



**Bajo Nalón**  
Grupo Desarrollo Rural

2021

Programa de acciones complementarias de la unidad homogénea cuenca salmonera Nalón- Narcea



Esteban Lázaro Álvarez Romero

Ingeniero de Montes



# Índice

<b>1</b>	<b>MEMORIA</b> .....	<b>7</b>
1.1	INTRODUCCIÓN .....	7
1.2	OBJETIVOS DEL ESTUDIO.....	7
<b>2</b>	<b>PROCEDIMIENTOS DE ACTUACIÓN REFERENTES A LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL HÁBITAT FLUVIAL</b> .....	<b>8</b>
2.1	USO DEL TERRITORIO.....	8
2.2	CALIDAD DEL AGUA.....	13
2.3	REFUGIO.....	15
<b>3</b>	<b>PROCEDIMIENTOS DE ACTUACIÓN REFERENTES AL MARCAJE, SEGUIMIENTO Y TRAZABILIDAD DE EJEMPLARES, JUVENILES Y ADULTOS, TANTO SILVESTRES COMO PROCEDENTES DE REGENERACIÓN ARTIFICIAL</b> .....	<b>19</b>
3.1	Marco legal.....	21
3.2	Estado de conservación favorable .....	22
3.3	Caracterización del efectivo poblacional .....	23
3.3.1	Abundancia .....	25
3.3.2	Demografía .....	39
3.3.3	Capacidad de carga de la cuenca .....	51
3.3.4	Puntos de referencia biológicos para la estimación de la capacidad de carga ....	56
3.3.5	Limite de conservación critico (CL).....	58
3.3.6	Limite de conservación favorable (MT).....	69
3.4	Estrategias de captura: cupos de pesca .....	69
3.4.1	Estrategias de captura fija .....	71
3.4.2	Estrategias de tasa de explotación fija.....	71
3.4.3	Estrategias de escape fijo .....	72
3.4.4	Estrategia de suelo .....	73
3.4.5	Otras estrategias.....	74
3.4.6	Estrategia de captura propuesta en la cuenca Nalón- Narcea .....	76
3.5	Métodos para monitorizar las poblaciones en sus diferentes fases de desarrollo 77	

3.5.1	Tamaño de la población de adultos reproductores que consiguen desovar .....	78
3.5.2	Migración de esguines .....	80
3.5.3	Actividad durante desove natural .....	81
3.5.4	Seguimiento de juveniles .....	82
3.5.5	Identificar unidades biológicamente significativas dentro la cuenca .....	83
3.6	Evaluación de la situación de la población .....	84
3.6.1	Evaluación del estado del salmón adulto .....	84
3.6.2	Cálculo de límites de conservación .....	86
3.6.3	Límites de conservación para poblaciones discretas dentro de la cuenca .....	87
3.7	Evaluación en la fase juvenil .....	89
3.7.1	Nivel de precisión para la evaluación de stock de juveniles .....	90
3.7.2	Seleccionar de la ubicación de las estaciones de muestreo .....	93
3.7.3	Frecuencia de los muestreos .....	93
3.7.4	Procedimiento de muestreo .....	93
3.7.5	Proceso de cálculo .....	94
3.8	Monitoreo ambiental .....	98
3.9	Informe de resultados .....	99
3.10	Resumen del proceso de seguimiento y evaluación .....	100
<b>4</b>	<b>PROCEDIMIENTOS DE ACTUACIÓN REFERENTES AL INCREMENTO DEL ÁREA PESCABLE, ACCESOS E INFRAESTRUCTURAS NECESARIAS PARA EL ESTABLECIMIENTO Y CONSOLIDACIÓN DE TRAMOS DE GESTIÓN, INCLUYENDO PROPUESTAS DE TRAMIFICACIÓN, CUPOS, PERÍODOS HÁBILES Y VEDAS, PARA SU POSIBLE INCLUSIÓN EN LA NORMATIVA ANUAL DE PESCA .....</b>	<b>102</b>
4.1	Incremento del área pescable .....	102
4.2	Accesos e infraestructuras necesarias para el establecimiento y consolidación de tramos de gestión .....	102
4.3	Propuestas de tramificación y acceso a los tramos de pesca .....	103
4.4	Cupos .....	104
4.5	Períodos hábiles .....	104
4.6	Vedas .....	104
<b>5</b>	<b>Bibliografía .....</b>	<b>106</b>



## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1: Red fluvial accesible en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea , longitud fluvial (km) y área mojada (km<sup>2</sup>) .....</b>	<b>12</b>
<b>Tabla 2: Estaciones de control de CHC en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea .</b>	<b>13</b>
<b>Tabla 3: Parametros de calidad del agua de las estaciones de control de CHC en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea .....</b>	<b>14</b>
<b>Tabla 4 Valores asignados para coeficiente de sombra- Csb .....</b>	<b>16</b>
<b>Tabla 5: Valores asignados para coeficiente de visibilidad- Cv.....</b>	<b>16</b>
<b>Tabla 6: Valores asignados para coeficiente de vegetación sumergida- Cvs.....</b>	<b>16</b>
<b>Tabla 7: Valores asignados para coeficiente de estabilidad de orillas- Ceo .....</b>	<b>17</b>
<b>Tabla 8: Valores asignados para coeficiente de encueve- Ce.....</b>	<b>18</b>
<b>Tabla 9: Valoración del Índice de Refugio- IR y disponibilidad de refugio. (Fuente: CH del Duero, 2014) .....</b>	<b>18</b>
<b>Tabla 10: Capturas de salmón en los ríos salmoneros en Asturias durante el período 1969- 2018.....</b>	<b>29</b>
<b>Tabla 11: Capturas de salmón en el mar en el período 1960- 2017 (Fuente: International Council for the Exploitation of the Sea- ICES, 2018). Fuente: International Council for the Exploitation of the Sea- ICES, 2018.....</b>	<b>37</b>
<b>Tabla 12: Clases y subclases de edad de la demografía del salmón atlántico en la cuenca Nalón- Narcea.....</b>	<b>40</b>
<b>Tabla 13: Capturas de salmón en el río Nalón- Narcea en el período 1974- 2019... </b>	<b>45</b>
<b>Tabla 14: Area mojada transformada en la red fluvial accesible de la curnca salmonera del Nalón- Narcea.....</b>	<b>60</b>
<b>Tabla 15: Número de salmones censados en otoño en las campañas de 2014 1 2019 en el río Narcea .....</b>	<b>62</b>
<b>Tabla 16: Calculo del peso medio de las hembras en primavera, según datos de captura en el periodo 2014- 2019.....</b>	<b>62</b>
<b>Tabla 17: Capturas sacrificadas en el Nalón- Narcea durante el período 2014- 2019</b>	<b>68</b>
<b>Tabla 18: Número de huevos procedente de desove natural .....</b>	<b>69</b>
<b>Tabla 19: Número total de salmones en la cuenca Nalón- Narcea durante el periodo (2015- 2019).....</b>	<b>77</b>

## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1: Distribuciones biogeográficas (mundial arriba, ibérica abajo) según Drude y Diels. ....</b>	<b>9</b>
<b>Figura 2: Cuencas salmoneras en la Península Ibérica y divisiones administrativas. Fuente: Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica.....</b>	<b>10</b>
<b>Figura 3: Delimitación y superficie de la Cuenca Nalón- Narcea total y accesible... </b>	<b>11</b>
<b>Figura 4: Red fluvial accesible de la cuenca salmonera Nalón- Narcea.....</b>	<b>12</b>
<b>Figura 5: Representación de las capturas de salmón en los ríos Sella, Cares y Narcea durante el período 1954-2006 (Fuente: Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica). ....</b>	<b>27</b>
<b>Figura 6: Capturas de salmón en los ríos de Asturias durante el período 1969- 2018. 28</b>	<b>28</b>
<b>Figura 7: Representación de los porcentajes de las capturas de salmón en los ríos Sella y Narcea durante el período 1974-2019 .....</b>	<b>30</b>
<b>Figura 8: Representación de los porcentajes de las capturas de salmón en los ríos Sella y Narcea durante el período 1974-2019 en la que se muestra el comportamiento diferencia respecto a la abundancia de las capturas .....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 9: Representación de los porcentajes de las capturas de salmón en los ríos Sella, Cares y Narcea durante el período 1974-2019 en la que se muestra el comportamiento diferencia respecto a la abundancia de las capturas .....</b>	<b>31</b>
<b>Figura 11: Gráficas de captura y su tendencia en los ríos Nalón- Narcea, Sella, Cares- Deva y Eo durante el período 1969- 2018.....</b>	<b>33</b>
<b>Figura 12: Gráficas de captura de salmón atlántico de la variedad céltico en el mar y su tendencia durante el período 1960- 2017. ....</b>	<b>38</b>
<b>Figura 13: Mapa del ciclo biológico de una cohorte de salmón atlántico en la cuenca del Nalón- Narcea, con indicación temporal de su fase vital y su edad. ....</b>	<b>40</b>
<b>Figura 16: Porcentaje de salmones MSW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019 .....</b>	<b>46</b>
<b>Figura 17: Peso medio de los salmones MSW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019.....</b>	<b>46</b>
<b>Figura 18: Porcentaje de salmones 2SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019 .....</b>	<b>47</b>
<b>Figura 19: Porcentaje de salmones 1SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019 .....</b>	<b>47</b>

<b>Figura 20: Peso medio de los salmones 2SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019.....</b>	<b>48</b>
<b>Figura 21: Peso medio de los salmones 1SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019.....</b>	<b>48</b>
<b>Figura 14: Evolución de los niveles de agua en la estación de Requejo- Puente Laneo, del río Narcea .....</b>	<b>61</b>
<b>Figura 15: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en primavera .....</b>	<b>64</b>
<b>Figura 16: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en verano .....</b>	<b>64</b>
<b>Figura 17: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en otoño .....</b>	<b>65</b>
<b>Figura 18: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en invierno .....</b>	<b>65</b>
<b>Figura 19: Pérdida de peso (%) de las hembras de salmón entre primavera e invierno y entre otoño e invierno, en función de la longitud furcal (cm) .....</b>	<b>66</b>
<b>Figura 20: Niveles de desove para 62 ríos salmoneros de Inglaterra y Gales (Young, 2013) .....</b>	<b>68</b>

## **1 MEMORIA**

### **1.1 INTRODUCCIÓN**

Este estudio se embarca, dentro de un proyecto de cooperación denominado "MIGRA2" cuya misión es el estudio del estado y propuestas a de actuación del hábitat fluvial y de las poblaciones migradoras de la cuenca salmonera del Nalón- Narcea y su impacto socioeconómico en el territorio.

### **1.2 OBJETIVOS DEL ESTUDIO**

Este proyecto se ha realizado a fin de cumplir con el objetivo principal de consolidar el desarrollo socioeconómico del territorio que la conforma y sirva para desarrollar las medidas necesarias que permitan garantizar la persistencia y estabilidad de la especie, la obtención de un máximo rendimiento que revierta directa o indirectamente en la economía local y en la sociedad y, lo que es asimismo muy importante, que se produzca una regularidad de rentas, anualmente, que no comprometa ecológicamente el recurso para las generaciones futuras.

Desde el punto de vista social, hay dos aspectos que justifican el mantenimiento de un aprovechamiento de la pesca deportiva en la cuenca del Nalón- Narcea: ayudando a fijar la población con la generación de ingresos y a la dinamización del medio rural. El 90% de los ingresos totales generados por la pesca deportiva corresponde a *indirectos* y por tanto entran a formar parte de la economía de los diferentes sectores vinculados a la actividad, muchas de las cuales se encuentran dentro de la propia cuenca; de estas empresas el sector más beneficiado es el hostelero y la restauración, especialmente debido a los pescadores que acuden a los acotados que son en su mayoría turistas, tanto procedentes de la propia CCAA como de otras limítrofes. La oferta de productos gastronómicos y de artesanía locales, y la afluencia de gente en el medio rural ayuda a mantener y dinamizar la zona.

## 2 PROCEDIMIENTOS DE ACTUACIÓN REFERENTES A LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL HÁBITAT FLUVIAL

### 2.1 USO DEL TERRITORIO

El área de distribución fluvial del Salmón Atlántico (*Salmo salar*) comprende un gran número de los cursos de agua que desembocan en las costas europeas y americanas del Atlántico Norte. Los ríos del norte de la Península Ibérica representan el extremo meridional del área de distribución europea.

En la actualidad, la especie puebla de forma más o menos permanente una veintena de ríos en la zona de la costa cantábrica y gallega comprendida entre el Miño y el Bidasoa y mantiene una presencia esporádica en muchos otros pequeños ríos costeros en los que existen poblaciones residuales o registran simplemente la entrada ocasional de individuos aislados.

A nivel biogeográfico, los salmones se enmarcan en un contexto amplio, dentro del Reino Holártico (Figura 1), que abarca el área de distribución natural de la especie, y más concretamente las variedades célticas, que se encuentran afectadas por el ecotono existente entre la Región Eurosiberiana y la Región Mediterránea característica de los ríos de la cornisa cantábrica (Figura 2). En el caso del salmón atlántico esta influencia se acentúa, al desarrollar su vida adulta en la Región Ártico Subártica en la fase marina, siendo necesario realizar una migración compleja y con muchas incógnitas<sup>1</sup>, con una disminución en las pesquerías muy elevada en los últimos cuarenta años que hace que se incluya en el Anejo III del convenio de Berna 82/72 en su fase fluvial, en el Anejo II y V de la directiva Hábitats (43/92 C.E.E. de 21 de mayo de 1992) y que figure como especie "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles.

Su **distribución** en muchas de estas cuencas está **limitada por la interposición de presas infranqueables o por la sucesión de obstáculos menores y la reducción del caudal**. Las áreas preferentes de distribución dentro de las cuencas son los tramos medios o altos de la zona accesible del cauce principal y los tramos bajos de los afluentes más importantes.

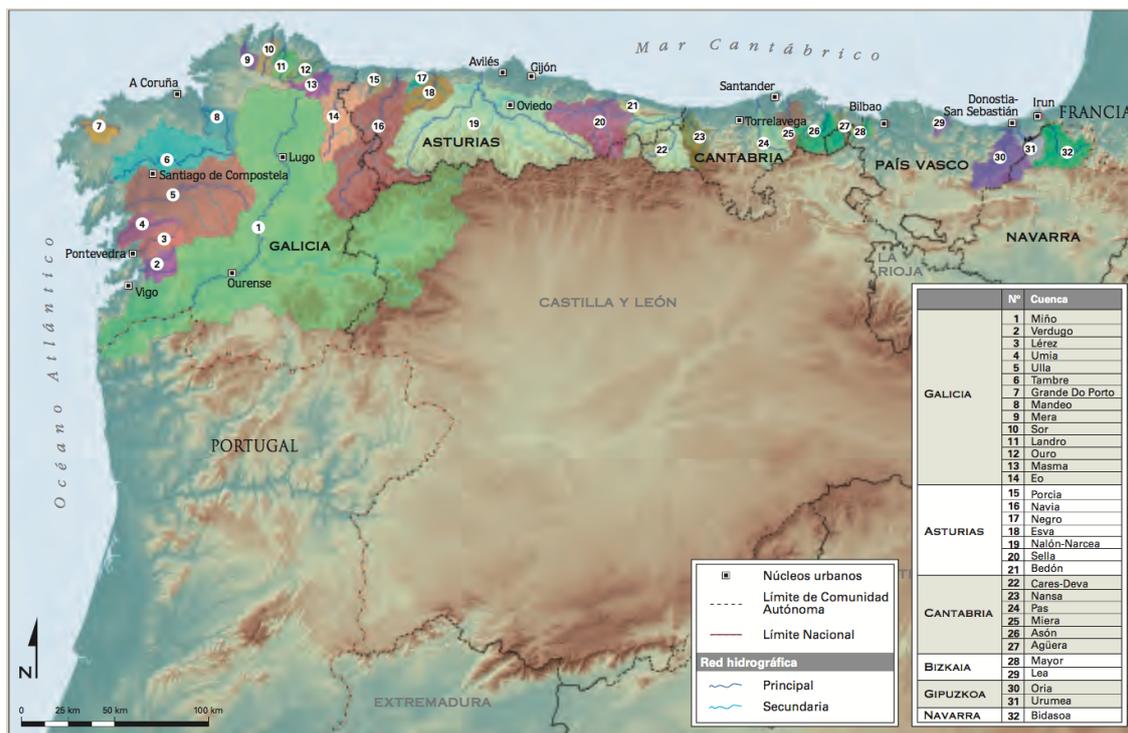
En Asturias la red hidrográfica es muy extensa, pudiendo estimarse que los tramos de aguas corrientes permanentes, colonizables por los salmónidos, superan los 2.500 kilómetros lineales en nuestros ríos, de los cuales, menos de 500 serían tramos accesibles para el salmón.

En Asturias el salmón atlántico presenta poblaciones reproductivas en las cuencas de los ríos Eo, Esva, Nalón (hasta Las Caldas y ríos Trubia y Cubia), Narcea (hasta la presa de Calabazos),

---

<sup>1</sup> Cabría incluir en este punto la influencia que tiene sobre la migración del salmón la aceleración del cambio climático. Diversos estudios empiezan a considerar a esta especie como un bioindicador clave sobre los efectos del incremento de la temperatura y los cambios climáticos estacionales, ya que pueden estar influyendo en la migración, en la supervivencia e incluso en la morfología.





**Figura 2: Cuenkas salmoneras en la Península Ibérica y divisiones administrativas. Fuente: Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica**

Al igual que en la mayoría de los salmones europeos, los salmones que se reproducen en Asturias tienen su periodo de crecimiento marino en altas latitudes del atlántico norte. Su crecimiento en el mar, y los largos desplazamientos que implican sus rutas migratorias, introducen un importante factor de incertidumbre y complica notablemente la dinámica de sus poblaciones y el control de la gestión de las mismas.

El salmón convive habitualmente en los ríos asturianos con al menos otras tres especies de peces, la trucha común (*Salmo trutta*), tanto en su forma sedentaria como anádroma (reo), la anguila (*Anguilla anguilla*) y el piscardo (*Phoxinus phoxinus*). En algunos tramos de determinados ríos también puede coexistir con la lamprea (*Petromyzon marinus*) o con algunas de las especies eurihalinas en los cursos bajos de los ríos, principalmente mágil (*Mugil cephalus*), platija o solla (*Platichthys flesus*), lisas (*Chelon labrosus* y *Liza sp.*), sábalos y alosa (*Alosa sp.*) y lubina (*Dicentrarchus labrax*).

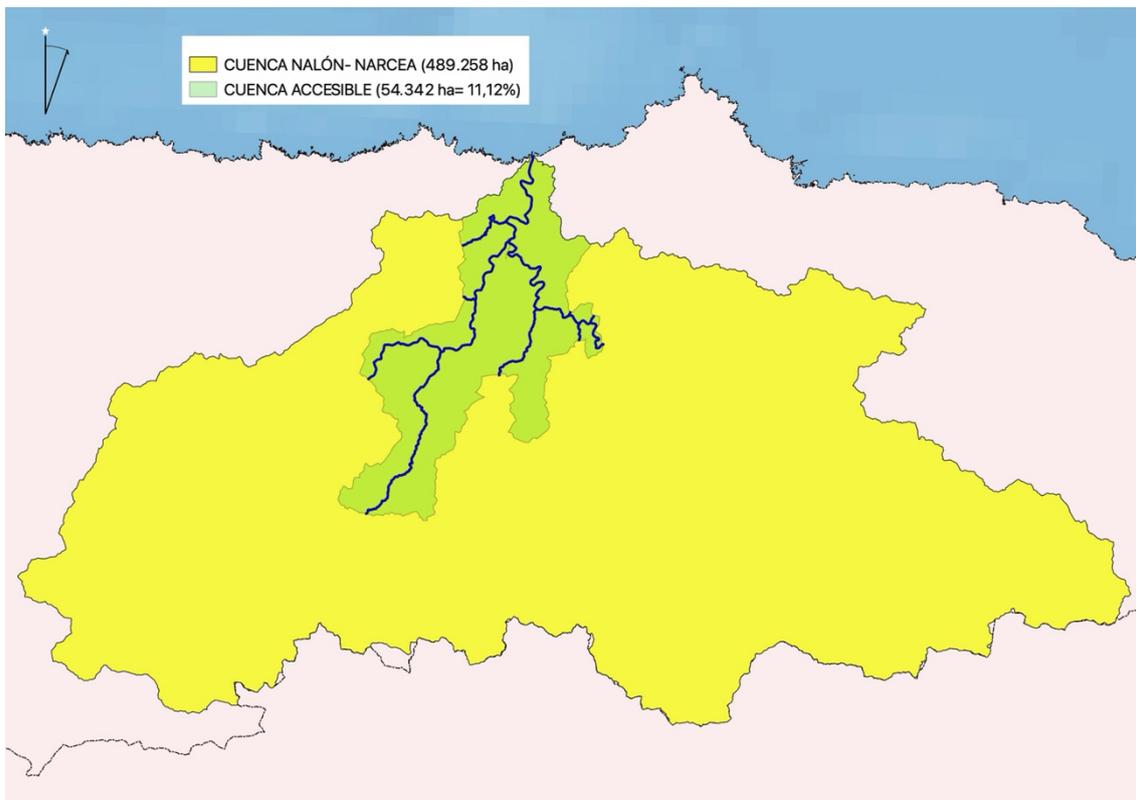
Muchos de los obstáculos presentes en la cuenca Nalón- Narcea disponen de escalas o dispositivos de franqueo, aunque la evaluación de la permeabilidad bidireccional (de remonte y descenso) no ha sido evaluada ni existen programas de mantenimiento establecidos que establezcan las pautas y la periodicidad de su limpieza, control de caudales y el grado de llamada o utilización por los peces. En consecuencia, algunas de estas escalas han supuesto algunos años una barrera infranqueable en el remonte con la consiguiente pérdida de área accesible para el desove, la pérdida de territorio para el crecimiento de juveniles y una alta mortalidad de esguines en su descenso primaveral hacia el mar.

