Brrown Trout *Salmo trutta* L. *Functional Ecology,* 21: 117–124.

Lucas, M.C. & Baras, E. (2000). Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fosheries*, 1: 283-316.

Lucas, M.C. & Baras, E. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Wiley, 440 pp.

Lyse, A. A., Stefansson, S. O. & Fernö, A. (1998). Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *J. Fish Biol.,* 52: 923-936.

M

MacCrimmonn, H.R. & Marshall, T.L. (1968). World distribution of brown trout, *Salmo trutta*. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 25: 2527-2548.

MacCrimmonn, H.R., Marshall, T.L. & Gots, B.L. (1970). World distribution of brown trout, *Salmo trutta*: further observations. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 27: 811-818.

Maia, C.F.Q. (2003). Estratégias de ciclo de vida das populações de truta, *Salmo trutta* L., na Bacia Hidrográfica do rio Lima. PhD thesis, University of Porto. 184 pp.

Malcolm, I.A., Godfrey, J. & Youngson A.F. (2010). Review of migratory routes and behaviour of Atlantic salmon, sea trout and European eel in Scotland's coastal environment: implications for the development of marine renewables. Scottish *Marine and Freshwater Science,* 1 (14): 264 pp.

Malloch, P.D. (1910). *Life history and habits of the salmon, sea-trout and other freshwater fish*. Adam and Charles Black, London.

Mambrini, M., Labbé, L., Randiama-Nantsoa, F. & Boujard, T. (2006). Response of growth-selected brown trout (*Salmo trutta*) to challenging feeding conditions. *Aquaculture*, 252: 429-440.

Marco-Rius, F., Caballero, P., Moran, P. & García de Leániz, C. (2012). And the last shall be first: heterochrony and compensatory marine growth in sea trout (*Salmo trutta*). *PLoS ONE*, 7 (10): e45528. doi:10.1371/journal.pone.0045528.

Marco-Rius, F., Caballero, P., Moran, P. & García de Leániz, C. (2013a). Mixed-effects modelling of scale growth profiles predicts the occurrence of early and late fish migrants. *PLoS ONE*, 8(4): e61744. doi:10.1371/journal.pone.0061744.

Marco-Rius, F., Sotelo, G., Caballero, P. & Morán, P. (2013b). Insights for planning an effective stocking program in anadromous brown trout (Salmo trutta). Canadian *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 1092–1100.

McCormack, J. C. (1962). The food young trout (*Salmo trutta*) in two different necks. *Journal of Animal Ecology,* 31: 305–316.

McDowall, R. M. (1994) On size and growth in freshwater fish. *Ecology of freshwater Fish*, 3: 67-79.

McDowall, R. M. (2001). Anadromy and homing: two life-history traits with adaptative synergies in salmonid fishes ?. *Fish and Fisheries,* 2 (1): 78-85.

McDowall R. M. (2001) Diadromy, diversity and divergence: implications for speciation processes in fishes. *Fish and Fisheries*, 31 (2): 278-285.

McPhail, J.D. (1997). The origin and speciation of *Oncorhynchus* revisited. En: *Pacific salmon and their ecosystems*. Stouder, D.J., *et al*. (Eds.): 29-38. New York, Chapman and Hall.

McPhee, M. V., Utter, F., Stanford, J. A., Kuzishchin, K. V., Savvaitova, K. A., Pavlov, D. S. & Allendorf, F. W. (2007). Population structure and partial anadromy in *Oncorhynchus mykiss* from Kamchatka: relevance for conservation strategies around the Pacific Rim. *Ecology of Freshwater Fish,* 16: 539–547.

Menzies, W.J.M. (1936). *Sea trout and trout*. London, Edward Arnold & CO. 230 pp.

Metcalfe, N. B., Huntingforfd., A., & Thorpe J.E. (1988). Feeding intensity, growth rates, and the establishment of life-history patterns in juvenile Atlantic salmon. *J. Anim. Ecol*., 57: 463-474.

Metcalfe, N. B. (1994). The role of behaviour in determining salmon growth and development. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25: 67-76.

Metcalfe, N. B.; Huntingford, F. A. & Thorpe, J.E. (1988). Feeding Intensity, Growth Rates, and the Establishment of Life-History Patterns in Juvenile Atlantic Salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology,* 57(2): 463.

Middlemas, S.J., Stewart, D.C., Mackay, S. & Armstrong, J.D. (2009). Habitat use and dispersal of post-smolt sea trout *Salmo trutta* in a Scottish sea loch system. *J. Fish. Biol.,* 74: 639–651.

Milardi, M., Thomas, S.M., & Kahilainen, K.K. (2016). Reliance of brown trout on terrestrial prey varies with season but not fish density. *Freshwater Biol*., 61: 1143–1156. doi:10.1111/fwb.12775.