Las escalas más representativas de la cuenca son:

- Río Aranguín: Molino Barganeiro.
- Río Nonaya: Escala del Molino de Baoño.
- Río Nonaya: Escala del Banzao de Cornellana.
- Río Nonaya: Escala del Molino de Corrocharco.
- Río Nonaya: Presa de Selviella.
- Río Nalón: Escala de la Central de Valduno I
- Río Nalón: Escala de la Presa de Puerto
- Río Nalón: Escala de Furacón-Priañes.
- Río Nalón: Escalas de Central de Soto de Ribera
- Río Nalón: Central de Olloniego

Cabe destacar que el gran obstáculo que representa la presa de Calabazos, en el río Nalón, no dispone de ningún dispositivo de franqueo, siendo a día de hoy la mayor barrera de la cuenca y que limita considerablemente el área potencialmente utilizable por los peces migradores.

Pese a la existencia de escalas en zonas de tramo medio del Nalón, la barrera térmica creada por las emisiones de agua caliente de la Central Térmica de Soto de Ribera o de otras, en ocasiones inhabilitar las estructuras de remonte o paso de peces del Nalón. Por otro lado está pendiente de resolver la adecuada bajada de esguines en Priañes.



**Figura 3: Delimitación y superficie de la Cuenca Nalón- Narcea total y accesible**

Por todo ello, el límite de cuenca salmonera se establece a efectos de este Plan en los siguientes puntos:

- Río Nalón: Presa del Furacón
- Río Narcea: Presa de Calabazos

La **superficie de la cuenca es de 489.258 ha**, y la **superficie de cuenca accesible es de 54.342 ha**, lo que **representa que únicamente el 11,12% de la superficie total de la cuenca Nalón- Narcea accesible**. (Fig 3).

La zona salmonera representa la red fluvial que es accesible para los salmones, y se distribuye a lo largo de 10 ríos, con una longitud y un área mojada que se describe en la tabla 1 y se muestra en la figura 4:

Tabla 1: Red fluvial accesible en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea , longitud fluvial (km) y área mojada (km<sup>2</sup>)

RÍO	LONGITUD (km)	AREA MOJADA (km <sup>2</sup> )
Andayón	0,945	0,0043
Aranguín	8,905	0,0515
Cubia	10,949	0,1654
Lleiroso	2,583	0,0077
Nalón	46,000	3,4086
Narcea	33,202	0,9900
Nonaya	1,655	0,0142
Pigüeña	26,132	0,3394
Soto	0,438	0,0018
Sama	2,251	0,0135
<b>TOTAL</b>	<b>133,06</b>	<b>4,9963</b>

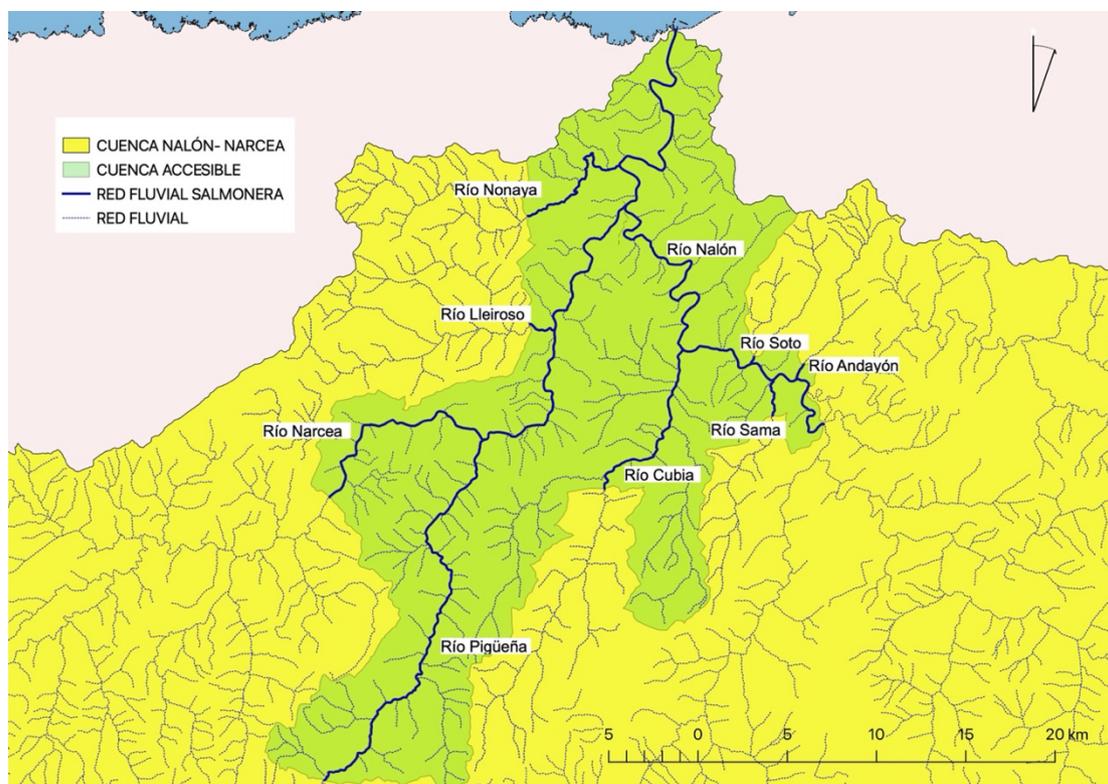


Figura 4: Red fluvial accesible de la cuenca salmonera Nalón- Narcea

## 2.2 CALIDAD DEL AGUA

Con la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua los requisitos de control de calidad de las aguas aumentaron sustancialmente. De la idea tradicional de "calidad de las aguas", en la que se evaluaban principalmente indicadores químicos y fisicoquímicos, se pasó al concepto más amplio de "estado de las aguas", en el que se determinan, además de indicadores químicos y fisicoquímicos, elementos de calidad biológicos e hidromorfológicos.

La Confederación Hidrográfica del Cantábrico es el organismo de cuenca competente en el seguimiento y análisis de la calidad de las aguas. Para ello dispone de una densa red de puntos de muestreo en el que se controlan:

- la composición y abundancia de **flora acuática** (fitoplancton, macrófitos y diatomeas), **invertebrados** (insectos, arácnidos, crustáceos, moluscos...) **y peces**
- parámetros **químicos y fisicoquímicos**, como pH, oxígeno disuelto, amonio, fosfatos y nitratos y, en función de la posible contaminación que puedan llegar a sufrir, otras sustancias como metales, plaguicidas, hidrocarburos aromáticos, etc.
- Variables **hidromorfológicas**, como los caudales, la continuidad del río, la profundidad y estructura de los lechos fluviales y la estructura de la zona ribereña

Dentro de la cuenca salmonera del Nalón- Narcea los puntos de control existentes son los descritos en la tabla 2:

Tabla 2: Estaciones de control de CHC en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea

CODIGO	CODIGO PUNTO MUESTREO	NOMBRE PUNTO MUESTREO	NOMBRE CAUCE	UTMX	UTMY
CHC20700	NO00280007	Pravia	NALON	248722	4820111
CHC20720	NO00280004	Valduno	NALON	256604	4808480
CHC20810	NO00280008	Puente Quinzanas	NARCEA	248078	4817121
CHC20820	NO00280011	Puente Láneo	NARCEA	244605	4806725
CHC20890	NO00280010	Cornellana	NONAYA	244134	4811142
CHC20900	NO00270002	Puente San Martín	PIGÜEÑA	240318	4803993
CHC20910	NO00760001	La Malva	SOMIEDO	235364	4778866
CHC20950	NO00280005	Grado-estación aforos	CUBIA	251655	4808538
CHC20960	NO00280006	Coalla	MENENDEZ	252190	4801508
CHC22800	NOEAA2280	Grullos	NALON	252456	4813274
CHC22880	NO00280014	Alcubiella	CUBIA	251104	4805628
CHC23590	NO00270003	La Vega	NARCEA	237597	4806091
CHC23630	NO00280017	Agones-polideportivo	ARANGUIN	247349	4820270
CHC23680	NO00130009	Bances	NALON	247581	4821955
CHC24310	NO00510007	Santullano	PIGÜEÑA	230620	4784878
CHC24340	NO00270006	Soto de los Infantes	LLEIROSO	233571	4804864
CHC24370	NO00510010	El Rodical	RODICAL	223073	4800848
CHC24380	NO00510011	Aguas abajo de mina UMINSA	GERA	221391	4799384

CHC24390	NO00510012	Arganza	ARGANZA	216428	4795871
CHC24490	NO00230003	Paladín	SOTO	255895	4809553
CHC24500	NO00280018	Aguas arriba de Piscif. Somines	SAMA DE	256986	4806425
CHC24510	NO00280019	Agüera	ANDALLON	260524	4813944

En casa estación se describen los valores de calidad de agua para estas estaciones durante los últimos 5 años de los 196 parámetros descritos en la tabla 3:

**Tabla 3: Parametros de calidad del agua de las estaciones de control de CHC en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea**

1,1,1-tricloroetano	Cianuro	Fluoruros	PCB 28
1,2-dicloroetano	Cibutrina	Fosfatos	PCB 52
1,2,3-triclorobenceno	Cipermetrina (Suma isómeros alfa+beta+teta+zeta)	Fosforo Total	PCB Nº101
1,2,4-triclorobenceno	Clorobenceno	Fosforo Total disuelto	PCB Nº118
1,3,5-triclorobenceno	Clorofeninfos	Glifosato	PCB Nº138
Aceites y grasas	Cloroformo	Heptacloro	PCB Nº153
Acenafeno	Cloropirifos	Heptacloro Epoxido	PCB Nº180
Acenaftileno	Cloruros	Hexaclorobenceno	Pentaclorobenceno
Aclonifeno	Cobalto disuelto	Hexaclorobutadieno	Pentaclorofenol
Alacloro	Cobre	Hexaclorociclohexano (HCH) (Suma Isómeros)	Percloroetileno
Alcalinidad	Cobre disuelto	Hidrocarburos de Origen Petrolero	pH
Alcalinidad a la fenoltaleína	Coliformes Totales 37°C	Hidrocarburos Visibles	pH "in situ"
Aldrín	Compuestos Fenólicos	Hidróxidos	Pireno
Alfa-endosulfan	Conductividad Electrica a 20°C	Hierro	Plomo
Alfa-HCH	Conductividad Electrica a 20°C "in situ"	Hierro disuelto	Plomo disuelto
Aluminio disuelto	Criseno	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Potasio
Ametrina	Cromo	Indice de Permanganato	Potasio disuelto
Amoníaco no Ionizado	Cromo Total disuelto	Isodrin	PP'-DDD
Amonio Total	Cromo VI	Isoproturon	PP'-DDE
Antimonio	Cromo VI disuelto	Lindano (gamma-HCH)	PP'-DDT
Antimonio disuelto	Delta-HCH	m-diclorobenceno	Prometrina
Antraceno	Dem. Bioquímica de Oxígeno 5días	m-xileno	Propazina
Arsénico	Demanda Química de Oxígeno	Magnesio	Quinoxifeno
Arsénico disuelto	Detergentes Visuales	Magnesio disuelto	Residuos de Alquitrán y Flotantes
Aspecto	Diazinon	Malation	Salmonellas Cualitativo
Atrazina	Dibenzo(a,h)antraceno	Manganeso	Saturación de Oxígeno disuelto
Bario	Diclorometano	Manganeso disuelto	Saturación de oxígeno disuelto "in situ"
Bario disuelto	Diclorvos	Mercurio	Selenio
Benceno	Dicofol	Mercurio disuelto	Selenio disuelto
Benzo(a)antraceno	Dieldrin	Metolacoloro	Simazina
Benzo(a)pireno	Diuron	Metoxicloro	Sodio
Benzo(b)fluoranteno	Dureza Permanente	Naftaleno	Sodio disuelto
Benzo(g,h,i)perileno	Dureza Temporal	Níquel	Solidos En Suspension
Benzo(k)fluoranteno	Dureza Total	Níquel disuelto	Sulfatos

Berilio disuelto	Endosulfán (a+b)+sulfato	Nitratos	Temperatura agua "in situ"
beta-HCH	Endosulfan (Suma isómeros alfa+beta)	Nitritos	Temperatura del aire "in situ"
Bicarbonatos	Endosulfán Beta	Nitrogeno Kjeldahl	Terbutilazina
Bifenox	Endosulfan Sulfato	Nitrogeno Total	Terbutrina
Boro	Endrín	O-diclorobenceno	Tetracloruro de Carbono
Boro disuelto	Endrin Cetona	o-xileno	Tolueno
C10-13-cloroalcanos	Enterococos	OP'-DDD	Triclorobenceno (Suma isómeros 1,2,3+1,2,4+1,3,5)
Cadmio	Escherichia Coli	OP'-DDE	Tricloroetileno
Cadmio disuelto	Espumas	OP'-DDT	Trietazina
Calcio	Etilbenceno	Oxígeno disuelto "in situ"	Trifluralina
Calcio disuelto	Etion	p-diclorobenceno	Vanadio
Carbonatos	Fenantreno	p-xileno	Vanadio disuelto
Carbono Organico Total	Fluoranteno	Paration Etil	Xileno (Dimetilbenceno) (Suma O-, M- Y P-Xileno)
Cation de Tributilestaño	Fluoreno	Paration Metil	Zinc
			Zinc disuelto

No se han encontrado valores que se encuentren fuera del rango exigible a las aguas salmonícolas, por lo que la calidad del agua se considera favorable.

## 2.3 REFUGIO

El refugio mide la calidad del hábitat y se calcula siguiendo el índice propuesto por Diego García de Jalón en 1993 denominado **Índice de Refugio (IR)**. Según este índice, el refugio disponible se valora en función de una serie de parámetros: turbidez y profundidad del agua, granulometría del lecho, presencia de islas con o sin vegetación, sombra en las orillas, presencia de macrófitas sumergidas y, sobre todo, la presencia de espacios donde se puedan esconder los peces.

La determinación de cada uno de estos coeficientes se establece en base a las siguientes variables:

**Csb; coeficiente de sombra:** Este parámetro se refiere a la cobertura de sombra proporcionada por la vegetación de las orillas del río y se da en porcentaje de anchura total sombreada. Los valores asignados se describen en la Tabla 4:

Tabla 4 Valores asignados para coeficiente de sombra- Csb

Valor	Condición
0	sin sombra
1	menos de un 5 % de sombra
2	entre un 5 y un 25% de sombra
3	entre un 25 y un 50% de sombra
4	entre un 50 y un 75% de sombra
5	más de un 75% de sombra

**Cv; coeficiente de visibilidad:** Este coeficiente mide la capacidad de aportar refugio a los peces ya que ésta aumenta cuanto mayor sea la columna de agua, al ser mayor la barrera física entre el pez y el depredador no acuático. Por otra parte, la turbidez del agua, segundo elemento de refugio, también será mayor en las corrientes más profundas. Los valores considerados se describen en la Tabla 5:

Tabla 5: Valores asignados para coeficiente de visibilidad- Cv

Valor	Condición
0	aguas limpias, superficie lisa y/o profundidad media menor a 15 cm
1	burbujeo en chorros puntuales y/o profundidad media entre 15 y 50 cm
2	superficie rizada en gran extensión y/o profundidad media entre 50 y 75 cm
3	superficie rizada y burbujeo en los chorros y/o profundidad media entre 80 y 100 cm
4	superficie rizada, burbujeo, espumas naturales y/o profundidad media entre 100 y 150 cm
5	Turbidez permanente ó profundidad media mayor de 150 cm

**Cvs; coeficiente de vegetación sumergida:** para la estimación de este parámetro, se han asignado distintos valores dependiendo del porcentaje de cobertura de dicha vegetación en el tramo de río estudiado conforme a lo descrito en la Tabla 6.

Tabla 6: Valores asignados para coeficiente de vegetación sumergida- Cvs

Valor	Condición
0	ausencia de vegetación sumergida
1	con vegetación sumergida poco desarrollada
2	menos de un 5% de vegetación sumergida
3	entre un 5 y un 15% de vegetación sumergida
4	entre un 15 y un 30% de vegetación sumergida
5	más de un 30% de vegetación sumergida

**Ceo; coeficiente de estabilidad de orillas, factor multiplicador del coeficiente de encueves:** El coeficiente de encuevo es el que más peso tiene en el índice de refugio, que se verá multiplicado por el valor de este coeficiente ya que a mayor estabilidad de las orillas el refugio será más permanente y será directamente proporcional a las cuevas y bancos existentes. Los valores que adopta este coeficiente quedan reflejados en la Tabla 7.

Tabla 7: Valores asignados para coeficiente de estabilidad de orillas- Ceo

Valor	Condición
0	NULA
0,25	MINIMA
0,50	POBRE
0,75	BUENA
1	EXCELENTE

**Cst, coeficiente de sustrato:** este parámetro se ha estimado basándose en la valoración de los sustratos propuesta por el IFIM, y considerando además la proporción entre ellos. El valor de este parámetro va a depender de la facilidad que tengan los peces para refugiarse en los diferentes tipos de sustratos (Figura 54). La valoración de este parámetro son:

*Valor 0:* en los casos en que el sustrato mayoritario sea la roca madre lisa y el segundo en importancia sean arenas o limos. Se considera que los huecos que existan en la roca madre se encuentran colmatados de estos materiales y no ofrecen refugio a los peces existentes.

*Valor 1:* siempre que el sustrato que se encuentre en mayor proporción sean limos o arenas. Se trata de un valor bajo ya que aunque existen especies que se entierran en este tipo de materiales, éstas no son muy numerosas.

*Valor 2:* hay numerosas condiciones que se pueden observar en el río con este valor especialmente en los apartados a y b, ya que en este tipo de materiales se suelen ubicar los frezaderos.

- a. cuando el sustrato más común se trate de gravillas
- b. cuando lo mayoritario sea la roca madre y después la gravilla
- c. el sustrato principal son las gravas y luego las arenas
- d. las mayores proporciones corresponden a gravas y luego a gravillas
- e. cuando la mayor presencia es de gravas y lo siguiente bloques

En cuanto a las condiciones c, d y e, al tratarse de gravas, que poseen un diámetro mayor, los peces de menor tamaño pueden refugiarse en huecos que quedan entre ellas.

*Valor 3:* se presenta siempre que haya principalmente bloques y como sustrato secundario gravas. Se trata de un valor alto ya que hay muchas especies que pueden encontrar cobijo en este tipo de fondo.

*Valor 4:* es un valor muy alto ya que aquí pueden refugiarse casi todas las especies de los ríos. Se pueden encontrar varias condiciones con este valor. Estos son:

- o cuando el elemento principal se trate de bloques
- o cuando el sustrato mayoritario sea roca madre y el segundo en proporción sean gravas

- cuando se de el caso contrario al anterior; el principal son las gravas y el siguiente sea roca madre

**Valor 5:** es el valor más alto porque incluso las especies de gran tamaño podrán encontrar refugio en este tipo de sustrato. Está representado por fondo compuesto básicamente de roca madre con grietas y anfractuosidades siendo el segundo elemento mayoritario los bloques.

**Ce; coeficiente de encueve:** este coeficiente será más alto cuanto mayor sean las estructuras existentes que ofrezcan un refugio seguro a los peces. Los valores para cada una de las estructuras se muestran en la Tabla 8:

Tabla 8: Valores asignados para coeficiente de encueve- Ce

Valor	Condición
0	ninguna de este tipo
1	cornisas aéreas de vegetación y/o suelo o bien tocones puntuales
2	cornisas aéreas y sumergidas o bien tocones frecuentes
3	Cornisas, bancos y cuevas sumergidas o bien tocones abundantes
4	cornisas y cuevas con o sin bancos y/o tocones y acúmulos de leñas
5	cornisas, bancos, cuevas, tocones y leñas y/o tocones muy abundantes cuevas

El **índice total de disponibilidad de refugio (IR)** finalmente se obtiene de la siguiente expresión:

$$IR = \frac{C_V + C_{st} + C_{sb} + C_{vs}}{4} + C_e \cdot C_{eo}$$

Los valores que puede tomar este índice se muestran en la Tabla 9, junto con su calificación:

Tabla 9: Valoración del Índice de Refugio- IR y disponibilidad de refugio. (Fuente: CH del Duero, 2014)

Índice de refugio	Disponibilidad de refugio
< = 0,5	NULA
0, 6-2, 5	MUY BAJA
2, 6-4, 5	BAJA
4, 6-6, 5	MEDIA
6, 6-8, 5	ALTA
8,6-10	MUY ALTA

El índice de refugio es muy alto en toda la red fluvial, por lo que el estado del hábitat atendiendo a este parámetro es favorable.

### **3 PROCEDIMIENTOS DE ACTUACIÓN REFERENTES AL MARCAJE, SEGUIMIENTO Y TRAZABILIDAD DE EJEMPLARES, JUVENILES Y ADULTOS, TANTO SILVESTRES COMO PROCEDENTES DE REGENERACIÓN ARTIFICIAL.**

El salmón atlántico es la especie piscícola más emblemática de los ríos atlánticos y su representación en el territorio asturiano supone la presencia del grueso de las poblaciones peninsulares, formando parte a su vez de la franja más meridional en su área de distribución natural, que se extiende desde las costas de Norteamérica hasta Escandinavia y Rusia, limitándose su presencia por el norte a los ciclos de congelación de las placas polares.

De las 6 cuencas principales donde históricamente ha estado presente desde los últimos 60.000 años, en una de ellas, el Navia, se considera prácticamente extinguido a consecuencia de las grandes presas hidroeléctricas construidas a finales de los años 60 del siglo XX y su impacto sobre la especie es irreversible mientras que los adultos no puedan acceder a las zonas de reproducción y la descendencia pueda acceder al mar para completar su ciclo biológico; otras dos cuencas, Eo y Cares, comparten territorio con las Comunidades Autónomas de Galicia y Cantabria respectivamente y la gestión del recurso piscícola se comparte con las diferentes administraciones territoriales autonómicas; las otras tres cuencas están prácticamente en su totalidad sobre territorio asturiano, y de estas, el Nalón- Narcea y el Sella son las que mejores poblaciones mantienen pese a los diferentes impactos antrópicos a los que están sometidos desde el inicio de la era industrial; el río Esva, a pesar de haber albergado una abundante población desde finales de los años 70 hasta mediados de los años 90, hoy en día se puede considerar que la presencia de la especie es testimonial, a pesar del gran éxito reproductor de los pocos salmones que consiguen desovar y de la gran capacidad del hábitat para mantener un stock de juveniles elevado.

Existen variables únicas que describen el comportamiento de las poblaciones de salmón en cada cuenca, así, la cuenca del Sella presenta pocos obstáculos transversales a la migración, no tiene la regulación de caudal característica de los embalses existentes en otras cuencas, y sus fuentes surgen en las estribaciones más montañosas de la cordillera cantábrica, con una temperatura y una distribución propia de ambientes holárticos; por otro lado, la cuenca del Nalón- Narcea, pese a su gran superficie está fuertemente intervenida por grandes presas y embalses que condicionan un régimen de caudales totalmente regulado en el curso principal, a propuesta de la industria y de su demanda energética. Incluso a nivel social también presentan diferencias características: en el río Sella existe una demanda turística que no ha dejado de crecer en los últimos años y hay multitud de empresas locales que utilizan el agua como un recurso en los servicios que ofertan durante todo el año y, por su contra, las aguas del Nalón- Narcea suponen un recurso para la actividad industrial de la zona central. Estas y otras variables están presentes de forma particular en cada una de las cuencas salmoneras del Principado. En una especie silvestre como el salmón atlántico, donde su fidelidad a las aguas de nacimiento ha quedado grabada genéticamente a lo largo de miles de años, es lógico

pensar que la mera división política y administrativa de un territorio no deba marcar su comportamiento biológico o su "nacionalidad" más allá de los límites de la cuenca vertiente donde sus padres han venido perpetuando la especie desde tiempos prehistóricos. De esta forma, hablar de salmones gallegos, asturianos o cántabros no tiene ningún sentido a efectos biológicos, y mucho menos deben considerarse en las bases de su gestión, siendo en su caso más adecuado referirse a los salmones del Sella, del Eo o del Nalón- Narcea, y considerarlos tan distantes en su comportamiento como puedan serlo el Ulla, el Nivelles o el Pas.

El análisis y la propuesta metodológica del Plan de Gestión que se desarrolla en el presente estudio se circunscribe exclusivamente a la cuenca salmonera del Nalón- Narcea, es decir, al territorio que comprende la red fluvial que es utilizada por los salmones de forma totalmente permeable, con la garantía de que la comunicación con el hábitat marino puede realizarse de forma bidireccional, sin comprometer al reclutamiento. Como se describió en líneas anteriores, y huyendo de fronteras y límites administrativos del territorio en la gestión de la especie, las justificaciones técnicas del estudio abarcan las tesis científicas llevadas a cabo durante los últimos años a lo largo de todo el arco atlántico norte, con la experiencia de éxitos y fracasos reconocidos en la gestión de los 2.359 ríos que albergan poblaciones de salmón, y a estos efectos es posible utilizar esta propuesta metodológica para que se pueda aplicar en otras cuencas asturianas, pero añadiendo sus propias variables, definiendo sus propios objetivos y desarrollando las acciones que se puedan acometer para poder alcanzarlos.

El particular ciclo vital de esta especie obliga a observar su comportamiento desde dos puntos de referencia, simultáneamente, cada uno con su propia resolución espacial, como si permanentemente tuviésemos que ajustar un teleobjetivo en el que en unas ocasiones necesitamos acercar la lente a un detalle pequeño, y otras es preciso alejar el objetivo para ampliar la perspectiva y observar el conjunto. La fase fluvial se circunscribe a los límites de la cuenca hidrográfica, y dentro de ésta, cada curso de agua se conecta con el anterior formando una red de drenaje a modo de las ramas de un árbol; observar la red fluvial en su conjunto (el árbol, siguiendo el símil propuesto) permite analizar su estado general o si presenta algún tipo de anomalía genérica o particular, pero será al acercarnos para ver las ramas lo que nos permitirá observar aquellas ramas que hacer funcionar bien al conjunto, si es vigorosa o está seca, si es necesario adoptar medidas correctoras o consideramos que la afectación al conjunto de la red no supone un impacto importante; en definitiva, nos permite observar y diagnosticar los problemas y tomar decisiones en base a esa cercanía. Por el contrario, en la fase marina las diferentes poblaciones locales de cada cuenca se juntan y realizan un recorrido a través de la zona de alimentación hasta alcanzar la edad adulta, momento en el cual el reloj biológico les señala de nuevo el camino a la cuenca de procedencia.

Por tanto, siempre debemos observar los dos puntos de referencia (fluvial y marino) a su escala adecuada, pero además debemos hacerlo de forma simultánea, ya que una misma cohorte (ejemplares nacidos el mismo año) desarrollan su instinto migratorio de forma escalonada. Una parte de los juveniles iniciará su adaptación al mar (esguinado) cuando tienen 1 año de vida, otros lo harán al segundo año e incluso otros al tercer año en el caso del Nalón-

Narcea, y lo mismo sucede en su maduración adulta marina; unos ejemplares maduran cuando llevan un solo invierno en el mar, otros 2, 3 etc. De esta forma, es posible que un ejemplar que tenga un año de vida en el río, al año siguiente emigre al mar y transcurra un año de vida marina para regresar de nuevo al río, y allí se encuentre con hermanos o miembros de la misma cohorte que ni siquiera iniciaron su primera migración y aún se encuentran en fase de juvenil o de esguín.

Esta superposición de generaciones y estados vitales hace que sea muy complejo evaluar las variables que inciden sobre la dinámica de la población, y dificultan en gran medida el control frente a los posibles impactos de las decisiones que se deben adoptar en el aprovechamiento del recurso.

A lo largo del estudio nos iremos refiriendo de forma simultánea a los dos focos descritos y con la óptica territorial de la distribución natural de la población. Existen ríos donde se han realizado numerosas investigaciones, cuyos resultados se consideran demostrados por la comunidad científica (los resultados buenos y los resultados malos), y por tanto deben ser aceptados como tesis a efectos de servir como herramientas de gestión. Estos ríos describen indicadores o índices que pueden ser utilizados y considerarse plausibles o justificados en ausencia de datos específicos y particulares de la zona de estudio.

El resultado de este trabajo pretende ser un primer modelo de gestión para el aprovechamiento de un recurso, flexible y evaluable actualizando los datos "a posteriori" obtenidos al finalizar el año, y que permita ajustarse de la forma más objetiva posible a la sostenibilidad de la especie y a un estado de conservación favorable de la misma, a la vez que permite la generación de ingresos económicos en los diferentes sectores con una vocación eminentemente rural, y se ofrece una mejor distribución social del recurso más justa y equitativa.

### 3.1 Marco legal

La **Directiva Europea de Hábitats 92/43/CEE**, incluye al Salmón Atlántico (*Salmo salar*) en sus Anexo II y en el Anexo V (especies que pueden ser objeto de medidas de gestión). En consecuencia con ello es una especie de aprovechamiento piscícola.

**Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad** (BOE 14-12-2007) traspone la Directiva Hábitats 92/43/CEE, a nuestro ordenamiento jurídico. El Anexo II recoge las especies de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar Zonas Especiales de Conservación (ZECs), que forman parte de la Red Natura 2000. En este sentido se han implementado los correspondientes Instrumentos de gestión en todas las cuencas salmoneras asturianas con ZECs (BOPA, 26-XII-2014).

**En el marco que contempla la Red-Natura, las cuencas fluviales deben contar con una planificación del medio fluvial y sus especies en base a los Instrumentos de Gestión (IGI, 2014), individualizados para todas las cuencas con ríos salmoneros de**

**Asturias cuyo objetivo (art.2) es garantizar el mantenimiento o el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los hábitat y sus especies.** Por tanto regulan y ordenan los recursos acuáticos continentales.

La gestión de las poblaciones y el aprovechamiento piscícola de esta especie vienen reguladas por las correspondientes resoluciones anuales sobre **Normas para el ejercicio de la pesca continental en el Principado de Asturias**, que se publican anualmente, oído el órgano consultivo, Consejo de los Ecosistemas Acuáticos y de la Pesca en Aguas Continentales del Principado de Asturias, de acuerdo con la **Ley del Principado de Asturias 6/2002, de 18 de junio, sobre protección de los ecosistemas acuáticos y de regulación de la pesca en aguas continentales**. Este órgano consultivo es el foro de consultas previas y de discusión de cambios normativos y de gestión con presencia de investigadores, conservacionistas y pescadores. Oído el Consejo se publica la Norma anual que recoge los aspectos necesarios para la gestión, en zonificación, protección de tramos (vedados y refugios), permisos, cupos, artes y periodos.

Por lo que respecta a los acuerdos internacionales suscritos por España, está en vigor el **Convenio para la conservación del salmón atlántico, NASCO** impulsado por la North Atlantic Salmon Conservation Organization (NASCO) desde octubre de 1983 que tienen como fin principal regular las pesquerías marinas de esta especie (prohibiendo la pesca en el mar más allá de las 12 millas de la costa de cada estado) y recabar información poblacional sobre la especie, del que España es signatario como miembro de la UE. Al respecto el organismo internacional encargado de recabar y procesar la información relevante de las poblaciones de salmón atlántico es **ICES, mediante el Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS)**. Al respecto NASCO aprueba para periodos de cinco años unos planes con medidas de gestión, estando en vigor el último de ellos IP(19)20, Implementation Plan for the period 2019-2024 EU – Spain (Asturias).

### 3.2 Estado de conservación favorable

Idealmente, las poblaciones de salmónidos en la cuenca del Nalón- Narcea deberían estar en un **estado de conservación favorable**, y debería considerarse como tal cuando:

- Los datos de población indican que la especie se mantiene a largo plazo como un componente viable de sus hábitats naturales.
- El área de distribución natural de la especie no se está reduciendo ni es probable que se reduzca en el futuro previsible.
- Existe, y probablemente seguirá existiendo, un hábitat suficientemente grande para mantener sus poblaciones a largo plazo.

Por lo tanto, para conocer el estado de conservación de las especies migradoras de la cuenca es necesario realizar una evaluación de sus ciclos biológicos en todas las fases, incluidas las de retorno en la época reproductora y, debido al solape de cohortes y el tiempo elevado de

regeneración de especies como el salmón atlántico, esta evaluación debe realizarse a largo plazo.

El concepto de estado de conservación favorable fue introducido por la conocida como **Directiva Hábitats** (*Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*), en ella se describe la **necesidad de realizar la monitorización de las especies y la eficacia de los planes de gestión aplicados**.

Con la finalidad de poder realizar un seguimiento estándar y establecer un marco coherente de evaluación, así como la presentación de informes y resultados es esencial aplicar diferentes procedimientos e idealmente, permitir que los datos y resultados obtenidos se agreguen a bases de datos e informes de un área de distribución más amplia. Si bien la Directiva describe los datos requeridos por los estados miembros a nivel nacional, no estableció técnicas de evaluación detalladas para la recopilación de datos a nivel de especies, por lo que se considera necesario disponer de estos procedimientos en la evaluación de las especies de la cuenca.

### **3.3 Caracterización del efectivo poblacional**

Antes de considerar una estrategia general para evaluar el estado de conservación de cada especie es identificar todas las unidades biológicamente significativas o poblaciones discretas dentro de la cuenca. Estas poblaciones deben ser monitoreadas y gestionadas por separado y se caracterizan tener un ciclo biológico asociado con algún elemento espacial particular de la cuenca, por ejemplo, un afluente en particular como el Cubia, o presas infranqueables como Calabazos. Dichas poblaciones deberían identificarse inicialmente conteo de individuos, captura y recaptura en varias partes de la cuenca, idealmente mediante marcado o estudios genéticos.

Tanto las poblaciones de salmón y de trucha migradora o reo dentro de una misma cuenca precisan un hábitat concreto en función de su fase vital, y el cambio entre uno y otro hábitat se considera necesario para evaluar el movimiento natural de efectivos poblacionales que pasan de una fase a la siguiente, y evaluar las condiciones que permiten que esto suceda, o por el contrario, que lo impidan. Específicamente, en el salmón, se pueden identificar algunas etapas clave en las que puede ser monitorizado, como son:

- ❑ Retorno de adultos (número, tamaño, tiempo y composición por edades) basada en datos de capturaderos y/o contadores o, cuando no estén disponibles, mediante estadísticas de captura por pesca deportiva.
- ❑ Densidad de juveniles, basada en una combinación de estudios de pesca eléctrica cuantitativos y semicuantitativos. También se debe considerarse la utilización de trampas de esguines, puesto que evaluar dicha fase permite calcular de forma precisa los efectivos poblacionales que cambiarán de medio acuático y calcular la supervivencia en aguas oceánicas al compararlo con los retornos.

En cualquier caso, el estado de conservación de cada etapa de la vida debe evaluarse con respecto a puntos de referencia definidos (puntos de referencia biológicos- PRB), y contrastarse con las diferentes medidas de gestión aplicada en la pesca, e incluso en las medidas de restauración fluvial y mejoras de hábitat.

Uno de los objetivos de la conservación del salmón y la gestión de la pesca en la cuenca Nalón-Narcea es desarrollar una base práctica para gestionar las poblaciones de salmón individuales y el entorno en el que viven con el fin de optimizar el reclutamiento. Para lograr esto, se han establecido diversos puntos de referencia, tanto de la población como de las posibilidades de la pesquería, incluyendo los adultos que consiguen desovar y los huevos que pueden mantenerse para el reclutamiento de las sucesivas cohortes. El límite de conservación es un estándar reconocido aceptado por la Organización de Conservación del Salmón del Atlántico Norte (NASCO) y se calcula a partir de una evaluación de la capacidad de la red fluvial (toda la cuenca) para generar esguines a partir del hábitat de desove y cría de juveniles en condiciones de alta calidad ambiental (no necesariamente calidad existente).

El procedimiento utilizado en este Plan de Gestión, y ante la ausencia de contadores automáticos de adultos, utiliza el principio de establecer los límites de conservación para maximizar la deposición de huevos y determina el equivalente de estrategia de captura (o cupo) requerido para cumplir con dichos límites. Aunque los límites de conservación se estimaron a nivel de toda la cuenca salmonera del Nalón- Narcea, se propone que, en sucesivas revisiones, se establezcan límites de conservación individuales tanto para el Nalón, como para el Narcea, con la finalidad de poder evaluar cada una de las poblaciones biológicamente significativas que se identifican.

Evidentemente, para lograr el estatus favorable de la especie, **el retorno de adultos debe exceder el equivalente a los que consiguen desovar de forma efectiva, en cualquiera de los cuatro años durante un período de cinco años.**

Teniendo en cuenta la inexistencia actual de trampas para esguines, es probable que el seguimiento de las etapas tempranas de la vida mediante la pesca eléctrica continúe siendo la metodología clave de evaluación de los juveniles. Además, la pesca eléctrica de alevines y juveniles puede proporcionar información espacial a escala más precisa sobre la población, lo que es importante para fines de gestión y evaluación.

Para realizar una evaluación del estado de la población de juveniles, se recomiendan dos enfoques:

- a) **Modelo de utilización óptima:** que consiste en relacionar las densidades de juveniles observadas con las densidades que se esperarían en condiciones de alta calidad ambiental. La capacidad intrínseca de los ríos para sustentar a los juveniles de salmón varía de un río a otro y de un tramo a otro, por lo que estimar una densidad uniforme no es lo más apropiado. Las densidades de *referencia* para cualquier estación de muestreo en un río salmonero se pueden generar mediante la descripción y categorización del hábitat presente en cada tramo, y estableciendo

una puntuación de la **calidad del hábitat** identificado, pudiendo identificar los lugares donde la población está por debajo del nivel esperado como resultado de condiciones de hábitat degradadas y / o cambiantes; generalmente una mala puntuación en la utilización del hábitat indica dónde hay fallos en el reclutamiento y, por tanto en el ciclo biológico.

En los inventarios realizados para establecer las densidades de este Plan de Gestión se utilizó este método para unificar tramos y establecer densidades de juveniles.

- b) **Clasificación de la abundancia:** este enfoque clasifica la densidad de los juveniles para establecer la abundancia relativa de las poblaciones. Se deberán desarrollar valores de clasificación absolutos apropiados que correspondan a condiciones favorables, aunque el cumplimiento de una categoría de clasificación de *alta densidad* sugiere claramente que la población está en buenas condiciones, mientras que la clasificación baja resalta ríos o tramos en condiciones desfavorables. Este enfoque es el frecuentemente utilizado en ausencia de una categorización de los tramos y generalmente con pocos puntos o estaciones de muestreo, y debería utilizarse únicamente mientras se realiza un estudio de hábitats representativos más preciso.

En cualquier caso, el dato aportado por la densidad y la abundancia de juveniles no sustituye al control del esguinado. Poder medir el número de esguines que migran hacia el exterior de la cuenca es la información más valiosa acerca de la primera etapa fluvial del ciclo biológico. No solo proporciona una medida inequívoca del estado de las poblaciones en agua dulce para un año determinado, sino que los datos sobre el retorno de estos esguines como adultos (a partir de datos de captura) permiten calcular la supervivencia en el mar. Por tanto, es fundamental determinar la contribución relativa de las condiciones ambientales del agua dulce frente a las del mar para establecer de forma adecuada la condición favorable o no de la población y, en su caso, saber si los esfuerzos en la fase fluvial pueden explicar el comportamiento poblacional en su conjunto.

Si bien su instalación y funcionamiento es algo costoso, especialmente por las labores de mantenimiento, se debe considerar la instalación de trampas de conteo de esguines en aquellos sitios donde sea técnicamente factible.

### **3.3.1 Abundancia**

Históricamente, la abundancia de las poblaciones de salmón se ha referido a las capturas realizadas en el río; a pesar de que la serie histórica en el Nalón- Narcea se remonta a la última mitad del siglo XX, es posible acudir a fuentes en otros países que disponen de series de datos más amplias para hacernos una idea de lo que podía haber sido en este río. Así, Dunfield 1985 y Mills 1989 hacen hincapié a la observación de los salmones que remontan los ríos en todo el atlántico norte desde que el hombre empezó a explotar el recurso pesquero, y Bigelow y

Schroeder 1953, Hindar et al. 2007, Nyberg-Kallio et al. 2020 refieren tal abundancia que podría decirse que desbordaban las riberas de los ríos. Otros autores, como Huntsman 1931a y George 1982 hablan de periodos de escasez entre años de abundancia, de tal forma que en el estudio de los últimos 200 años se sugiere que existió un **ciclo natural de abundancia anual en las poblaciones** (Huntsman, 1931b; Birman, 1979; George, 1982; Dickson y Turrell, 2000).

Los datos de capturas pueden considerarse una muestra del conjunto de la población, pero bajo la consideración de que la presión ejercida sobre la población puede variar en función de la climatología y la época hábil de pesca. Casi todos los años el comienzo y la finalización de la veda coincide con los mismos días, pero en los últimos años se ha venido realizando una apertura parcial de pesca sin muerte, retrasando la captura con muerte hasta abril, y por tanto la contabilización de la captura se retrasa un mes; esta apertura temprana centra su esfuerzo sobre peces que pueden volver a ser pescados con muerte posteriormente y en pocos ejemplares, por ser el inicio del remonte de los salmones. Este aspecto que, si bien puede influir a la hora de comparar e inferir conclusiones a nivel interanual, es válido para comparar el comportamiento de los datos entre diferentes ríos, ya que los posibles efectos que puedan producirse por los cambios se anulan.