Millane, M., Shephard, S., White, J., Ó Maoliléidigh, N., O'Higgins, K., O'Malley, P., Roche, W., Poole, R., Rogan, G., Bond, N. & Gargan, P. (2017). Estimated salmonid angling exploitation rates from the system monitored by fish counters and their potential applications to fisheries management in Ireland. En: *Sea trout: Science & Management*. Pp. 167-184. Proceedings on the 2nd International Sea Trout Symposium 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland.

Mills, D. (1971). *Salmon and trout: a resource, it's ecology, conservation and management*. Oliver & Boyd (Eds.). Edimburgh, 351 pp.

Montori, A., Tierno de Figueroa, J.M. & Santos, X. (2006). The diet of the brown trout *Salmo trutta* (L.) during the reproductive period: size-related and sexual effects. *Int. Rev. Hydrobiol*., 91: 438–450. doi:10.1002/iroh.200510899.

Morán, P., Cal, L., Cobelo-García, A., Almécija, C., Caballero, P. & Garcia de Leaniz, C. (2018). Historical legacies of river pollution reconstructed from fish scales. *Environmental Pollution,* 234: 253-259.

Morinville, G.R. & Rasmussen, J.B. (2003). Early juvenile bioenergetic differences between anadromous and resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 60: 401–410.

Mortensen, E. (1977). The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish brook. *J. Fish Biol.,* 10 (1): 23-33.

Moyle, P.B., & Cech, J.J. (1982). *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 590 pp.

N

Næsje, T.F. & Jonsson, B. (1988). Impacted stress: a causal agent of reduced whitefish (*Coregonus iavaretus*) egg incubation time. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 45 (1): 27-31.

Nall, G.H. (1930). *The life of the sea trout. Especially in Scottish waters; with chapters on the reading & measuring of scales.* Ed. Seeley, Service & Co. Ltd., London, 355 pp.

Nall, G.H. & Fell, M.H.G. (1935). Sea trout of some Lake District rivers, the Leven, the Crake, the Duddon, *Salm. Trout Mag*.,79: 157-173.

Nall, G.H. & Menzies, W.J.M. (1932). Difficulties of age determination and length calculations from the scales of sea trout. *Fish. Scot. Salm. Fish*., 5: 1-20.

Nelson, J.S. (1994). *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, Inc., New York. 600 pp.

Nelson, J. S., Grande, T. C. & Wilson, M.V.H. (2016). *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 756 pp.

Nevoux, M., Finstad, B., Davidsen, J. G., Finlay, R., Josset, Q., Poole, R., Höjesjö, J., Aarestrup, K., Persson, L., Tolvanen, O. & Jonsson, B. (2019). Environmental influences on life history strategies in partially anadromous brown trout (*Salmo trutta*, Salmonidae). *Fish and Fisheries*, 20: 1051-1082

Nielsen, C., Aarestrup, K. & Madsen, S.S. (2006). Comparison of physiological smolt status in descending and nondescending wild brown trout (*Salmo trutta*) in a Danish stream. *Ecol. Freshw. Fish.,* 15: 229–236.

Nikcevic, M., B. Mickovic, A. Hegedis & R. K. Andjus, (1998). Feeding habits of huchen *Hucho hucho* (Salmonidae) fry in the River Tresnjica, Yugoslavia. *The Italian Journal of Zoology,* 65: 231–233.

Nikolsky, G.V. (1963). *Ecology of fishes*. (L. Birkett, Transl. from Russian). London, Academic Press, 352 pp.

Nordeng, H. (1977). A pheromone hypothesis for homeward migration in anadromous salmonids. *Oikos,* 28: 155-159.

Nordeng, H. & Bratland P. (1977). Homing experiments with parr, smolt and residents of anadromous Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*: transplantation between neighbouring river systems. *Ecology of Freshwater Fish,* 15: 488-499.

Nordwall, F., Näslund, I. & Degerman, E. (2001). Intercohort competition effects on survival, movement, and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 58 (11): 2298-2308.

Northcote, T.G. (1978). Migratory strategies and production in freshwater fishes. En: *Ecology of freshwater fish production*. Gerking, S.D.(Ed.): 326-359. Oxford: Blackwell.

Northcote, T.G. (1992). Prediction and assessment of potential effects of global environmental change on freshwater sport fish habitat in British Columbia. *GeoJournal,* 28 (1): 39-49.

O

O'Grady, K.T. (1981). The resorption of zinc scales of sea trout (*Salmo trutta* L) during upstream spawning migration. *Fresh. Biol*., 11 (6): 561-565.