También debe tenerse en cuenta que durante todos los años de la serie temporal estudiada se han realizado repoblaciones artificiales con peces foráneos, ajenos a las variables hidrológicas particulares de cada cuenca, por lo que la posible influencia de este factor sobre el reclutamiento debe considerarse de forma prudente.

- **Ciclo natural en la abundancia de adultos**

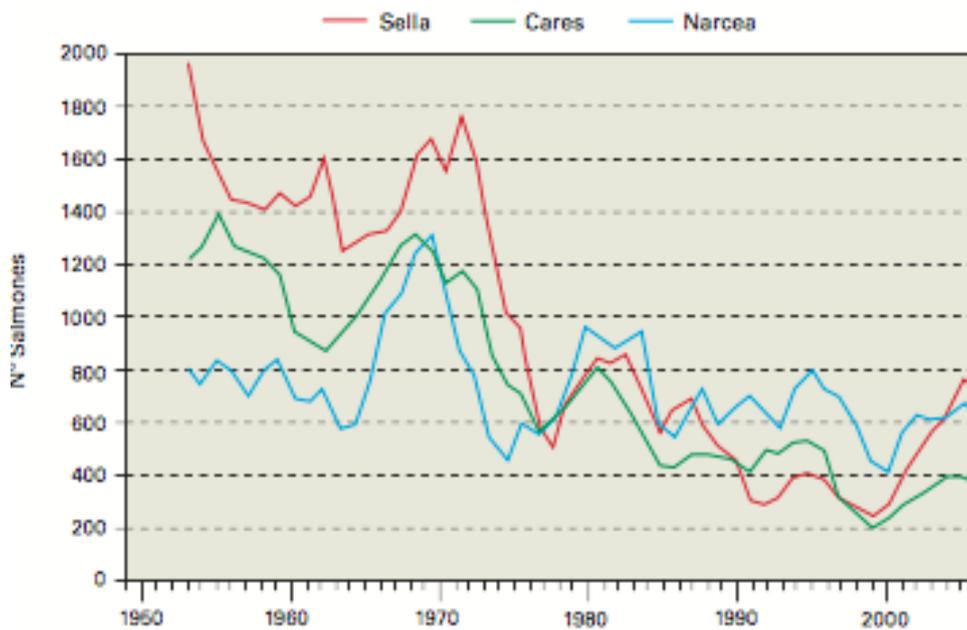
Numerosos científicos han estudiado al menos 275 cuencas hidrográficas con poblaciones de salmón atlántico, proporcionando datos que permiten hacer una comparación del crecimiento y la variación del ciclo biológico de la especie en todo el área de distribución natural, incluso con datos de rendimientos y estadísticas pesqueras de largos períodos de tiempo (Hutchings & Jones, 1998; Mather et al., 1998; Folt et al., 1998), y han observado la naturaleza generalizada de la variabilidad en la abundancia anual de adultos en forma de ciclos (Huntsman, 1931b; Shearer, 1992; Otero et al., 2011; Pasaen et al., 2017).

Desde las capturas realizadas en Escocia entre 1790 y 1976 examinadas por George 1982, en la que describía los ciclos de los desembarques, hasta los estudios de Lajus et al. 2007 de los desembarques en Rusia durante los siglos XVII y XVIII comparados con los realizados entre el XIX y el XX, pasando por Huntsman 1931a, 1931b, que examinó seriamente el comportamiento cíclico de la abundancia del retorno de adultos en el río Miramichi. Citando a Houde 2016: *“en las poblaciones de peces monitorizadas es común observar un reclutamiento con una variación interanual de 10”*. Huntsman no estaba muy desacertado cuando concluyó que el ciclo era de 9,6 años. Recientemente, utilizando técnicas de inferencia bayesiana Pasaen et al. 2017 validaron estadísticamente un ciclo de abundancia de 10 años, cifra considerada

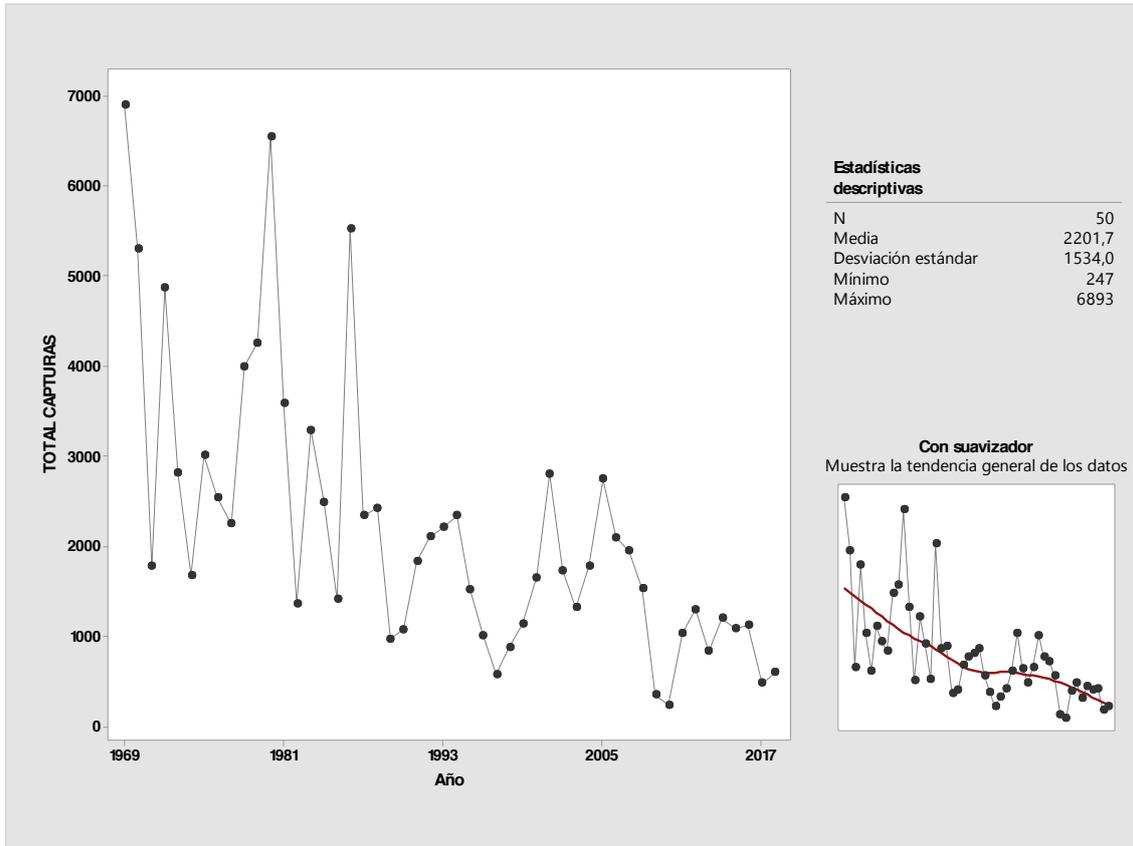
aceptada en la actualidad. En Asturias este ciclo natural fue estudiado en los 5 ríos salmoneros principales (Leaniz y Martínez, 1988; Pérez et al., 2005).

Este ciclo de abundancia es considerado natural, como queda demostrado en aquellos ríos en el que la abundancia se ha mantenido cerca de los niveles históricos y que todavía exhiben retornos cíclicos (DFO, 2019; Otero et al., 2011). Incluso se ha observado en aquellas poblaciones donde se ha repoblado de forma artificial con juveniles autóctonos procedentes de piscifactorías de repoblación (Friedland et al., 1996; Soto et al., 2018), pero a partir de 1985 las tasas de retorno dejaron de mostrar un ciclo tan evidente, al igual que sucedió en las poblaciones totalmente naturales (Jones et al., 2014; Anon, 2019; ICES, 2020).

En la Tabla 10 se muestran las capturas de salmón para los principales ríos asturianos durante el período 1969-2018, lo que supone disponer de una serie continua de 50 años de registros. Para realizar una primera descripción de estos datos se muestra en las figuras 5 y 6 un gráfico temporal que representa en el eje de ordenadas el número de capturas totales y en el de abscisas los 50 años de la serie y donde se observa de forma clara el fin de ciclo descrito por la literatura científica, a partir de 1985.



**Figura 5: Representación de las capturas de salmón en los ríos Sella, Cares y Narcea durante el período 1954-2006 (Fuente: Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica).**



**Figura 6: Capturas de salmón en los ríos de Asturias durante el período 1969- 2018.**

Separando las capturas totales de la serie temporal entre los diferentes ríos que configuran la pesquería fluvial asturiana se observa que el descenso poblacional y el cambio de ciclo natural afectó a todas las poblaciones, como cabría esperar al ser un hecho coincidente con los registros disponibles en otras cuencas y en el conjunto de la población atlántica europea.

Las posibles causas de este ciclo natural de abundancia siguen hoy en día sin estar muy claras aunque diversos estudios apuntan a las variaciones climáticas naturales. Al comparar series temporales históricas se ha comprobado que existen ciertos índices climáticos que afectan de forma generalizada a la climatología global, que pueden estar detrás de las causas del ciclo natural de abundancia del salmón atlántico. Así, se ha propuesto la Variación Climática del Atlántico Norte (Scarnecchia, 1984; Dickson & Turrell, 2000), y más recientemente se han observado cambios a gran escala en dos índices concretos:

- el Índice de Oscilación del Atlántico Norte (NAOI; Boylan y Adams, 2006; Friedland et al., 2009; Trueman et al., 2012), y
- el Índice de Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO; Condrón et al., 2005; Friedland et al., 2014).

Tabla 10: Capturas de salmón en los ríos salmoneros en Asturias durante el período 1969- 2018

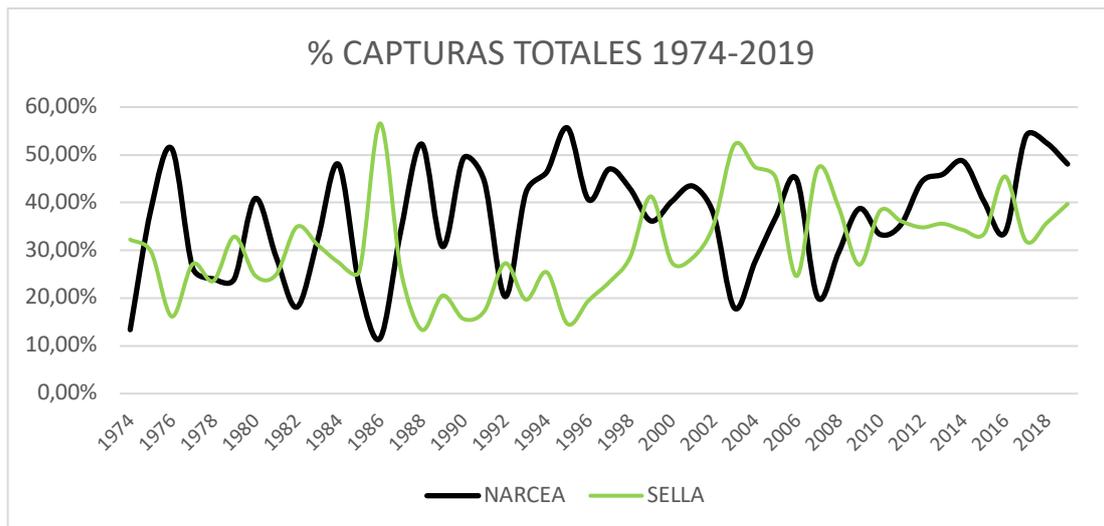
AÑO	TOTAL	Eo		Porcia		Navia		Esva		Narcea- Nalón		Sella		Cares- Deva	
		nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%
1969	6.893	409	5,93%	0	0,00%	286	4,15%	195	2,83%	1.349	19,57%	2.041	29,61%	2.613	37,91%
1970	5.304	505	9,52%	0	0,00%	137	2,58%	209	3,94%	1.195	22,53%	1.853	34,94%	1.405	26,49%
1971	1.784	233	13,06%	0	0,00%	18	1,01%	93	5,21%	279	15,64%	567	31,78%	594	33,30%
1972	4.869	174	3,57%	0	0,00%	10	0,21%	185	3,80%	626	12,86%	2.230	45,80%	1.644	33,76%
1973	2.815	166	5,90%	0	0,00%	2	0,07%	100	3,55%	424	15,06%	1.176	41,78%	947	33,64%
1974	1.680	144	8,57%	0	0,00%	0	0,00%	104	6,19%	183	10,89%	443	26,37%	806	47,98%
1975	3.011	619	20,56%	0	0,00%	0	0,00%	206	6,84%	818	27,17%	630	20,92%	738	24,51%
1976	2.548	622	24,41%	0	0,00%	2	0,08%	260	10,20%	916	35,95%	306	12,01%	442	17,35%
1977	2.255	316	14,01%	0	0,00%	6	0,27%	194	8,60%	455	20,18%	486	21,55%	798	35,39%
1978	3.999	753	18,83%	0	0,00%	22	0,55%	553	13,83%	687	17,18%	676	16,90%	1.308	32,71%
1979	4.263	514	12,06%	0	0,00%	6	0,14%	503	11,80%	793	18,60%	1.211	28,41%	1.236	28,99%
1980	6.542	1.222	18,68%	0	0,00%	18	0,28%	741	11,33%	1.975	30,19%	1.196	18,28%	1.390	21,25%
1981	3.596	835	23,22%	0	0,00%	10	0,28%	541	15,04%	756	21,02%	678	18,85%	776	21,58%
1982	1.369	187	13,66%	0	0,00%	9	0,66%	291	21,26%	198	14,46%	382	27,90%	302	22,06%
1983	3.293	489	14,85%	0	0,00%	19	0,58%	336	10,20%	851	25,84%	823	24,99%	775	23,53%
1984	2.496	339	13,58%	0	0,00%	38	1,52%	161	6,45%	956	38,30%	551	22,08%	451	18,07%
1985	1.416	286	20,20%	0	0,00%	10	0,71%	166	11,72%	201	14,19%	384	27,12%	369	26,06%
1986	5.521	667	12,08%	0	0,00%	0	0,00%	805	14,58%	534	9,67%	2.737	49,57%	778	14,09%
1987	2.344	65	2,77%	0	0,00%	0	0,00%	423	18,05%	781	33,32%	585	24,96%	490	20,90%
1988	2.430	121	4,98%	0	0,00%	49	2,02%	174	7,16%	1.181	48,60%	302	12,43%	603	24,81%
1989	975	24	2,46%	0	0,00%	35	3,59%	141	14,46%	282	28,92%	188	19,28%	305	31,28%
1990	1.080	10	0,93%	0	0,00%	9	0,83%	145	13,43%	523	48,43%	166	15,37%	227	21,02%
1991	1.832	94	5,13%	3	0,16%	13	0,71%	204	11,14%	766	41,81%	297	16,21%	455	24,84%
1992	2.108	30	1,42%	6	0,28%	9	0,43%	169	8,02%	430	20,40%	543	25,76%	921	43,69%
1993	2.214	27	1,22%	21	0,95%	15	0,68%	331	14,95%	423	19,11%	907	40,97%	490	22,13%
1994	2.345	11	0,47%	5	0,21%	8	0,34%	201	8,57%	581	24,78%	1.036	44,18%	503	21,45%
1995	1.528	20	1,31%	3	0,20%	3	0,20%	175	11,45%	219	14,33%	836	54,71%	272	17,80%
1996	1.017	25	2,46%	10	0,98%	2	0,20%	141	13,86%	191	18,78%	398	39,13%	250	24,58%
1997	586	8	1,37%	6	1,02%	0	0,00%	55	9,39%	130	22,18%	270	46,08%	117	19,97%
1998	884	12	1,36%	5	0,57%	0	0,00%	66	7,47%	259	29,30%	365	41,29%	177	20,02%
1999	1.142	54	4,73%	1	0,09%	0	0,00%	63	5,52%	447	39,14%	394	34,50%	183	16,02%
2000	1.660	43	2,59%	18	1,08%	1	0,06%	102	6,14%	643	38,73%	440	26,51%	413	24,88%
2001	2.806	135	4,81%	0	0,00%	10	0,36%	198	7,06%	1.159	41,30%	753	26,84%	551	19,64%
2002	1.736	129	7,43%	0	0,00%	5	0,29%	115	6,62%	604	34,79%	563	32,43%	320	18,43%
2003	1.326	62	4,68%	0	0,00%	1	0,08%	31	2,34%	273	20,59%	628	47,36%	331	24,96%
2004	1.784	100	5,61%	4	0,22%	1	0,06%	51	2,86%	459	25,73%	803	45,01%	366	20,52%
2005	2.748	236	8,59%	10	0,36%	7	0,25%	75	2,73%	910	33,11%	1.100	40,03%	410	14,92%
2006	2.104	234	11,12%	13	0,62%	11	0,52%	172	8,17%	826	39,26%	455	21,63%	393	18,68%
2007	1.950	194	9,95%	13	0,67%	16	0,82%	115	5,90%	657	33,69%	610	31,28%	345	17,69%
2008	1.533	96	6,26%	0	0,00%	5	0,33%	68	4,44%	467	30,46%	528	34,44%	369	24,07%
2009	356	27	7,58%	4	1,12%	1	0,28%	12	3,37%	122	34,27%	85	23,88%	105	29,49%
2010	247	24	9,72%	0	0,00%	0	0,00%	4	1,62%	74	29,96%	86	34,82%	59	23,89%
2011	1.045	101	9,67%	0	0,00%	0	0,00%	62	5,93%	336	32,15%	340	32,54%	206	19,71%
2012	1.301	99	7,61%	0	0,00%	5	0,38%	48	3,69%	532	40,89%	416	31,98%	201	15,45%
2013	837	137	16,37%	0	0,00%	0	0,00%	29	3,46%	323	38,59%	248	29,63%	100	11,95%
2014	1.208	56	4,64%	0	0,00%	0	0,00%	40	3,31%	563	46,61%	392	32,45%	157	13,00%
2015	1.094	88	8,04%	0	0,00%	0	0,00%	32	2,93%	404	36,93%	337	30,80%	233	21,30%
2016	1.125	68	6,04%	0	0,00%	0	0,00%	17	1,51%	360	32,00%	477	42,40%	203	18,04%
2017	484	36	7,44%	0	0,00%	0	0,00%	10	2,07%	240	49,59%	144	29,75%	54	11,16%
2018	601	31	5,16%	0	0,00%	0	0,00%	10	1,66%	300	49,92%	203	33,78%	57	9,48%
<b>Suma</b>		10.877		122		799		9.122		28.661		33.265		27.238	
<b>Media</b>		217,54		2,44		15,98		182,44		573,22		665,30		544,76	
<b>Mediana</b>		111,00		0,00		5,00		143,00		495,00		507,00		401,50	
<b>Moda</b>		24,00		0,00		0,00		141,00		ND		ND		369,00	
<b>Desv. Est.</b>		259,37		4,90		44,28		180,15		368,45		548,61		484,35	
<b>Curtosis</b>		3,87		5,20		30,02		3,52		3,07		4,68		5,98	
<b>C. Asimetría</b>		1,91		2,34		5,25		1,86		1,41		2,08		2,12	
<b>Rango</b>		1.214		21		286		801		1.901		2.652		2.559	
<b>Mínimo</b>		8		0		0		4		74		85		54	
<b>Máximo</b>		1.222		21		286		805		1.975		2.737		2.613	
<b>Serie</b>		50		50		50		50		50		50		50	
<b>N.conf. (95%)</b>		73,71		1,39		12,58		51,20		104,71		155,91		137,65	

Estas hipótesis se apoyan en que los efectos en las poblaciones de salmones se evidencian a escala mundial; en 1979 Birman demostró que la periodicidad y abundancia de los retornos adultos anuales de salmón atlántico eran similares a los retornos cíclicos del salmón *Oncorhynchus keta* y propuso que los efectos climáticos sobre las poblaciones de salmónidos eran comunes tanto en el Atlántico Norte como en el Pacífico Norte.