Ohlberger, J., Otero, J., Edeline, E., Winfield, I.J., Stenseth, N. & Vøllestad L.A. (2012). Biotic and abiotic effects on cohort size distributions in fish. *Oikos,* 122: 835–844.

Ojanguren A.F. & Braña F. (2000). Thermal dependence of swimming endurance in juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Fish Biol*., 56: 1342-1347.

Ojanguren, A.F., Reyes-Gavilán, F.G., & Braña, F. (2001). Thermal sensitivity of growth, food intake and activity of juvenile brown trout. *J. Therm. Biol.,* 26 (3): 165-170.

Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A.J. & Hansen, L.P. (1993). Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon? *J. Fish Biol.,* 42 (4): 541-550.

Okmus, I., Kurtoglu, I.Z. & Atasaral, S. (2006), General overview of Turkish sea trout (*Salmo trutta* L.) populations. En: *Sea trout: biology, conservation and management*. Harris, G. & Milner, N. (eds): 115-127. Blackwell Publishing, Oxford.

Olsen, E.M. & Vollestad, L.A. (2003). Microgeographical variariation in Brown trout reproductive traits: possible effects on biotic interactions. *Oikos,* 100: 483-492.

Olsen, E.M., Knutsen, H., Simonsen, J.H., Jonsson, B. & Knutsen, J.A. (2006). Seasonal variation in marine growth of sea trout, *Salmo trutta*, in coastal Skagerrak. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 446–452.

Ombredane, D. & Richard, A. (1990). Dètermination de la zone optimale de prélèvement d'ecailles chez les smolts de truite de mer (*Salmo trutta* L.). *Bull. Fr. Peche. Pisc*., 313: 224-238.

Ombredane, D., Siegler, L., Baglinière, J. - L. & Prunet, P. (1996). Migration et smoltification des juvéniles de truite (*Salmo trutta*) dans deux cours d' eau de Basse - Normandie. *Cybium*, 20 (3): 27–42.

Österdahl, L. (1969). The smolt run of a small Swedish river. En: *Salmon and trout in streams*. Northcote, T.G. (ed): 205-215. University of British Columbia, Vancouver.

Östergren, J. & Rivinoja, P. (2008). Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows in northern Sweden. *River Res. Appl.,* 24: 551–563.

Östergren, J., Nilsson, J. & Lundqvist, H. (2012). Linking genetic assignment tests with telemetry enhances understanding of spawning migration and homing in sea trout *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia*, 691 (1): 123-134.

P

Panfili, J. & Tomás, J. (2001). Validation of age estimation of fish length base don otolith microstructures in tilapias (Pisces, Cichlidae). *Fish Bull*., 99: 139-150.

Parra, I., Almodovar, A., Nicola, G. & Elvira, B. (2009). Latitudinal and altitudinal growth patterns of brown trout *Salmo trutta* at different spatial scales. *Journal of Fish Biology*, 74: 2355-2373.

Parra, I., Almodovar, A., Ayllón, D., Nicola, G. & Elvira, B. (2012). Unravelling the effects of water temperature and density dependence on the spatial variation of brown trout (*Salmo trutta*) body size. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*., 69: 821–832.

Paterson, D. (1973). Observations on the sea trout (*Salmo trutta* L.) spawning populations from light Tweed tributaries. BSc Thesis, University of Edinburgh, 110 pp.

Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. ICES *Journal of Marine Science*, 39 (2): 175–192.

Pemberton, R. (1976a). Sea trout in North Agyll sea lochs: 2. Diet. *J. Fish. Biol.,* 3: 195-208.

Pemberton R (1976b). Sea trout in the North Argyll Sea lochs, population, distribution and movements. *J. Fish. Biol.,* 9: 157–179.

Petersen, C. G. (1891). Eine methode zur bestimmung des alters und wuchses der fische. *Mitt. Dtsch. Seefisherei. Ver*., 11: 226-235.

Pettersson, J.C.E., Hansen, M.M. & Bohlin, T. (2001). Does dispersal from landlocked trout explain the coexistence of resident and migratory trout females in a small stream ?. *J. Fish Biol.,* 58 (2): 487-495.

Phillips, R., Matsuoka, M., Konon, I., Reed, K., & McEachran, M. (2000). Phylogenetic analysis of mitochondrial and nuclear sequences supports inclusion of *Acantholingua ohridana* in the Genus *Salmo*. *Copeia*, 2: 546-550.

Piggins, D. J. (1964) The results of tagging sea trout kelts during 1962 and 1963. *Rep. Salm. Res. Trust Ireland*, 9: 25-31.

Potter, E.C.E, Campbell, R., Sumner, K. & Marshall, S. (2017). Marine migrations and distribution of sea trout from rivers in Great Britain. In: *Sea trout: Science &*

Management. Graeme H. (Ed.): 205-227. Proceeding of the 2nd International Sea Trout Conference, October 2015, Dundalk, Ireland.

Pratten, D.J. & Shearer, W.M. (1983a). Sea trout of the North Esk. *Fish. Magmt*., 14: 49-65.

Pratten, D.J. & Shearer, W.M. (1983b). The migrations of North Esk sea trout. *Fish. Mgmt*., 14: 99-113.

Prego, R., Barciela, M. C. & Varela, M. (1999). Nutrient dynamics in the Galician coastal area (Northwestern Iberian Peninsula): do the Rias Bajas receive more nutrient salts than the Rias Altas? *Continental Shelf Research*, 19: 317-334.

Primmer, C.R. (2011). Genetics of local adaptation in salmonid fishes. *Heredity,* 106: 401-403.

Prodöhl, P., Antoniacomi, A., Bradley, C., Carlson, J., Carvalho, G. R., Coughlan, J., Coyne, J., Cross, M.C., Cross, M.E., Davies, C.A., Dillane, E., Gargan, P., Hynes, R., McGinnity, N., Milner, N., Reed, T., Roche, W., Taylor, M., Tyskilin, N. & Cross, T. F. (2017). Population genetics and genetic stock identification of anadromous *Salmo trutta* from the Irish Sea and adjacent areas, using microsatellite DNA loci. En *Sea trout: Science and management: Proceedings of the 2nd International Sea Trout Symposium* 20-22 October 2016 Dundalk-Ireland. Pp. 69–95.

Putman, N.F., Scanlan, M.M., Billman, E.J., O'Neil, J.P., Couture, R.B., Quinn, T.P., Lohmann, K.J. & Noakes, D.L. (2014). An inherited magnetic map guides ocean navigation in juvenile Pacific salmon. *Current Biology,* 24(4): 446-450.

Q

Quéméré, E., Baglinière, J. - L., Roussel, J. - M., Evanno, G., McGinnity, P., & Launey, S. (2016). Seascape and its effect on migratory life - history strategy influences gene flow among coastal brown trout (*Salm trutta*) populations in the English Channel. *Journal of Biogeography*, 43(3): 498–509. https ://doi.org/10.1111/jbi.12632.

R

Raciborski, K., (1987). Energy and protein transformation in sea trout (*Salmo trutta* L.) larvae during transition from yolk to external food. *Polskie Archiwum Hydrobiologii,* 34: 437–502.

Rasmussen, G.H. & Pedersen S. (2018). Sea Trout (*Salmo trutta* L.) in Denmark. En: *Brown trout: Biology, ecology and management*. Lobón Cerviá, J. & Sanz, N (Eds.): 483-521. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons Ltd.

Reagan, C.T. (1914). The systematic arrangement of the fishes of the family Salmonidae. *Ann. Mag. Nat. His.,* 13:405-408.

Resetnikov, J.S. (1988). Coregonid fishes in recent conditions. *Finnish Fisheries Research,* 9: 11-16.

Richard, A. (1986). Les populations de truite de mer *Salmo trutta* L., de L'Orne et de la Touques (Basse-Normandie): Scalimetrie; sexage; caracteristiques biometriques, demographiques et migratoires. PhD Thesis. Universite de Rennes.

Richard, A. & Baglinière J.L. (1990). Description et interpretation des scailles de truites de mer (*Salmo trutta* L) de deux rivières de Basse-Normandie: L'Orne et La Touques. *Bull. Fr. Peche. Pisc*., 313: 239-257.

Ricker, W.E. (1972). Hereditary and environmental factors affecting certain salmonid populations. En *The stock concept in Pacific salmon*. Simon, R.C., Larkin, P.A. & (Eds.): 27 – 160. H.R. McMillan Lectures in Fisheries, University of British Columbia, Vancouver.

Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 382 pp.

Rikardsen, A.H. & Amundsen, P-A. (2005). Pelagic marine feeding of Arctic charr and sea trout. *J. Fish. Biol.,* 66: 1163–1166.

Rikardsen, A. H., Dempson, J. B., Amundsen, P.A., Bjorn, P.A., Finstad, B. & Jensen, A J. (2007). Temporal variability in marine feeding of sympatric Arctic charr and sea trout. *J. Fish Biol.,* 70: 837-852.

Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. (1993). Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. *Trans. Am. Fish. Soc*., 122 (4): 575-587.

Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. (1999). Prey-size selection by brown trout (*Salmo trutta* L.) in a stream in northern Spain. *Can. J. Zool.,* 77 (5): 755-765.

Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. (2002). Nonlinear self-thinning in a stream-resident population of brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology,* 83(7): 1808-1816.

Río Barja, F. & Rodríguez Lestegás, F. (1992). *Os ríos de Galicia.* Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela. 333 pp.