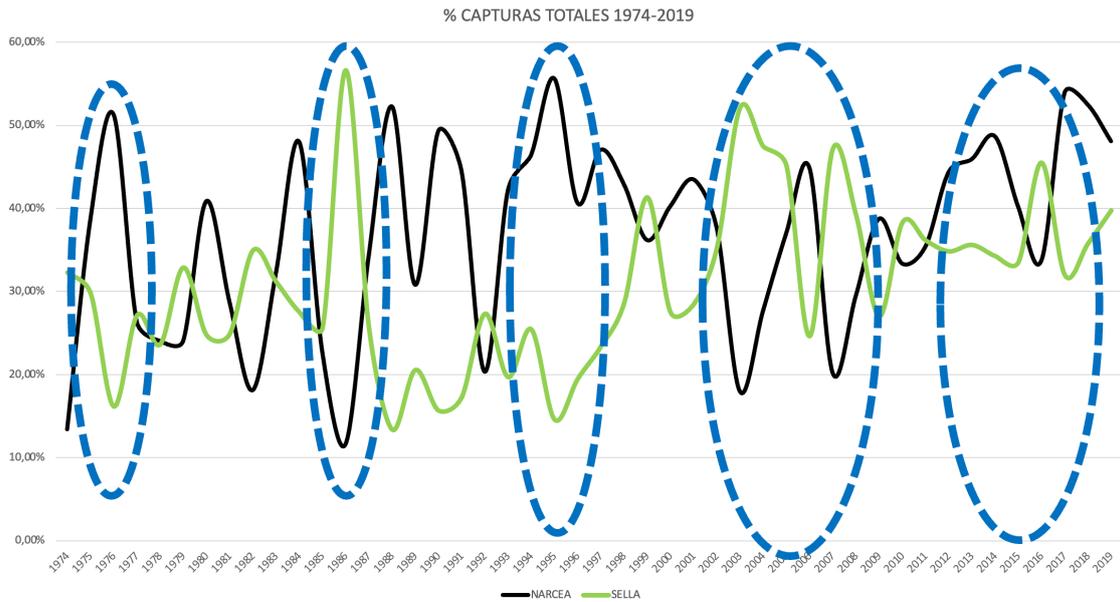
Abundando en las variables climáticas, análisis recientes sugieren que el ciclo anual de retorno se correlaciona estadísticamente con la Temperatura de la Superficie del Mar (SST) (Pasean et al., 2017), llegándose a demostrar que la variación de la temperatura de la superficie del mar se correlaciona mejor con la tasa de crecimiento marino en las poblaciones de salmón atlántico que los ciclos NAOI y AMOI (Jensen et al., 2011), e incluso en la supervivencia de los post- esguines en el mar (Olmos et al., 2020).

Es factible asumir, como se comprueba en las gráficas del histórico de capturas de los ríos Nalón- Narcea y Sella (Figura 9) y la bibliografía referida anteriormente, que **la abundancia poblacional en la cuenca salmonera del Nalón- Narcea debería seguir un ciclo aproximado de 10 años**. Esta característica cíclica, propia de poblaciones no amenazadas, debería exhibirse hasta hoy, pero al igual que en la mayoría de los ríos del área de distribución natural, este ciclo se ha vuelto inestable debido a efectos combinados de varias fuentes de mortalidad, y la generalidad apunta con mayor probabilidad a causas marinas que a causas fluviales, donde los comportamientos poblacionales tenderían a ser más locales y diferenciados.

Al representar el porcentaje de capturas por río en la serie temporal correspondiente al período 1974- 2019 se puede observar claramente este ciclo. Si comparamos estos porcentajes entre dos cuencas diferentes, como el Sella y el Narcea (Figura 7) se diferencian los años 1976, 1986, 1996, 2006 y 2016 donde se producen extremos que indican un comportamiento diferencial de las abundancias (Figura 8).

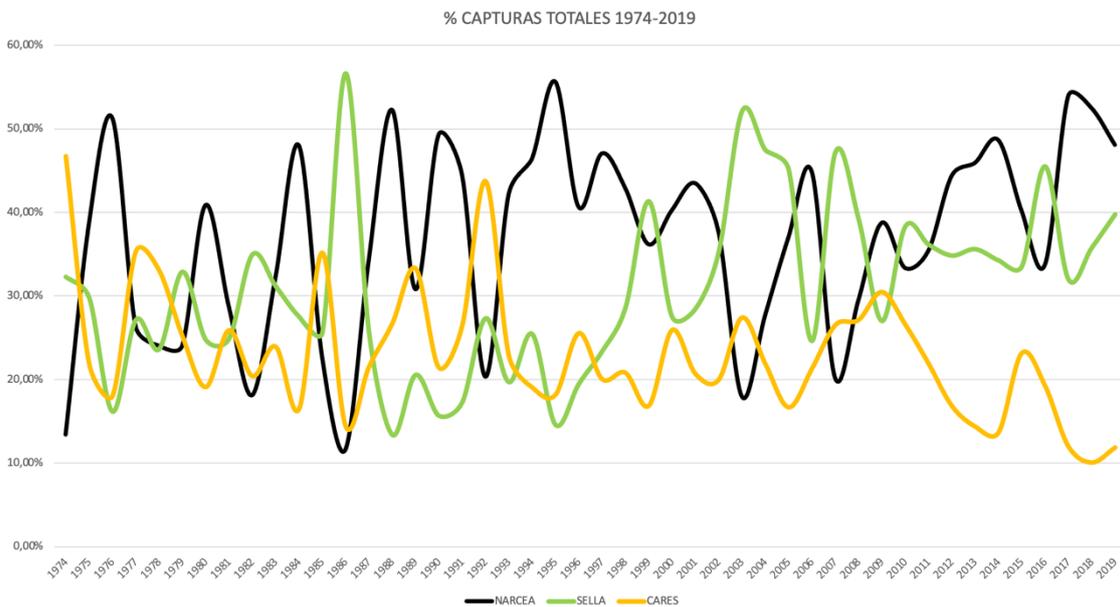


**Figura 7: Representación de los porcentajes de las capturas de salmón en los ríos Sella y Narcea durante el período 1974-2019**



**Figura 8: Representación de los porcentajes de las capturas de salmón en los ríos Sella y Narcea durante el período 1974-2019 en la que se muestra el comportamiento diferencia respecto a la abundancia de las capturas**

Si añadimos otro río más a la gráfica, el Cares, próximo al Sella en el extremo oriental asturiano se observa como su abundancia muestra un comportamiento similar al Sella, siguiendo la pauta diferencial respecto al Narcea (Figura 9)



**Figura 9: Representación de los porcentajes de las capturas de salmón en los ríos Sella, Cares y Narcea durante el período 1974-2019 en la que se muestra el comportamiento diferencia respecto a la abundancia de las capturas**

Este comportamiento diferencial entre las poblaciones dentro de una misma frontera administrativa abunda aún más en la necesidad de disponer de una gestión individual por

cuenca ya que, aún en condiciones generales de abundancia o escasez de las poblaciones pueden existir variables internas en cada cuenca que necesiten correcciones específicas.

- **Temporalidad en el declive poblacional**

Además de existir un ciclo natural que consideramos establecido en 10 años, hay una temporalidad en el declive. Muchos autores refieren la época “*pasada*” con una frontera que se sitúa en el año 1985, donde estas variaciones en la abundancia se podían explicar por causas naturales y/o antropogénicas y eran obvias para la comunidad científica. **A partir de 1985 se observa una disminución cíclica de la abundancia a nivel global en toda el área de distribución natural de la especie y una disminución generalizada en el número de ejemplares** (Hutchinson et al., 2002; Brennan y Rodwell, 2008; Friedland et al., 2014; Anon 2019b; Olmos et al., 2019; Lehnert et al., 2019), incluso muchas de las poblaciones han quedado prácticamente extinguidas (Parrish et al., 1998; Amiro, 2003; Legault, 2005; Bowlby y Gibson, 2012; Chaput, 2012; Forseth et al., 2017).

En Asturias, la tendencia en el total de capturas presenta diferentes amplitudes que, si bien en la primera mitad del período son más pronunciadas, muestra una tendencia global decreciente (Figura 10), sin que puedan observarse cambios graduales, cíclicos o estacionales que puedan describirla. **Los ajustes realizados presentan en todos los casos un coeficiente de determinación muy bajo lo que indica que el porcentaje de variación de respuesta a la relación entre capturas y años no es predictiva.**

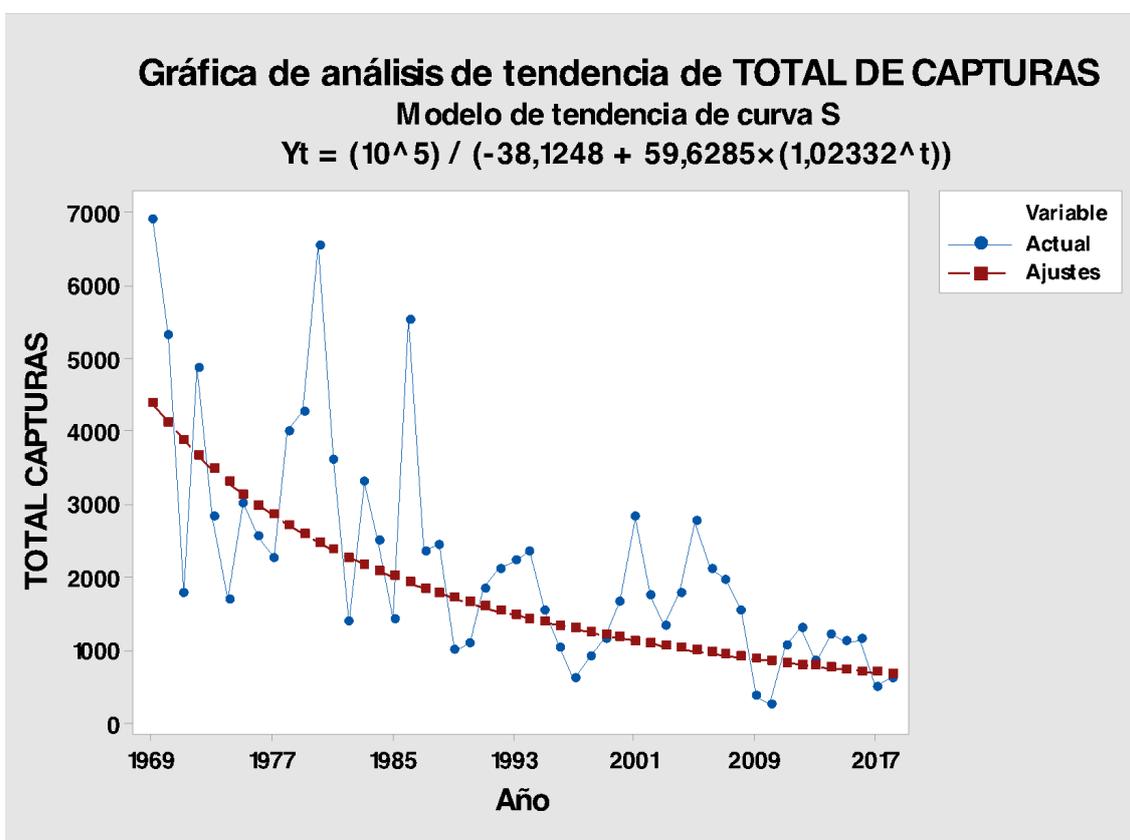


Figura 10: Tendencia de las capturas en los ríos de Asturias durante el período 1969- 2018.

De todos los ríos salmoneros del Principado de Asturias se han eliminado de este análisis el Porcia y el Navia, por tener unas poblaciones prácticamente extintas y un número de capturas muy bajo y en la mayoría de los años con valor nulo.

En el resto de los ríos la tendencia de las capturas durante el mismo período sigue una tendencia decreciente (Figura 11); en todas las series estudiadas, a excepción del Nalón-Narcea, existe un cambio de tendencia brusco en la primera mitad del período, hasta el año 1985 que se estabiliza en la segunda mitad siguiendo un decrecimiento sostenido hasta 2018. Esta característica, común a todos los ríos, hace pensar en que los factores que afectan al declive poblacional de salmones son externos a la cuenca de cada río.

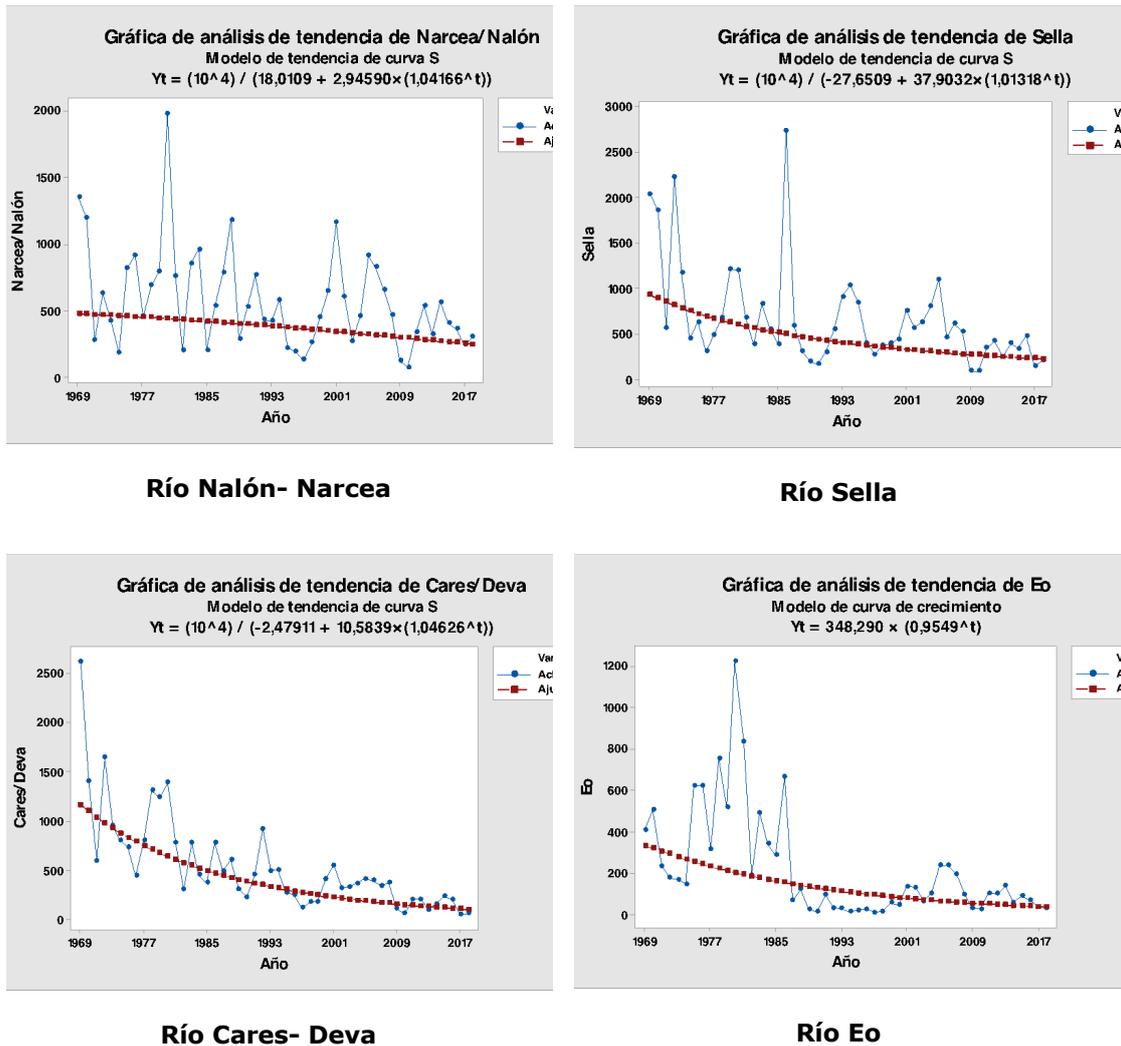


Figura 11: Gráficas de captura y su tendencia en los ríos Nalón- Narcea, Sella, Cares- Deva y Eo durante el período 1969- 2018.

Como se puede comprobar en las gráficas anteriores, el comportamiento en las capturas (y por tanto en la población de migradores) en el Nalón- Narcea se representa mediante una curva más suave que en el resto de los ríos.

Se han identificado numerosos impactos como causa de esa disminución, unas relacionadas con su fase fluvial y otras con su fase marina, pero de forma particular durante años se han señalado como las más importantes:

1. Muerte de ejemplares en las turbinas de las centrales hidroeléctricas, especialmente antes de que las tecnologías y los dispositivos de franqueos de obstáculos se implementaran de forma generalizada; la imposibilidad de acceder a zonas de desove por parte de los adultos y la reducción del hábitat para los juveniles debido a los aprovechamientos abusivos en el caudal de los ríos (Dadswell et al., 1984; Scruton et al., 2008; Ferguson et al., 2008; Lenders et al., 2016; Havn et al., 2018; Belletti et al., 2020).
2. La pesca marina no regulada que se realizaba durante 1960- 1990, especialmente en la costa oeste de Groenlandia y alrededor de las islas Faroe, y que coincide con un descenso generalizado en el retorno de adultos en todos los ríos, tanto de América del Norte como de Europa. (Paloheimo y Elson, 1964); Scarnecchia et al., 1991; Ritter, 1994; Hindar et al., 2007).
3. La acidificación de las cuencas hidrográficas, aproximadamente en el mismo período de 1960-1990. (Watt, 1987; Hesthagen & Hansen, 1991; Korman et al., 1994).
4. La contaminación industrial y el uso de insecticidas, como el DDT. (Sanders & Sprague, 1967; Aprahamian et al., 1988; Mawle y Milner, 2003; Elson, 1967; Moore y Warring, 1996; Fairchild et al., 1999)
5. La repoblación con juveniles no autóctonos, que favoreció la aparición de enfermedades (Johnson y Jensen, 1991; Bakke y Harris, 1998; Forseth et al., 2017; Ritter, 1997; Karlsson et al., 2016).
6. La falta de alimento, especialmente de las presas preferidas por los salmones durante su estancia en el mar (arenque y capelán), ha sido sugerida tanto para explicar el declive como para explicar la abundancia relativa de salmones añales (1SW), probablemente por una disminución en la fecundidad general de las poblaciones. (Bacon et al., 2009; Jonsson et al., 2016).
7. La predación favorecida por la restricción o la desaparición del control poblacional de los depredadores, especialmente por focas (Brennan y Rodwell, 2008; Butler et al., 2008; DFO, 2011), aves ((Huntsman, 1941; Elson, 1962; Montevecchi et al., 2002), peces (Hvidsten & Møkkelgjerd, 1987; Beland et al., 2001; Lacroix, 2014) y cetáceos (Beland, 1966; Strøm et al., 2019).
8. El cambio climático y el calentamiento global también ha sido propuesto ampliamente como una causa tan general como evidente (Peyronnett et al., 2008; Jonsson & Jonsson, 2009a; Trueman et al., 2012; Friedland et al., 2014; Renkawitz et al., 2015).

La disminución de la abundancia en el retorno de adultos en numerosas poblaciones de salmón en el Atlántico norte continuó sin cesar durante la década de 2000 y hasta el presente (NASCO,

2019; ICES, 2020). El colapso de los retornos de adultos fue más frecuente en los ríos de EE. UU. (Anon, 2018; Anon, 2019a) y Canadá (DFO, 2019; DFO, 2020), pero también en España (Nicola et al., 2017; Almodóvar et al., 2020), Francia (ICES, 2020), Irlanda (Jackson et al., 2011; Niven et al. 2016), Escocia (Ashley, 2019) y el Reino Unido (Gregory et al., 2019). La abundancia de retorno de adultos ha persistido a niveles históricos solo en los ríos del norte de Terranova-Labrador, Noruega y Rusia (DFO, 2014; Forseth et al., 2017; Pasaen et al., 2017) pero ahora muchas de estas poblaciones también están disminuyendo (Anon, 2019b; ICES, 2020).

Cabe mencionar que **el declive es generalizado e independiente de la explotación en la fase fluvial**. Algunos ríos, como el Upper (Canadá) o el Clyburn Brook (Nueva Escocia), forman parte de Parques Nacionales donde la pesca esta totalmente prohibida desde 1991, y han seguido la misma pauta de declive; incluso en muchos de ellos se han realizado muchos esfuerzos en la restauración de los hábitats que han supuesto un aumento de juveniles en la fase fluvial sin precedentes, pero a día de hoy la tasa de retorno de adultos no ha aumentado sustancialmente, o al menos no lo han hecho de forma estable y con los ciclos naturales de retorno bien diferenciados. **No es posible por tanto culpar a la explotación regional o a la pesca deportiva del declive, ya que independientemente de las vedas, las restricciones a la pesca y a la implementación de proyectos de mejora y restauración a gran escala en todo el Atlántico Norte, en 2020 los retornos de adultos de muchas de las poblaciones de salmón suponían alrededor de un 10% de sus niveles históricos de abundancia** (Jones et al., 2014; Anon, 2019a; ICES, 2020).

En general, la abundancia cíclica de retornos de adultos en Europa y América del Norte fue una característica de las poblaciones de salmón antes de 1985, y desde entonces ha sido reemplazada por una "*línea aplanada*" de retorno de adultos. Se ha perdido la abundancia cíclica de los retornos anuales de adultos y dichos retornos se han desplomado a niveles consistentemente bajos.

Según los stocks evaluados para 2019, de 64 ríos en Inglaterra y Gales solo el 13% alcanzó su **Límite de Conservación (CL)**, para Irlanda de 128 ríos, 28%, para Escocia, 29% y para Francia de 35 ríos solo el 3% logró su CL (ICES, 2020). Antes de 1985, ningún informe identificó una línea aplanada de retornos de adultos en las poblaciones de salmón del Atlántico, excepto en los casos en que un río fuese represado sin instalaciones para el paso de peces (escalas salmoneras) (Atkins, 1887; el Rin, Lenders et al., 2016) o muy contaminados (Shearer, 1992). Las poblaciones no afectadas por presas ni contaminación nunca mostraron períodos en el pasado en los que la pérdida de abundancia cíclica y el colapso de los retornos persistieran durante un período de 20 o 30 años (George, 1982; Shearer, 1992; Lajus et al., 2007). Antes de 1985, los retornos anuales cíclicos de adultos podían haber disminuido a niveles de abundancia anormalmente bajos durante dos o tres años, pero nunca durante 20 o 30 años. Las líneas planas naturales de abundancia de adultos en las poblaciones de peces causadas por el aumento de la mortalidad durante alguna etapa del ciclo de vida suelen estar

relacionadas con un cambio importante en el régimen ambiental, una invasión o introducción de competidores exóticos o una catástrofe aleatoria (Lande, 1993).

Se comprueba que, al igual que en el resto de los ríos del área de distribución natural del salmón atlántico, la abundancia en los retornos de adultos al río Nalón- Narcea presenta desde mediados de los años 80 una línea de tendencia aplanada, sin ciclos patentes, con causas difícilmente atribuibles a la explotación local del recurso. De los impactos identificados en la literatura especializada, es posible valorar su influencia en la serie temporal de abundancia de adultos, si bien se considera más práctico realizarlo en sucesivos puntos de este estudio, con la finalidad de que sirva como una base plausible en los objetivos de planificación previstos.

- **Capturas de salmón en el mar**

La fase marina es determinante para el retorno de los adultos a los ríos y completar el ciclo biológico. A principio de los años 60 se desarrollaron técnicas de pesca para el salmón en el mar y, debido a la gran demanda de carne, que por aquel entonces únicamente se podía adquirir mediante la captura de ejemplares silvestres<sup>2</sup>, los pescadores nórdicos comenzaron a explotar el nuevo recurso de forma masiva. En Noruega, Suecia y Dinamarca, la presión pesquera se realizó sobre la variedad boreal, por lo que no influyó sobre las poblaciones célticas españolas. No fue así con las pesquerías de Faroe y Groenlandia, ambas en pleno corazón de la zona de alimentación de los salmones asturianos.

La Tabla 11 muestra las capturas de salmón en las pesquerías profesionales de los diferentes países desde 1960 hasta 2017. Se aprecia el comienzo de la pesca en el mar que, con el desarrollo incipiente de la acuicultura fue abandonada por todos los países a excepción de Groenlandia, donde las poblaciones rurales dependen exclusivamente de la pesca.

A partir de 1975 Groenlandia es el único territorio que explota el recurso, sufriendo un descenso brusco de las capturas en el año 1983. Tan grande fue el descenso que en el año 1988 se había establecido una cuota de captura de 2520 toneladas y se consiguieron pescar únicamente 840; en el año 1992 fueron aún menos y solo se capturan 258 toneladas lo que supuso el establecimiento de una moratoria para estudiar las poblaciones y marcar una nueva cuota máxima de captura. La moratoria duró dos años con una cuota de 174 toneladas, de las que se consiguen capturar 92, de forma que se suspende de forma indefinida la pesca comercial y se establecen cuotas variables únicamente para consumo interno del país y no se permiten las exportaciones. En el año 2017, de una cuota establecida de 45 toneladas únicamente se consiguieron capturar 28.

---

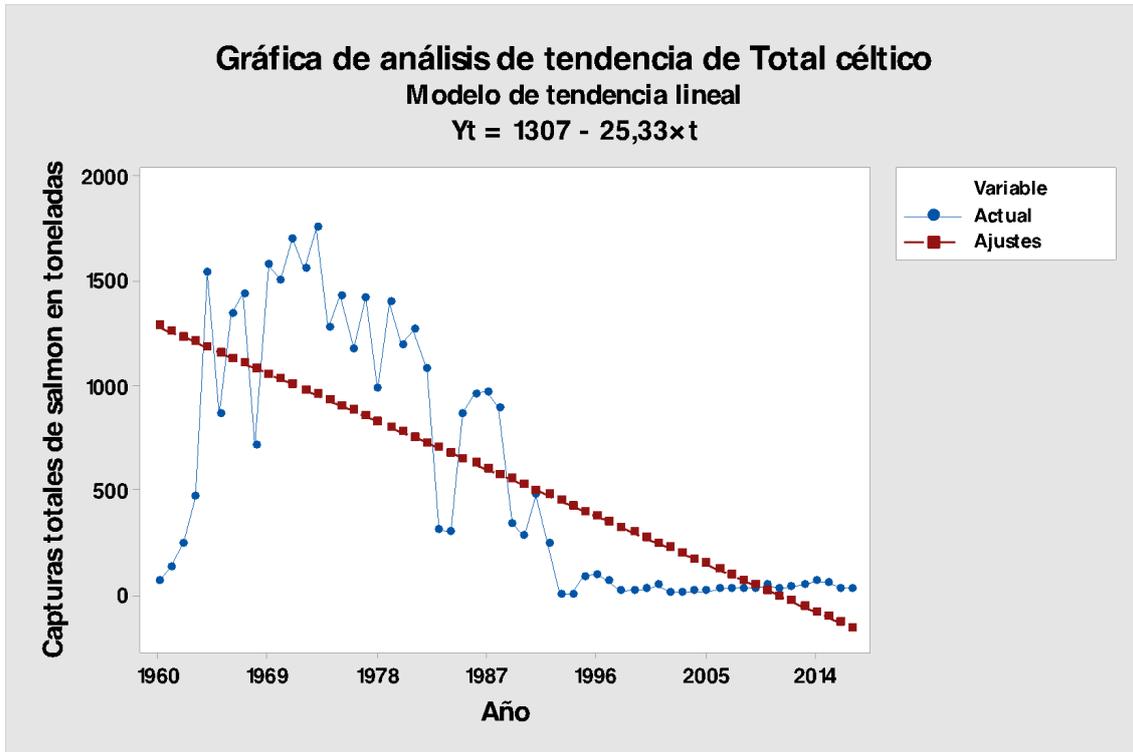
<sup>2</sup> La piscicultura del salmón atlántico a escala industrial se desarrolla en Noruega a principio de los años 80, sobre jaulas marinas distribuidas en los fiordos, y más tarde se amplió al sur de Chile. A partir de ese momento el salmón atlántico de acuicultura hizo bajar los precios respecto al salmón silvestre, se democratizó su consumo y los pescadores profesionales limitaron sus capturas

Tabla 11: Capturas de salmón en el mar en el período 1960- 2017 (Fuente: International Council for the Exploitation of the Sea- ICES, 2018). Fuente: International Council for the Exploitation of the Sea- ICES, 2018

Año	Noruega	Suecia	Dinamarca	Faroe	Groenlandia	Total	Total céltico
1960					60	60	60
1961					127	127	127
1962					244	244	244
1963					466	466	466
1964					1539	1539	1539
1965				36	825	861	861
1966	32			87	1251	1370	1338
1967	78		85	155	1283	1601	1438
1968	138	4	272	134	579	1127	713
1969	250	30	355	215	1360	2210	1575
1970	270	8	358	259	1244	2139	1503
1971	340		645	255	1449	2689	1704
1972	158		401	144	1410	2113	1554
1973	200		385	171	1585	2341	1756
1974	140		505	110	1162	1917	1272
1975	217		382	260	1171	2030	1431
1976					1175	1175	1175
1977					1420	1420	1420
1978					984	984	984
1979					1395	1395	1395
1980					1194	1194	1194
1981					1264	1264	1264
1982					1077	1077	1077
1983					310	310	310
1984					297	297	297
1985					864	864	864
1986					960	960	960
1987					966	966	966
1988					893	893	893
1989					337	337	337
1990					274	274	274
1991					472	472	472
1992					237	237	237
1993					0	0	0
1994					0	0	0
1995					83	83	83
1996					92	92	92
1997					58	58	58
1998					11	11	11
1999					19	19	19
2000					21	21	21
2001					43	43	43
2002					9	9	9
2003					9	9	9
2004					15	15	15
2005					15	15	15
2006					22	22	22
2007					25	25	25
2008					26	26	26
2009					26	26	26
2010					40	40	40
2011					28	28	28
2012					33	33	33
2013					47	47	47
2014					58	58	58
2015					57	57	57
2016					27	27	27
2017					28	28	28

La Figura 12 muestra la representación gráfica de la serie temporal del total de capturas de las poblaciones de salmón célticas, que integran las capturadas por Faroe y Groenlandia, y se

puede observar el colapso de la población a principios de los años 90, lo que concuerda con los análisis realizados anteriormente para las capturas fluviales en los ríos de Asturias.



**Figura 12: Gráficas de captura de salmón atlántico de la variedad céltico en el mar y su tendencia durante el período 1960- 2017.**

Del análisis realizado a la serie temporal de capturas de salmón adulto se observa un paulatino descenso de las capturas, con un salto muy marcado a principio de los años 90, y que coincide con el análisis de las capturas de pesca profesional en el mar. Es muy probable que la sobreexplotación de la especie durante los años 70 y 80 halla mermado los efectivos hasta un punto crítico que se sume a otros factores existentes en la fase fluvial, sobre todo por la pérdida de hábitat y la reducción de zonas de freza a consecuencia de la construcción de presas y otros obstáculos a la migración, estiajes abusivos por debajo del caudal mínimo hidrológico, intensificación de la agricultura y la ganadería, contaminación y sobrepesca fluvial. Incluso comparando las capturas entre los diferentes ríos se observa que, en general, un año escaso de capturas en uno representa un descenso en todos, y viceversa. La excepción encontrada en el río Nalón- Narcea puede deberse a dos motivos, íntimamente relacionados:

- Durante los años 90 el Nalón mejoró la calidad del agua de forma drástica tras el cierre de la minería y los vertidos residuales industriales que lo tenían condenado a una contaminación permanente durante el último siglo. Esto hizo que los salmónidos migradores recolonizaran afluentes y se aumentase el área potencialmente útil (APU).
- Desde el año finales de los años 90, la Sociedad de Pescadores Las Mestas del Narcea, viene repoblando con ejemplares autóctonos reproducidos en cautividad en su centro ictiológico de Quintana, en el río Aranguín. Al margen de controversias sobre la

efectividad de estas repoblaciones, los retornos de ejemplares se constatan cada año, si bien en mayor número se producen en el Nalón y en ejemplares añales.

En los últimos años, diversos estudios añaden a esta sinergia de factores la aceleración del cambio climático (Graciela, 2018), con cambios en la temperatura de los ríos a nivel local y en el mar a nivel global, así como cambios en las zonas de alimentación y crecimiento que se desplazan más al norte.

### **3.3.2 Demografía**

La demografía de las poblaciones de salmón en la cuenca Nalón- Narcea atiende a su ciclo biológico en un complejo ciclo migratorio escalonado en el que una misma cohorte presenta frecuencias de migración independientes, tanto en la fase fluvial como en la fase marina. Los muestreos realizados a lo largo de toda la red fluvial revelan la presencia de hasta 3 clases de edad en la fase juvenil hasta el esguinado; por otro lado, la lectura de escamas en una muestra de la población de adultos capturados durante la temporada de pesca, especialmente las obtenidas de ejemplares de grandes dimensiones (> 94cm) aportadas por pescadores en los últimos 3 años presentan una estancia de hasta 3 inviernos de mar antes de regresar al río como adultos maduros. La figura 13 representa el mapa del ciclo biológico del salmón atlántico en la cuenca del Nalón- Narcea de una única cohorte, y distribuida temporalmente respecto al mes y el año desde el comienzo del ciclo biológico hasta la realización de un desove; adicionalmente se presenta la edad de los ejemplares. Los códigos de color verde representan la etapa fluvial y los de color azul la marina. Las celdas resaltadas en amarillo representan el momento del desove después de su retorno al río como adultos.

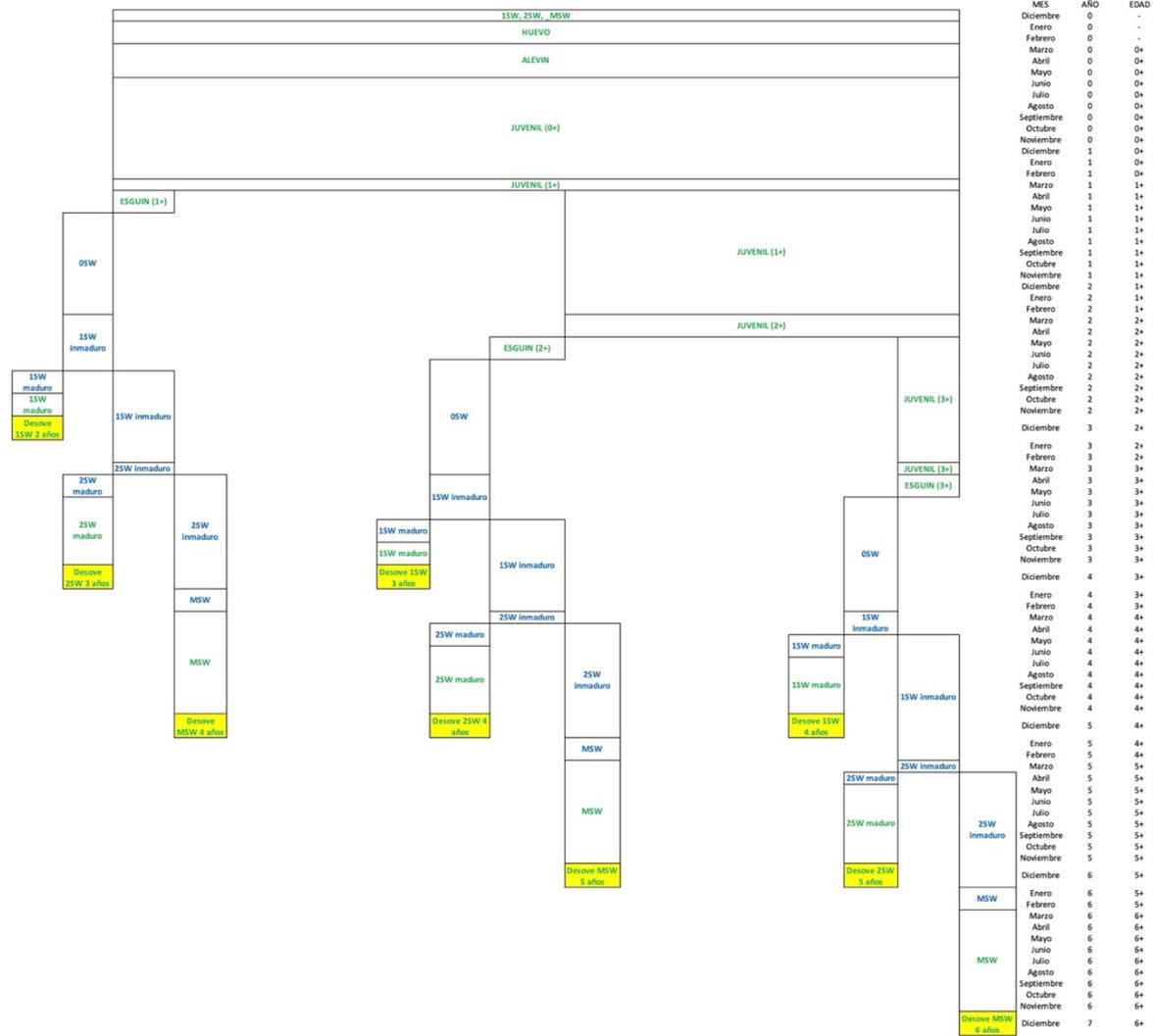


Figura 13: Mapa del ciclo biológico de una cohorte de salmón atlántico en la cuenca del Nalón- Narcea, con indicación temporal de su fase vital y su edad. <sup>3</sup>

Este patrón demográfico permite disponer de hasta 9 subclases de edad diferentes conforme se muestra en la tabla 12:

Tabla 12: Clases y subclases de edad de la demografía del salmón atlántico en la cuenca Nalón- Narcea

CLASE	SUBCLASE	AÑOS DE RIO	AÑOS DE MAR	EDAD
1SW	1SW <sub>1</sub>	1	1	2
	1SW <sub>2</sub>	2	1	3
	1SW <sub>3</sub>	3	1	4
2SW	2SW <sub>1</sub>	1	2	3
	2SW <sub>2</sub>	2	2	4
	2SW <sub>3</sub>	3	2	5
MSW	MSW <sub>1</sub>	1	3	4
	MSW <sub>2</sub>	2	3	5
	MSW <sub>3</sub>	3	3	6

<sup>3</sup> Esta figura se presenta en un tamaño adecuado y de cómoda lectura como anejo al final del documento, ya que ha tenido que reducirse para incluir su explicación en la memoria, adaptado al formato de la misma.

- **SW se designa a los inviernos transcurridos en el mar (por las siglas en inglés Sea Winter).**
- **MSW se designa a los ejemplares que han pasado 3 ó más inviernos en el mar (por las siglas en inglés Multi Sea Winter)**

Es decir, podremos encontrar en el río en un mismo año:

- Adultos  $2SW_1 + 1SW_2$
- Adultos  $MSW_1 + 2SW_2 + 1SW_3$
- Adultos  $MSW_2 + 2SW_3$

E incluso podrían reproducirse entre ellos si el número de cohortes no es elevado.

La proporción de juveniles de la misma cohorte que emigra en cada año, de los tres que componen el ciclo, es variable y debería ser objeto de un estudio científico que considerase un muestreo representativo de ejemplares, marcaje seguimiento y trazabilidad, siendo deseable que estuviese apoyado por análisis genéticos de paternidad.

Como se puede observar el ciclo biológico es complejo analizando una única cohorte, y lo es mucho más con la superposición de cohortes en cada uno de los cuatro hábitats que utiliza:

- a) nacimiento y crecimiento hasta el esguinado en agua dulce,
- b) hábitat marino pelágico, estuarino y cercano a la costa como esguín y post-esguín
- c) hábitat epipelágico en alta mar como post-esguín y adultos inmaduros (en la zona denominada North Atlantic Sub-polar Gyre- NASpG), (excepto poblaciones del Mar Báltico; Karlsson y Karlsson, 1994), y
- d) agua dulce como adultos maduros para el desove (Cunjak & Therrien, 1998; Hutchings & Jones, 1998; Dadswell et al., 2010).

Cada una de estas etapas en su ciclo biológico tiene sus propias causas y tasas de mortalidad, si bien se ha demostrado que hay **tres períodos de mayor mortalidad**:

- uno en el primer año de vida durante la transición de alevines a juveniles territoriales, en agua dulce (Elson, 1975b; Cunjak y Therrien, 1998; Nislow et al., 2004),
- el segundo, en el período de esguín a post-esguín durante la migración fluvial hacia el mar, en el estuario y en la costa (Baum, 1997; Lacroix, 2008; Lacroix, 2013; Chaput et al., 2018; Olmos et al., 2020)
- el tercero acontece en la pesca comercial marina y la pesca recreativa durante la migración de retorno como adultos para desovar al río donde nacieron (Crozier & Kennedy, 1993; Jensen et al., 1999; Jonsson y Jonsson, 2004).

La etapa de agua dulce en el crecimiento juvenil (a) ha sido probablemente la parte más estudiada de su ciclo biológico (Gibson y Myers, 1986; Shearer, 1992) pero se ha demostrado que es el período menos probable para responder a la disminución de las poblaciones adultas

durante los últimos 35 años (Crozier et al., 2003; Chaput, 2012). La investigación ha sugerido que el cambio climático ha provocado una disminución en la supervivencia de los juveniles en algunas poblaciones (Clews et al., 2010), un esguinado prematuro (Russell et al., 2012) y una reducción en la longitud de los esguines (Gregory et al., 2019), sin embargo, se demostró que era poco probable que estos cambios explicaran un posible descenso más de 10% o 20% en las tasas de retorno de los adultos. De hecho, entre muchas poblaciones que han disminuido drásticamente su abundancia o incluso han colapsado (por ejemplo el río Esva, entre otros), las densidades de juveniles y la abundancia anual de esguines se ha mantenido en niveles históricos o por encima de ellos (Jones et al., 2014; DFO, 2019; DFO, 2020; ICES, 2020 ).

Dado que no se han encontrado variables que puedan explicar una pérdida de calidad del hábitat fluvial o que afecten de forma especial a la supervivencia de los juveniles, y que podrían explicar la disminución y el colapso de las poblaciones de salmón, la investigación reciente se ha centrado en estudiar las etapas estuarinas y marinas costeras en la supervivencia de esguines y post- esguines. La mayoría de los estudios han demostrado que, aunque las tasas de supervivencia pueden variar del 8 al 85% durante la migración estuarina y cercana a la costa (Hridsten y Møkkelgierd 1987; Beland et al., 2001; Lacroix, 2008; Dempson et al., 2011; Halfyard, 2014; Stich et al., 2001; Lacroix, 2008; Dempson et al., 2011; Halfyard, 2014; Stich et al., 2001; al., 2015; Daniels et al., 2019) cuando los post-esguines se adentran a mar abierto las tasas de mortalidad disminuyen a 0,0-4,0% (Lacroix, 2013; Lothian et al., 2017; Chaput et al., 2018).

**Solo se demostró que las poblaciones cuyas cuencas hidrográficas se encuentran a una distancia extrema del NASpG (como es el caso de la cuenca Nalón- Narcea y todos los ríos peninsulares) tienen niveles de mortalidad de esguines elevadas y que, por sí solo, pueden haber causado un colapso de la población** (Lacroix, 2008; Thorstad et al., 2012). Además, Olmos et al. 2020, han descubierto que aunque había una fuerte sincronía en las tasas de supervivencia post-esguín entre las poblaciones del atlántico norte, esta característica solo explicaba un 40% de la variación en la supervivencia del retorno de los adultos, lo que probablemente no sea suficiente para explicar el colapso de la población.