Rodríguez, M.A. (2002). Restricted movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. *Ecology,* 83 (1): 1-13.

Roussel, J.M. & Bardonnet, A. (1999). Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environ. Biol. Fish.,* 56 (1): 253-262.

Rubin, J.F. (1995). Estimating the success of natural spawning of salmonids in streams. *J. Fish. Biol*., 46 (4): 603-622.

Rubin, J.F. & Glimsäter, C. (1996). Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *J. Fish Biol.,* 48 (4): 585-606.

Rubin, J.F. (1998). Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. *J. Fish Biol.,* 53 (1): 84-92.

Ruggles, C.P. (1980). A review of the downstream migration of Atlantic salmon. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci*., 952, 48 pp.

Rustadbakken A., L'Abée-Lund J.H., Arnekleiv J.V. & M. Kraabøl (2004). Reproductive migration of brown trout in a small Norweggian river studied by telemetry. *J.Fish.Biol*., 64: 2-15.

S

Salinger, D.H. & Anderson, J.J. (2006). Effects of water temperature and flow on adult salmon migration swin speed and delay. *Trans. Am. Fish. Soc*., 135: 188-199.

Salsea-Merge (2008). Workshop on Digital Scale Reading Methodology, Trondheim, Norway, 8th to 10th September 2008.

Sanchez-Hernández, J., Vieira-Lanero, R., Servia, M.J., & Cobo, F. (2011). First feeding diet of young brown trout fry in a temperate area: disentangling constraints and food selection. *Hydrobiologia,* 663: 109-119. DOI 10.1007/s10750-010-0582-3.

Sánchez-Hernández, J., Servia, M.J., Vieira-Lanero, R., Barca-Bravo, S. & Cobo, F. (2012). References data on the growth and population parameters of Brown trout in siliceous rivers of Galicia (NW Spain), *Limnetica*, 31 (2): 273-288.

Sánchez-Hernández, J., Vieira-Lanero, R., Servia, M.J., & Cobo, F. (2013). Ontogenetic dietary shifts in a predatory freshwater fish species: the brown trout as an example of a dynamic fish species. En: *New advances and contribution to fish biology*. Hakan Türker (Ed.): 271–298. InTech, Croatia.

Sánchez-Hernández, J. &, Cobo, F. (2013). Foraging behaviour of brown trout in wild populations: can population density cause behaviourally-mediated foraging specializations? *Animal Biology*, 63 (4): 425-450.

Sánchez-Hernández, J. &, Cobo, F. (2016). Ontogenetic shifts in terrestrial reliance of stream-dwelling brown trout. *J. Limnol.,* 75(2): 1-6.

Sánchez-Hernández, J., Gabler, H.-M. & Amundsen, P.-A. (2016a). From autochthonous to allochthonous resources: seasonal shifts in food use by streamdwelling YOY Arctic charr *Salvelinus alpinus* through the ice-free season. *J. Fish.Biol.,* 88: 767–773. doi:10.1111/jfb.12817.

Sánchez-Hernández, J., Gabler, H.-M. & Amundsen, P.-A. (2016b). Food resource partitioning between stream-dwelling Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.), Atlantic salmon *Salmo salar* L. and alpine bullhead *Cottus poecilopus* Heckel, 1836:an example of water column segregation. *Hydrobiologia*, 783: 105–115. doi:10.1007/s10750-015-2547-z.

Sánchez-Hernández, J., Eloranta, A.P., Finstad, A.G. & Amundsen, P.-A. (2017a). Community structure affects trophic ontogeny in a predatory fish. *Ecol. Evol*., 7: 358–367. doi:10.1002/ece3.2600.

Sánchez-Hernández, J., Gabler, H.-M. & Amundsen, P.-A. (2017b). Prey diversity as a driver of resource partitioning between river-dwelling fish species. *Ecol.Evol.,* 7: 2058–2068. doi:10.1002/ece3.2793.

Sánchez-Hernández, J. & Cobo, F. (2018). Modelling the factors influencing ontogenetic dietary shifts in stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75: 590–599.

Sandlund, O. T. & Jonsson, B. (2016). Life history plasticity: Migration ceased in response to environmental change? *Ecology of Freshwater Fish*, *25*(2): 225–233.https ://doi.org/10.1111/eff.12204.

Sanford, C.P.J. (1990). The phylogenetic relationships of salmonoid fishes. *Bull. Br. Mus. Nat. Hist. Zool*., 56: 145 - 153.

Sanz, N. (2018). Phylogeographic history of brown trout: A review. En: *Brown trout: Biology, ecology and management*. Lobón Cerviá, J. & Sanz, N (Eds.): 17-64. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons Ltd.