La mortalidad por predación en la fase marina de post- esguín y de adultos inmaduros se manifiesta por la combinación en la abundancia de depredadores, aunque estas abundancias también están sujetas a variaciones continuas; de esta forma, aunque algunas poblaciones depredadoras como las focas y las aves han experimentado aumentos de población debido a medidas de protección (Baum, 1997; Montevicchi et al., 2002; Butler et al., 2008; Gaston et al., 2009; Stenson et al., 2020), otras especies como el marrajo sardinero *Lamna nasus* y el atún rojo *Thunnus thynnus* han disminuido en abundancia (Mather et al., 1995; Joyce et al., 2002; Horton et al., 2020; Skomal et al., 2021), resultando un impacto neto de la depredación en post-esguín y adultos inmaduros de salmón prácticamente inalterada. En cualquier caso, los efectos compensatorios de la alta mortalidad natural durante la migración post- esguín deberían equilibrarse durante la vida útil de una cohorte de salmón (Ricker, 1975; Gibson et al., 2015), debido a la variabilidad estacional en las migraciones de ida y vuelta al río, lo que

da como resultado un efecto neto de predación que no debería alterar las cifras de abundancia del pasado. De hecho, desde principio de los 90 nunca existió una mayor limitación a la pesca, tanto marina como fluvial, en todas las poblaciones, y la abundancia sigue en niveles demasiado bajos como para que se expliquen exclusivamente por sobrepesca regulada.

Antes de 1950, la explotación por parte del hombre de las poblaciones de salmón atlántico probablemente causaba la mayor mortalidad de adultos (Mills, 1989; Shearer, 1992). La mayoría de las pesquerías se limitaban a las regiones costeras, estuarios y ríos, y el aprovechamiento estaba regulado por limitaciones de captura o por el rápido movimiento natural de los peces más allá de la pesquería (Potter y Dunkley, 1993). Aunque las pesquerías capturaron a menudo entre el 50 y el 90% de los adultos que regresaban al río, la abundancia de los adultos se mantuvo sostenible debido al alto reclutamiento de las cohortes anuales de agua dulce (Huntsman, 1931b; Elson, 1975a; Crozier y Kennedy, 1993). Después de 1950, la explotación en mar abierto por las pesquerías de deriva, que podían rastrear y seguir el movimiento de salmónidos migratorios con una explotación continua (Taguchi, 1957; Christensen & Lear, 1980; Dadswell et al., 2010), dio como resultado una rápida disminución de muchas poblaciones y condujo a esfuerzos internacionales para regular y finalmente cerrar la mayoría de estas pesquerías (Palohiemi y Elson, 1974a; Shearer, 1992; Potter et al., 2004; McKinnel y Trudel, 2014). En 1982 se impusieron cuotas más estrictas en el oeste de Groenlandia y más tarde se redujeron a niveles muy bajos de captura (Jensen, 1988; Anon, 2018). La pesca en alta mar fue prohibida fuera del límite de 20 km de las naciones signatarias y en la zona internacional del Mar de Noruega por la Organización para la Conservación del Salmón Atlántico- NASCO (Windsor & Hutchinson, 1988). Finalmente, las licencias de pesca de las Islas Feroe se compraron en 1991 (Vigfússon & Ingólfsson, 1993). La regulación y el cierre de las pesquerías canadienses, de Groenlandia occidental y de alta mar deberían haber significado dejar de pescar comercialmente aproximadamente 1,5 millones de adultos de salmón al año. Se observó cierto resurgimiento de los retornos de adultos en Canadá (Palohiemi y Elson, 1974a) y en Europa (Windsor y Hutchinson, 1994), pero después de 1985 los retornos de adultos a los ríos volvieron a sufrir una fuerte disminución, particularmente en los Estados Unidos, el sur de Canadá y en los ríos del sur de Europa (Friedland et al., 1996; Friedland et al., 2000; Perez et al., 2005; Nicola et al., 2017). Después de 1990 se hizo evidente que las estimaciones de la abundancia de salmón antes de la pesca en el Atlántico norte, que habían sido relativamente precisas antes de 1985, empezaron a diferir ampliamente con respecto a la abundancia observada en el retorno de adultos. Para el año 2000, la diferencia entre la abundancia antes de la pesquería (PFA) y los rendimientos de adultos observados excedía el 90% para las poblaciones de América del Norte y el 50% para las europeas (Kocik & Brown, 2002; Potter et al., 2004; Friedland et al., 2009; Mills et al., 2009; Mills et al., 2009). En el caso de los cierres de pesquerías comerciales nacionales en Canadá después de 1984, en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) noruega después de 1989 y en Terranova después de 1991, hubo cierta recuperación de las pesquerías fluviales y los retornos anuales de adultos (DFO, 1999; Jensen et al., 1999; Niemela et al., 1999). al., 2004; Dempson et al., 2004; Otero et al., 2011). En muchos casos, sin embargo, el resurgimiento fue de corta

duración y en 2010 los retornos de adultos volvieron a disminuir o colapsar (DFO, 2013; DFO, 2019; CIEM, 2015; Niven y col., 2016; Nicola y col., 2017; Ashley, 2019). En el río Tana, en la frontera norte entre Noruega y Finlandia, el resurgimiento del cierre de la pesquería de la ZEE noruega fue seguido por una disminución en los retornos de adultos que tuvo que ser abordado por nuevas restricciones de captura en el río durante 2017 (Erkinaro et al., 2018 ; Anon, 2019b).

Asimismo, los años 2009 y 2010 han marcado un mínimo en la abundancia de los últimos años, incluso en aquellas poblaciones donde ya se había apreciado un descenso acelerado en años anteriores.

Diversos investigadores aluden a estos y otros aspectos como sospechosos a la hora de concluir que está pasando en la abundancia de los salmones a nivel global, y quizás la coincidencia de que en 1984, justo en el momento en el que se restringen las pesquerías legales en alta mar en todo el atlántico norte, se observe un brusco descenso a partir de 1985, sugiriendo la existencia de pesca ilegal no declarada y cada vez más sofisticada y profesionalizada por parte de diversos países (en algunos casos pertenecientes a NASCO pero operando bajo banderas de conveniencia. Mills, 1993). Cabe destacar que es a partir de 1985 cuando se dejaron de hacer las pertinentes vigilancias pesqueras para el control de los cupos de captura, y sin vigilancia las capturas se pueden realizar sin restricciones (Shearer, 1992; Mills, 1993; Vigfússon e Ingólfsson, 1993; Hinder et al., 2007).

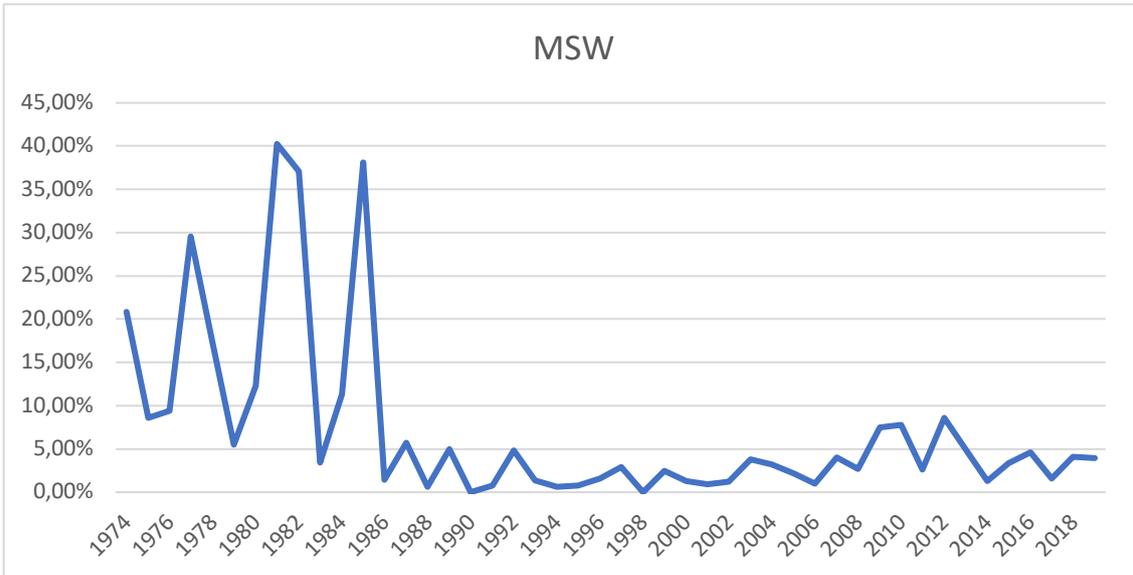
a. Crecimiento: Capturas de salmón en el Nalón- Narcea

Se ha descrito la diversidad poblacional del salmón en cuanto a los períodos de migración; por un lado, los alevines pueden iniciar el descenso hacia el mar con 1+, 2+ e incluso 3+, y a su vez, el retorno al río lo pueden realizar después de permanecer en el área de engorde 1, 2 o 3 años. Por esto, es importante analizar el comportamiento de la migración sobre los datos de capturas de adultos, que se muestran en la tabla 13:

Tabla 13: Capturas de salmón en el río Nalón- Narcea en el período 1974- 2019

AÑO	NUMERO							PESO (kg)						
	1SW	2SW	MSW	Total	1SW	2SW	MSW	PM 1SW	PM 2SW	PM MSW	PM Total	1SW	2SW	MSW
1974	39	122	22	183	21,31%	66,67%	12,02%	2,63	5,40	9,16	5,25	10,83%	68,35%	20,82%
1975	88	686	44	818	10,76%	83,86%	5,38%	2,77	5,63	8,81	5,49	5,43%	85,94%	8,63%
1976	26	839	50	915	2,84%	91,69%	5,46%	3,39	5,48	9,71	5,65	1,71%	88,90%	9,39%
1977	28	333	94	455	6,15%	73,19%	20,66%	3,17	5,73	8,91	6,23	3,13%	67,32%	29,54%
1978	126	492	70	688	18,31%	71,51%	10,17%	2,87	5,54	9,19	5,42	9,68%	73,08%	17,24%
1979	67	701	25	793	8,45%	88,40%	3,15%	3,16	5,30	8,91	5,23	5,24%	89,25%	5,51%
1980	89	1742	143	1974	4,51%	88,25%	7,24%	3,45	5,13	9,07	5,34	2,91%	84,79%	12,30%
1981	16	512	228	756	2,12%	67,72%	30,16%	3,17	5,79	8,91	6,67	1,00%	58,74%	40,26%
1982	15	130	53	198	7,58%	65,66%	26,77%	3,28	5,69	8,78	6,33	3,93%	58,97%	37,10%
1983	75	759	17	851	8,81%	89,19%	2,00%	3,14	5,09	8,50	4,99	5,55%	91,05%	3,40%
1984	46	852	62	960	4,79%	88,75%	6,46%	3,40	5,37	8,88	5,52	3,08%	85,57%	11,35%
1985	26	123	52	201	12,94%	61,19%	25,87%	3,18	5,60	9,13	6,20	6,64%	55,25%	38,11%
1986	177	356	4	537	32,96%	66,29%	0,74%	2,76	5,47	8,69	4,57	20,52%	78,02%	1,47%
1987	297	463	21	781	38,03%	59,28%	2,69%	2,47	5,42	9,42	4,40	21,31%	72,94%	5,75%
1988	233	944	4	1181	19,73%	79,93%	0,34%	2,80	5,33	8,55	4,84	11,40%	88,00%	0,60%
1989	161	107	14	282	57,09%	37,94%	4,96%	2,51	5,30	8,98	3,89	57,09%	37,94%	4,96%
1990	338	185	0	523	64,63%	35,37%	0,00%	2,55	5,06	0,00	3,44	47,96%	52,04%	0,00%
1991	107	656	3	766	13,97%	85,64%	0,39%	2,88	5,22	9,89	4,91	8,19%	91,02%	0,79%
1992	110	276	10	396	27,78%	69,70%	2,53%	2,59	5,44	9,00	4,74	15,18%	80,02%	4,80%
1993	809	95	4	908	89,10%	10,46%	0,44%	2,63	5,26	9,00	2,93	79,90%	18,75%	1,35%
1994	601	413	3	1017	59,10%	40,61%	0,29%	2,70	5,49	8,58	3,85	41,45%	57,90%	0,66%
1995	107	725	4	836	12,80%	86,72%	0,48%	2,81	5,56	8,30	5,22	6,89%	92,35%	0,76%
1996	161	237	3	401	40,15%	59,10%	0,75%	2,60	5,27	9,15	4,23	24,71%	73,67%	1,62%
1997	87	179	4	270	32,22%	66,30%	1,48%	2,57	5,38	8,97	4,52	18,27%	78,79%	2,94%
1998	130	235	0	365	35,62%	64,38%	0,00%	2,59	5,27	0,00	4,32	21,34%	78,66%	0,00%
1999	55	332	6	393	13,99%	84,48%	1,53%	2,58	5,79	8,58	5,38	6,70%	90,86%	2,44%
2000	455	185	3	643	70,76%	28,77%	0,47%	2,64	5,30	9,43	3,44	54,41%	44,31%	1,28%
2001	266	887	6	1159	22,95%	76,53%	0,52%	2,52	5,49	8,64	4,82	11,98%	87,10%	0,93%
2002	132	464	4	600	22,00%	77,33%	0,67%	2,51	5,77	8,96	5,07	10,89%	87,93%	1,18%
2003	16	196	4	216	7,41%	90,74%	1,85%	2,94	5,42	10,85	5,33	4,09%	92,15%	3,77%
2004	288	169	6	463	62,20%	36,50%	1,30%	2,98	5,75	10,08	4,08	45,37%	51,42%	3,20%
2005	172	720	10	902	19,07%	79,82%	1,11%	2,51	5,35	9,63	4,86	9,85%	87,96%	2,20%
2006	122	698	4	824	14,81%	84,71%	0,49%	2,64	5,17	9,66	4,82	8,11%	90,92%	0,97%
2007	67	189	5	261	25,67%	72,41%	1,92%	2,70	4,95	9,38	4,46	15,55%	80,43%	4,03%
2008	34	351	6	391	8,70%	89,77%	1,53%	3,44	5,03	8,77	4,95	6,05%	91,23%	2,72%
2009	50	68	4	122	40,98%	55,74%	3,28%	2,46	5,19	9,68	4,22	23,93%	68,55%	7,52%
2010	28	43	3	74	37,84%	58,11%	4,05%	2,74	5,33	8,57	4,48	23,12%	69,12%	7,76%
2011	31	297	5	333	9,31%	89,19%	1,50%	3,12	5,73	9,77	5,55	5,24%	92,12%	2,65%
2012	109	396	25	530	20,57%	74,72%	4,72%	2,50	5,45	9,17	5,02	10,22%	81,16%	8,61%
2013	41	270	9	320	12,81%	84,38%	2,81%	2,34	5,57	9,33	5,26	5,69%	89,33%	4,98%
2014	32	518	7	557	5,75%	93,00%	1,26%	3,28	5,21	8,88	5,14	5,75%	93,00%	1,26%
2015	47	350	7	404	11,63%	86,63%	1,73%	2,97	5,22	9,77	5,04	6,85%	89,79%	3,36%
2016	105	245	8	358	29,33%	68,44%	2,23%	2,07	5,45	9,30	4,54	13,37%	82,05%	4,58%
2017	85	161	2	248	34,27%	64,92%	0,81%	2,53	5,32	8,75	4,39	19,77%	78,63%	1,61%
2018	50	241	7	298	16,78%	80,87%	2,35%	2,57	5,34	8,56	4,95	8,70%	87,24%	4,06%
2019	62	316	8	386	16,06%	81,87%	2,07%	2,72	5,40	9,66	5,05	8,63%	87,41%	3,96%
Total	6206	19258	1073	26537	23,39%	72,57%	4,04%	2,80	5,40	8,74	4,89			

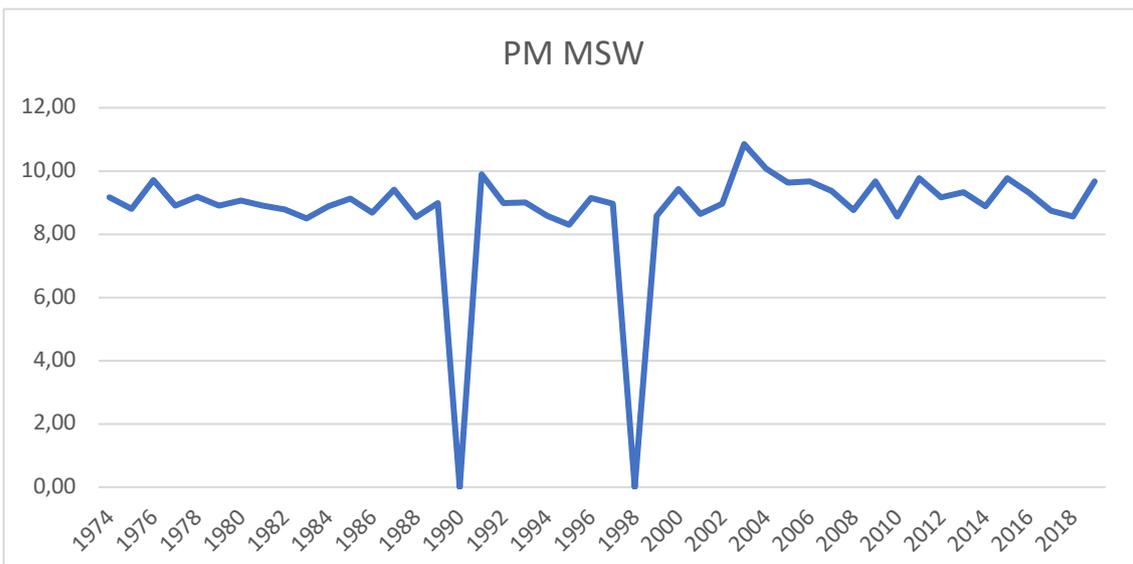
Respecto a la **edad marina**, la tendencia en la serie temporal de las capturas de MSW sufre una brusca caída a mediados de los años 80, de la cual apenas se ha recuperado (Figura 16), con un porcentaje de las capturas que apenas llegan al 5% sobre el total:



**Figura 16: Porcentaje de salmones MSW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019**

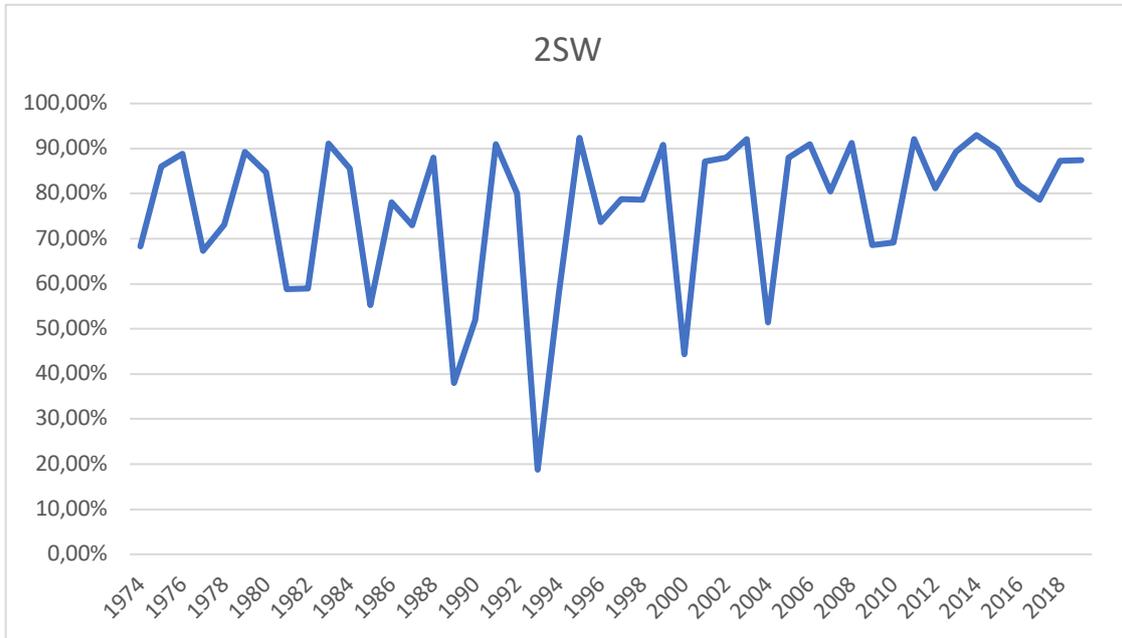
Teniendo en cuenta que estos salmones son los primeros en remontar los ríos, a finales de invierno y primavera, son los ejemplares que están sujetos a un mayor esfuerzo de pesca y extracción, no teniendo oportunidad de transmitir genéticamente ese rasgo diferenciador debido a la ausencia de ejemplares grandes durante el desove. Además, se ha demostrado que la mayor parte de los ejemplares son hembras (aproximadamente el 80%) y que la proporción de sexos se sitúa en 1:3 a favor de los machos, por lo que el excedente de machos en la época de desove es cada año mayor.