Scarnecchia, D.L., Isaksson, A. & White, S.E. (1991). Effects of the Faroese long-line fishery, other oceanic fisheries and oceanic variations on age at maturity of Icelandic north-coast stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Fish. Res*., 190: 207-228.

Schaffer, T.A. & Jonsson, B. (1975). The adaptative significance of variation in life history among local populations of Atlantic salmon in North America. *Ecology,* 56: 577-590.

Scrivener, J.C. & Brownlee, M.J. (1989). Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 46 (4): 681-696.

Secor, D.H. & Kerr L.A. (2009). A lexicon of life cycle diversity in diadromous and other fishes. En: *Challenges for diadromous fishes in a dynamic global environment*. *American Fisheries Society Symposium.* Haro, A. J., Smith, K.L., Rulifson, R.A., Moffitt, C.M., Klauda, R.J., Dadswell, M.J., Cunjak, R.A., Cooper, J.E., Beal, K.L. & Avery, T.S. (eds): 537–556.

Shearer, W.M. & Pratten, D.J. (1981). Long distance migrations of Scottish sea trout. *Salmon Net*., 14: 48-50.

Shield, B.A., Aprahamian, M.W., Bayliss, B.D., Davidson, I., Elsmere, P. & Evans, R. (2006). Sea trout (*Salmo trutta* L.) exploitation of five rivers in England and Wales. En: *Sea trout: Biology, Conservation and Management.* Harris, G.S. & Milner, N.J. (Eds): 417-433. Proceedings of the first International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004. Blackwell Publishing.

Skaala, O. & Naevdal, G. (1989). Genetic differentiation between freshwater resident and anadromous brown trout, *Salmo trutta*, within watercourses. *J. Fish Biol*., 34 (4): 597-605.

Skaala, Ø., Kålås, S. & Borgstrøm, R. (2014). Evidence of salmon lice-induced mortality of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in the Hardangerfjord, Norway. *Marine Biology Research*, 10(3): 279–288.

Skoglund, H. & Barlaup, B.T. (2006). Feeding pattern and diet of first feeding brown trout fry under natural conditions. *Journal of Fish Biology,* 68: 507–521.

Skrochowska, S. (1969). Migrations of the sea trout (*Salmo trutta* L.), brown trout (*Salmo trutta M. fario* L.) and their crosses. Part IV – General discussion of results. *Polish Archives of Hydrobiology*., 16: 181–92.

Smith, G.R. & Stearley, R.F. (1989). The classification and scientific names of rainbow and cutthroat trout. *Fisheries,* 14: 4-10.

Snoj, A., Melkic, E., Susnik, S., Muhamedagic, S. & Dovc, P. (2002). DNA phylogeny supports revised classification of Slmothymus obtusirostris. *Biological Journal of the Linnean Society*, 77 (3): 399–411, https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2002.00130.x.

Solomon, D.J. (1982). Smolt migration in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta* L.). En: *Salmon and Trout Migratory Behaviour Symposium*. Brannon, E.L. & Salo, E.O. (Eds): 198-203. Univ. of Washington, Seattle.

Solomon, D. J. (1994). *Sea trout Investigations- Phase 1 Final Report.* National Rivers Authority R&D Note 318. 102 pp.

Solomon D.J. (1995). *Seatrout stocks in England and Wales.* R&D Report 25, National Rivers Authority, Bristol, 102 pp.

Sörensen, I. (1951) An investigation of some factors affecting the upstream migration of the eels. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm,* 32: 126-132.

Staurnes, M., Lysfjord, G., Hansen, L.P. & Heggberget, T.G. (1993). Recapture rates of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to smolt development and time of release. *Aquaculture,* 118: 327–337.

Stearley, R.F. (1992). Historical ecology of Salmoninae, with special reference of *Oncorhynchus.* En: *Systematics, historical ecology, and North American freshwater fishes*. Mayden, R.L. (ed.): 622-658. Stanford, California, Stanford University Press.

Steingrimsson, S. & Gislason, G. (2002). Body size, diet and growth of landlocked brown trout, *Salmo trutta*, in the subarctic River Laxa, North-East Iceland. *Environ Biol Fish.,* 63 (4): 417-426.

Storm, G. (1881). Samlede skrifter av Peder Claussøn Friis (1599, 'About the fish which live in fresh water as well as in the sea', pp. 111–121). Kristiania, Norway: A. W. Brøgger (en Noruego).

Strøm, J.F., Thorstad, E.B., Hedger, R.D. & Rikardsen, A.H. (2018). Revealing the full ocean migration of individual Atlantic salmon. *Anim Biotelemetry,* 6: 2.

Strøm, J.F., Rikardsen, A.H., Campana, S.E., Righton, D., Carr, J., Aarestrup, K., Stokesbury, M.J.W., Gargan, P., Caballero, P. & Thorstad, E.B. (2019). Ocean predation and mortality of adult Atlantic salmon. *Sci. Rep.,* 9: 78-90.

Stuart, T.A. (1953). Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout. *Freshw. Salmon Fish Res*., 5: 1-39.

Stuart, T.A. (1957). The migration and homing behavior of brown trout (*Salmo trutta*). *Freshw. Salmon Fish Res*., 18: 1-27.

Sundström, L.F., Petersson, E., Johnsson, J.I., Dannewitz, J., Höjesjö, J. & Järvi, T. (2005). Heart rate responses to predation risk in *Salmo trutta* are affected by the rearing environment. *J. Fish Biol.,* 67: 1280–1286.

Susnik, S., Schoffmann, J. & Weiss, S. (2005). Genetic verification of native brown trout from the Persian Gulf (Catak Cay River, Tigris basin). *Journal of Fish Biology,* 67, 879-884.

Svärdson, G. & Anheden, H. (1963). Konskvot och utvandring ho, verkeans Orig. *Svensk Fiskerl Tidesskrift*, 72: 165–69.

Svärdson, G. & Fagerström, Å. (1982). Adaptive difference in the long-distance migration of some trout (*Salmo trutta* L.) stocks. *Rep Inst Freshw Res Drottningholm,* 60: 51–80.

Svendsen, J.C., Koed, A. & Aarestrup, K. (2004). Factors influencing the spawning migration of female anadromous brown trout. *J. Fish. Biol.,* 64: 528–540

Swales S. (1986). Population dynamics, production and angling catch of brown trout, *Salmo trutta*, in a mature upland reservoir in mid-Wales. *Env. Biol. Fish.,* 16 (4): 279-293.

Sych, R. (1967). Confidence estimation of a fish age determination from scales as exemplified by sea-trout (*Salmo trutta* L.). *Roczn. Nauk. Roln., H*., 90 (2): 281-303.

Sych R., (1970). Some comparisons on the background of an eleven-year study on the growth of sea trout (*Salmo trutta* L.). *Acta Hydrobiok.*, 12 (2–3): 225–249.

T

Tanguy, J.M. (1993). La smoltification de la truite de mer *Salmo trutta* L., caractérisation éco-physiologique des juvéniles en milieu contrôlé et en milieu naturel. PhD Thesis. ENSA DE Rennes.

Tanquy, J.M., Ombredane, D., Baglinière, J.L. & Prunet, P. (1994). Aspects of parr-smolt transformation in anadromous and resident forms of brown trout (*Salmo trutta*) in comparison with Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture,* 121: 51–63.

Taylor, E.B. (1991). A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture,* 98: 185–207.

Tchernavin, V. (1939). The origin of salmon: Is It ancestor marine or freshwater ?. *Salmon and trout magazine*, 95: 120-140.

Thomson, M. (2015). Life history characteristics in the sea trout (*Salmo trutta* L.): insights from the small catchments in Orkney. PhD Thesis, School of Life Sciences, Heriot Watt University, Edimburgh, Scotland, UK, 227 pp.

Thorpe, J. E., Miles, M. S. & Keay, D. S. (1984). Developmental rate, fecundity and egg size in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Aquaculture,* 43: 289–305.

Thorpe, J.E. (1987). Smolting versus residency: developmental conflict in salmonids. *American Fisheries Society Symposium,* 1: 244-252.

Thorpe, J. E. & Metcalfe, N. (1998). Is smolting a positive or a negative developmental decision? *Aquaculture*, 168 (1-4): 65-103.

Thorpe, J.E., Mangel, M.S., Metcalfe, N.B. & Huntingford, F.A. (1998). Modelling the proximate basis of salmonid life-history variation, with application to Atlantic salmon, Salmo salar L. *Evol. Ecol.,* 12:581– 599.

Thorstad, E.B. & Heggberget, T.G. (1998). Migration of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*): the effects of artificial freshets. *Hydrobiologia,* 371/372: 339–346

Thorstad, E.B., Økland, F., Johnsen, B.O. & Næsje, T. F. (2003). Return migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar*, in relation to water diverted through a power station. *Fish. Manage. Ecol*., 10: 13-22.

Thorstad, E.B., Todd, C.D., Uglem, I., Bjørn, P.A., Gargan, P.G., Vollset, K.W, Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M. & Finstad, B. (2016). Marine life of sea trout. *Marine Biology,* 163. https://doi.org/10.1007/s00227-016-2820-3

Titus, R. G. (1990). Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta*) new perspectives. *Annales Zoologici Fennici,* 27: 119–130.

Titus, R. G., & Mosegaard, H. (1992). Fluctuating recruitment and variable life history of migratory brown trout, *Salmo trutta* L., in a small, unstable stream. *Journal of Fish Biology*, 41(2), 239–255. https ://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02654.x

Toledo, M. (1996). Ciclos de vida y estrategias reproductivas de la trucha común (*Salmo trutta* L.). Tesis doctoral, Univ.Oviedo.

Toledo, M.M., Lemaire, A.L., Bagliniere, J.L. & Braña, F. (1993). Caracteristiques biologiques de la truite de mer (*Salmo trutta* L.) au Nord de l'Espagne, dans deux rivières des Asturies. *Bull. Fr. Pêche et Piscic.,* 330: 295-306.

Tonkin, Z. D., Humphries, P. & Pridmore, P. A. (2006.) Ontogeny of feeding in two native and one alien fish species from the Murray-Darling Basin, Australia. *Environmental Biology of Fishes,* 76: 303–315.

Torre Enciso, E. (1958). Estado actual del conocimiento de las rías gallegas. *Homaxe a R. Otero Pedrayo*, 237-250. Ed. Galaxia. Vigo.

Trepanier, S., Rodríguez, M.A. & Magnan, P. (1996). Spawning migrations in landlocked Atlantic salmon: time series modelling of river discharge and water temperature effects. *J. Fish. Biol.,* 48: 925-936.

Trewavas, E. (1953). Sea-trout and brown trout. *Salmon and Trout Magazine*, 139: 199-215.

V

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The River Contiuum Concept. *Can.J.Fish.Aquat.Sci*., 37: 130-137.

Vera, M., Cortey, M., Sanz, N. & García-Marín, J.L. (2010). Maintenance of an endemic lineage of brown trout (*Salmo trutta*) within the Duero basin. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research,* 48: 181-187.

Vergara, J. & Prego, R. (1997). Estimación de los aportes fluviales de nitrato, fosfato y silicato hacia las rías gallegas. En *Procesos biogeoquímicos en sistemas costeros hispano-lusos.* Prego. R. & Fernández, J. M. (Eds.): 33-40. Diputación de Pontevedra.

Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L. (2007) *The Atlantic salmon: genetics, conservation and management*. Blackwell Publishing, Oxford. 520 pp.

Villar-Guerra, D., Larsen, M.H., Baktoft, H., Koed, A. & Aarestrup, K. (2019). The influence of initial developmental status on the lifehistory of sea trout (*Salmo trutta). Scientific Reports,* 9:13468. https://doi.org/10.1038/s41598-019-49175-0

Vøllestad, L.A., Olsen, E.M. & Forseth, T. (2002). Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: evidence for density-dependence *?. J. Fish Biol.,* 61 (6): 1513-27.

Von Cramon-Taubadel, N., Ling, E.N., Cotter, D. & Wilkins, N.P. (2005). Determination of body shape variation in Irish hatchery-reared and wild Atlantic salmon. *J Fish Biol.,* 66:1471–1482.

W

Walker, A.F. (1994). Fecundity in relation to variation in life history of *Salmo trutta* L. in Scotland. PhD Thesis, University of Aberdeen, 150 pp.

Walton, I. & Cotton, C. (1897). *The Compleat Angler*. London and New York

Ware, D.M. (1978). Bioenergetics of pelagic fish: theoretical change in swimming speed and ration with body size. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35(2): 220-228.

Went, A.E.J. (1962). Irish sea trout, a review of investigations to date. *Sci. Proc. R. Dublin Soc*., 1 (10): 265-296.

Werner, E. E., & Gilliam, J. F. (1984). The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 393–425. https ://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002141

Wilson, K. & Veneranta, L. (2019). *Data -limited diadromous species – review of European status.* ICES Cooperative Research Report nº 348, 273 Pp.

Williams, W.D. & Aladin, N.V. (1991). The Aral Sea: recent limnological changes and their conservation significance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 1: 3-23.

Willoughby, S. (1999). *Manual of salmonid farming.* Fishing New Books, Blackwell Science, Oxford, 329 pp.

Wootton, R.J. (1990). *Ecology of teleost fishes. Fish and Fisheries Series 1*. Chapman & Hall, London, 404 pp.

Y

Young, M.K. (1999). Summer diel activity and movement of adult brown trout in high-elevation streams in Wyoming, USA. *J. Fish Biol.,* 54 (1): 181-189.

Z

Zarnecki, S. (1960). General conclusions on the scale-reading of salmon, sea-trout and brown trout originating in the Vistula. *ICES ANACAT, Fish. Comm*., 128: 1-3.

Zimmerman, C.E. & Mosegaard, H. (1992). Initial feeding in migratory brown trout (*Salmo trutta* L.) alevins. *Journal of Fish Biology,* 40: 647–650.