Estos salmones MSW han tenido un peso medio relativamente estable, como se muestra en la figura 17:



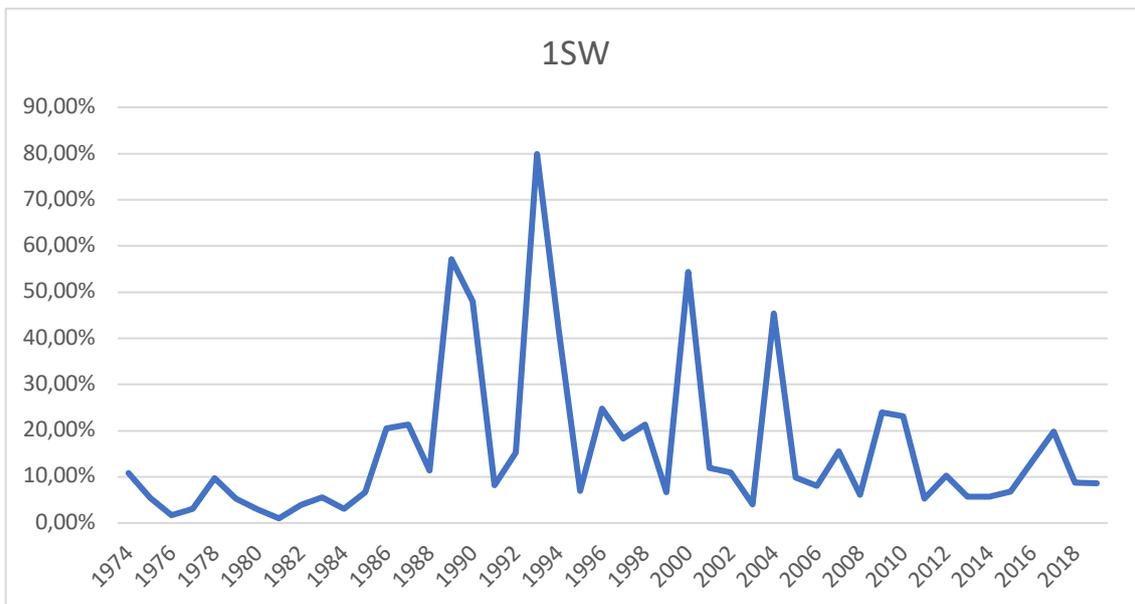
**Figura 17: Peso medio de los salmones MSW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019**

Por su parte, los salmones de 2 inviernos de mar, denominados 2SW, han tenido un comportamiento con una tendencia decreciente similar a partir del mismo año, pero se ha visto recuperado paulatinamente desde finales de los años 90, suponiendo hoy en día entre el 80 y el 90% de las capturas (Figura 18).



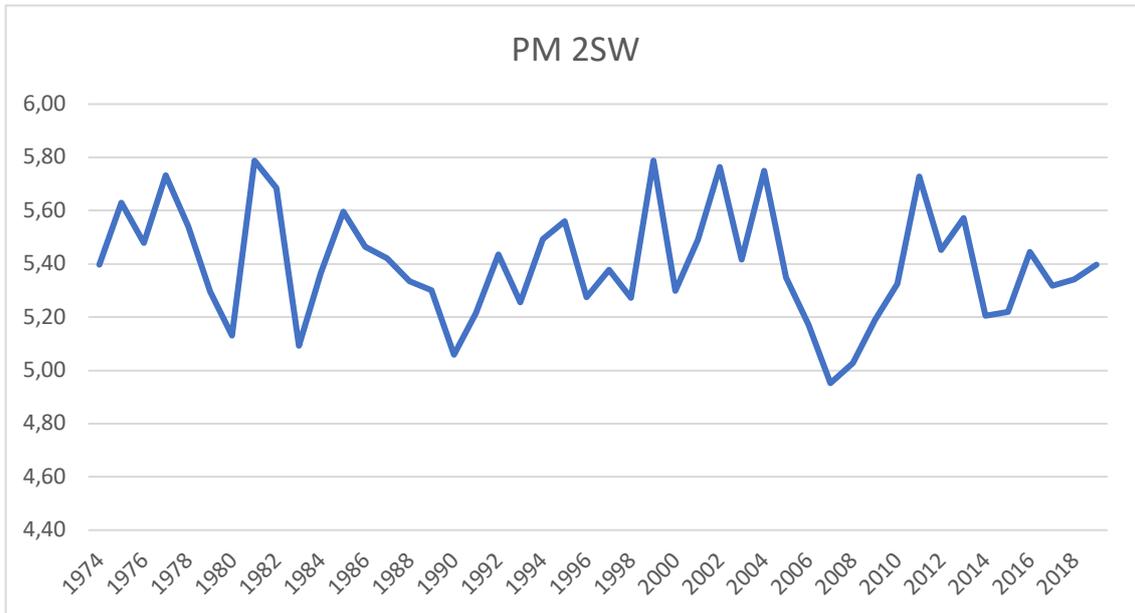
**Figura 18: Porcentaje de salmones 2SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019**

Respecto a los añales, que son aquellos salmones de 1 invierno de mar, el comportamiento de la tendencia es claramente contraria a los 2SW, ya que eran los que engrosaban el mayor número de capturas durante el período central estudiado (1986- 2004), momento a partir del cual apenas suponen un 10% del total de los salmones capturados (Figura 19).



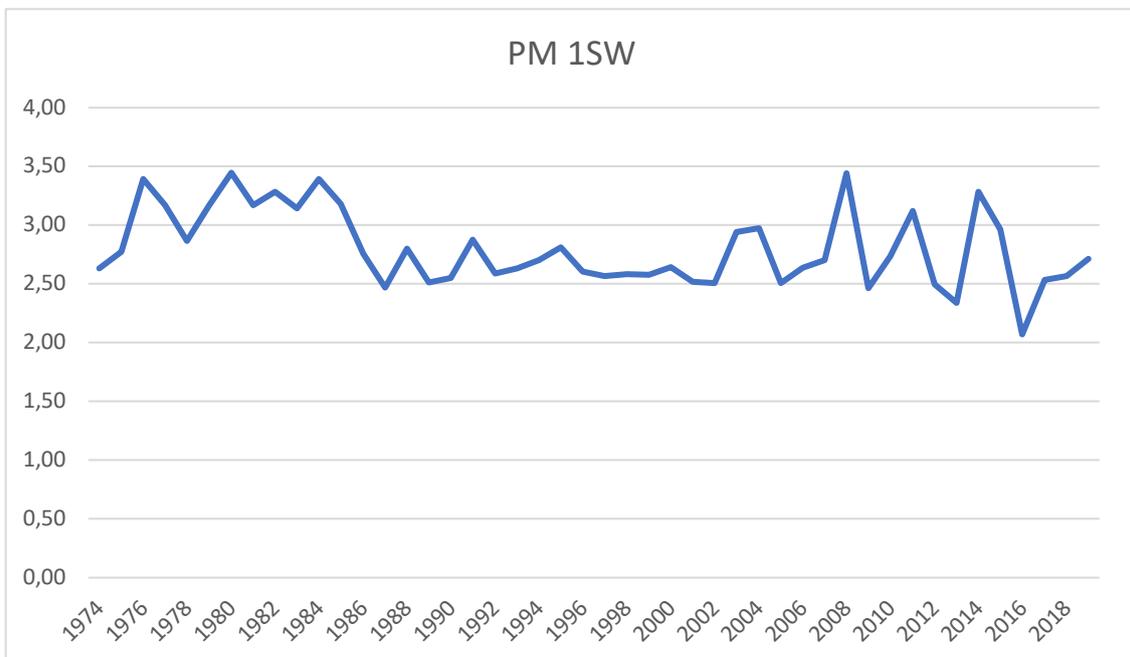
**Figura 19: Porcentaje de salmones 1SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019**

Respecto al **peso medio de las clases de edad**, la tendencia de los 2SW es estable, con ciertos picos dependientes de la abundancia, y posiblemente coincidentes con una menor disponibilidad de alimento marino u otras causas relativas a su migración marina (Figura 20), lo cual acentúa la necesidad de estudiar la serie histórica de escamas de los ejemplares capturados para contrastar estas hipótesis y observar la fenología de la especie.



**Figura 20: Peso medio de los salmones 2SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019**

Por su parte, los 1SW tienen una ligera tendencia a disminuir el peso medio, en lo que podría ser explicado con las mismas causas que los picos de abundancia de los 2SW (Figura 21):



**Figura 21: Peso medio de los salmones 1SW capturados en la cuenca Nalón- Narcea en el período 1974- 2019**

Respecto a la **temporalidad de la migración**; las fechas en las capturas indican que los salmones se capturan más tarde cada año, sufriendo un retraso en el pico de captura máximo de 15 días, lo que unido a la ligera tendencia a la disminución del peso medio sugiere que se estén produciendo cambios en las trayectorias de la migración (migraciones más largas a consecuencia de la retirada de los hielos en las zonas de engorde), aumentado el gasto energético del retorno, e incluso una mayor escasez de alimento.

a. Fenología y ciclo biológico. Puntos biológicos de referencia

Todas las especies migradoras establecen pautas biológicas en sus fases de desarrollo en relación con parámetros ambientales. El salmón atlántico y la trucha migradora destacan por tener unos ciclos de migración entre los ambientes fluviales y marinos estacionales con una influencia directa respecto al fotoperiodo, la temperatura del agua y la evolución estacional del ecosistema en la producción de alimento y refugio; las pautas migratorias, a su vez, condicionan en gran medida el comportamiento de los diferentes niveles de la pirámide ecológica del río, especialmente para otras especies depredadoras en las diferentes fases de su ciclo biológico.

El estudio del ciclo biológico de la especie principal objeto de ordenación es fundamental para describir la dinámica de las poblaciones de la cuenca, ya que las poblaciones de salmón atlántico se evalúan y gestionan a varias escalas:

- a partir de unidades de stock específicas del río (Chaput et al., 1999; Prévost y Chaput, 2001; O' Maoléidigh et al., 2004)
- a complejos poblacionales nacionales o regionales más amplios que combinan poblaciones que se supone comparten tendencias demográficas comunes (Potter et al., 2004; Michielsens et al., 2008; Chaput, 2012).

Supone unas características intrínsecas fluviales, y otras externas a la cuenca, durante la fase marina, donde se produce la mezcla de poblaciones de diferentes ríos a lo largo de toda el área de distribución natural de la especie. Todos los salmones atlánticos que se reproduce en los ríos del este de América del Norte y los países del Atlántico nororiental de Europa realiza largas migraciones hacia zonas de alimentación comunes en el Atlántico norte, donde está expuesto a condiciones ambientales marinas también comunes (Friedland et al., 2013; Mills et al., 2013). Cuando están presentes en las zonas de alimentación de Groenlandia Occidental y en las proximidades de las Islas Feroe, pueden capturarse en pesquerías de poblaciones mixtas, denominadas pesquerías de aguas distantes (Chaput, 2012; ICES, 2012). Para gestionar esas pesquerías marinas (que no forman parte de la gestión de la pesca en las aguas continentales), el Consejo Internacional para la Exploración del Mar- ICES (ICES, 2013) brinda asesoramiento, basado en un pronóstico de la abundancia de salmón antes de la explotación pesquera de alta mar (**la abundancia previa a la pesca, es decir, abundancia post-esguín el 1 de enero del primer invierno en el mar antes de cualquier pesquería, en lo sucesivo denominado PFA**).

En la actualidad, el ICES ha desarrollado modelos para la evaluación de poblaciones a la escala de tres complejos de poblaciones multinacionales:

- el complejo de poblaciones del noroeste (NW) que suma las poblaciones del noreste de América,
- el complejo de poblaciones del sur y noreste (S.NE), en el que se encuentran los ríos peninsulares, y
- el complejo de poblaciones del norte y noroeste(N.NE), agregando existencias de Europa Occidental, Islandia y Rusia (Chaput, 2012; ICES, 2013).

**Para cada una de las evaluaciones de los tres complejos de poblaciones, se han desarrollado modelos similares al análisis de cohortes clásico. Las fuentes de información de referencia son las capturas fluviales, que se escalan según las tasas de pesca y declaración de capturas (precintos) para estimar los rendimientos anuales de las aguas fluviales.**

A partir de las estimaciones de rendimiento, la abundancia de la cohorte se reconstruye hasta la etapa de PFA utilizando datos de capturas en alta mar y una tasa de mortalidad natural fija (Rago et al., 1993; Potter et al., 2004; Chaput, 2012). La abundancia en la etapa de PFA se desagrega en componentes de maduración y no maduración, asociados con las dos clases de retorno de edad del mar más importantes, los peces que regresan después de pasar uno (1SW) y dos inviernos (2SW) en el mar, respectivamente. La productividad de la población y su evolución a lo largo del tiempo se evalúa mediante la relación entre la PFA de cada año (la variable de reclutamiento) y el tamaño de la población reproductora (reproductores y huevos). Este último se deriva directamente de los retornos estimados menos las capturas de río. Para cada uno de los tres complejos de valores, se han desarrollado varios modelos estadísticos, incluido el desplazamiento de fase o el random walk autocorrelacionado (Crozier et al., 2003; Chaput et al., 2005; Chaput, 2012) para evaluar la variabilidad de la productividad de la población a lo largo del tiempo (a partir de 1971) y para pronosticar la abundancia hasta tres años después.

Estos modelos se incorporan en un marco de análisis de riesgos para evaluar las consecuencias de las pesquerías marinas de poblaciones mixtas en los rendimientos a una escala de poblaciones compleja (Chaput et al., 2005; ICES, 2013). Además de su uso para proporcionar avisos de captura, los resultados de estos modelos de evaluación se han utilizado para analizar cómo **la abundancia y la productividad han cambiado con el tiempo**, y para caracterizar las asociaciones con las condiciones del ecosistema en todo el Océano Atlántico Norte (Beaugrand y Reid, 2012; Friedland et al., 2013; Mills et al., 2013).

ICES destaca en todos sus informes que tanto la abundancia como la productividad de las poblaciones de salmón han ido disminuyendo. **La disminución de la productividad de la población se ha atribuido a una disminución de la supervivencia marina (Aas et al., 2011), y análisis recientes sugieren una respuesta de supervivencia a los cambios en las condiciones térmicas marinas y en los niveles tróficos más bajos del ecosistema marino** de salmón (Beaugrand y Reid, 2012; Friedland et al., 2013; Mills et al.,

2013). Los modelos de evaluación también muestran que **la abundancia del componente en los rendimientos de 2SW ha disminuido más que el componente 1SW**, tanto para los complejos de valores NW como para el S.NE (ICES, 2013), pero los mecanismos que producen esta disminución diferencial para las dos clases de edad del mar no se han analizado.

El modelo del ciclo biológico de las poblaciones de salmón en la cuenca Nalón- Narcea debe considerar ambas componentes por separado:

- La correspondiente a la fase fluvial; siendo las únicas en las cuales la planificación y ordenación del recurso puede actuar, y
- La correspondiente a la fase marina; asumiendo la evaluación de densidades, mortalidad y salmones maduros de retorno (escape) establecidos por ICES, como parte de la evaluación del stock mixto en el atlántico norte.

### 3.3.3 Capacidad de carga de la cuenca

En 1798 Malthus argumentó que los recursos de la tierra y la producción de alimento no podían crecer al mismo ritmo que la población humana, con un crecimiento geométrico, mientras que el alimento disponible únicamente experimentaría un incremento aritmético. Sin embargo, no señala la existencia de un límite poblacional superior. En la forma en la que Malthus expresó la concepción básica de su modelo, es la tasa de crecimiento, y no la población, la que tiende a un valor limitante constante (Hutchinson 1978). Es Verhulst (1838) quien introduce por primera vez el concepto de **capacidad de carga**. El modelo de Verhulst, llamado habitualmente modelo de crecimiento logístico, es una modificación del modelo de Malthus, propuesto como una solución potencial al dilema del crecimiento exponencial malthusiano de la población humana. Verhulst fue el primero en comprender la ventaja de un modelo con una tasa de crecimiento máxima y una función de retroalimentación del tamaño poblacional que reduce esta tasa (Hutchinson 1978). Así, introduce en su modelo un término que representa la limitación impuesta por el medio que impide un crecimiento poblacional infinito.

La forma ecológica usual de la ecuación logística se remonta a Lotka (1925), en la cual se introduce de forma explícita la capacidad de carga del medio, que representa el máximo nivel poblacional que un entorno dado puede sustentar a partir de unos recursos finitos (alimento, espacio, refugio, etc.).

Según el modelo, cuando una población supera su capacidad de carga local, se produce una autorregulación del tamaño poblacional a través de respuestas densodependientes que devuelven a la población a un equilibrio estable. En los salmónidos se ha descrito en múltiples estudios la regulación de las poblaciones mediante un crecimiento, mortalidad y emigración dependientes de la densidad.

A pesar de la simplicidad y de las limitaciones del modelo de Verhulst, éste ha desempeñado un papel central en el desarrollo de la ecología teórica y empírica (Begon et al. 1996, Gabriel et al. 2005).

Aplicado a ecosistemas acuáticos, Moyle (1949) define la capacidad de carga de un río como **la mayor abundancia de peces, ya sea en términos de densidad o biomasa, que dicho río puede soportar en condiciones naturales durante el periodo de menor hábitat disponible**. Se debe considerar como un valor medio alrededor del cual la abundancia de las poblaciones fluctúa.

**En condiciones naturales hay cuatro tipos de procesos biológicos que regulan la abundancia de las poblaciones de peces: reclutamiento, mortalidad, emigración e inmigración. En cada uno de estos procesos existen grandes interacciones con las características ambientales.** Entre los factores ambientales, el hábitat físico juega un papel predominante en la Trucha Común *Salmo trutta* y en los salmónidos en general (Chapman 1966, Heggenes 1988, Baran et al. 1997). De hecho, el hábitat físico resulta una condición necesaria aunque no suficiente para la existencia de una población viable de peces. Es decir, el hábitat físico es un factor limitante y el tamaño de la población, a largo plazo, no puede ser mayor de lo que el hábitat físico puede soportar (Milhous 1999).

Además, se debe tener en cuenta que la complejidad del hábitat es uno de los principales factores que afectan a la diversidad de las comunidades de peces (Gorman & Karr 1978, Angermeier 1987, Bunn & Arthington 2002), pues hábitats heterogéneos ofrecen una mayor disponibilidad de recursos (Wootton 1990).

Por otro lado, numerosos autores consideran la existencia de diferentes factores que inciden en la regulación de las variaciones espaciales y temporales en la abundancia de las poblaciones de peces (Platts & Nelson 1988, Gouraud et al. 1998). Las variaciones temporales en la abundancia están a menudo relacionadas con grandes fluctuaciones en el reclutamiento, o con crecidas o periodos de escasos caudales, es decir, con el régimen hidrológico (Crisp et al. 1974, Moyle & Vondracek 1985, Kelly- Quinn & Bracken 1988, Jowett & Richardson 1989, Elliott 1994). A la inversa, las variaciones espaciales están determinadas principalmente por las características del hábitat físico (Souchon et al. 1989; Baran et al. 1995). Sin embargo, ambos factores, régimen hidrológico y hábitat físico, se encuentran estrechamente relacionados.

La hidrología juega un papel clave a la hora de determinar la composición, distribución y diversidad de las comunidades acuáticas, ya que el régimen de caudales determina en gran manera la calidad y cantidad de hábitat físico disponible para los organismos acuáticos (Bunn & Arthington 2002). Por otra parte, el régimen de caudales también tiene una influencia directa en las condiciones físicas (geomorfología) y químicas (calidad del agua) de los ríos.

De este modo, las condiciones de los caudales circulantes no deben ser alteradas para poder mantener la integridad ecológica de los ríos. Así, no sólo resulta esencial mantener caudales adecuados durante el periodo de estiaje, los cuáles imponen una restricción fundamental en las comunidades que viven en los ríos al determinar el mínimo hábitat disponible, sino que los episodios de altos caudales y grandes avenidas, así como los de bajos caudales extremos desempeñan funciones ecológicas importantes en los sistemas fluviales.

Los estudios acerca de las relaciones entre las comunidades de peces y su hábitat sugieren que los patrones de distribución de las comunidades dependen de diferentes variables, tales como la anchura del río y la pendiente (Huet 1959), la profundidad (Sheldon 1968), el alimento disponible, la temperatura y las variables geomorfológicas (Vernaux 1977), la disponibilidad de refugio (Crook & Robertson 1999, Pusey et al. 2000) o la variabilidad espacial y temporal de las condiciones hidráulicas (Gorman & Karr 1978, Horwitz 1978, Junk et al. 1989, Poff & Ward 1990, Poff & Allan 1995).

Para poder afrontar la dificultad de identificar los factores clave que determinan la estructura de las comunidades de peces se han desarrollado modelos que permitan predecir algunas de sus características. Debido a la regulación existente de forma extensiva en los ríos de todo el mundo, estas aproximaciones se centran en modelos que relacionan las comunidades de peces con las variables hidráulicas de los ríos (Lamouroux et al. 1999). El objetivo esencial de dichos modelos es el de relacionar los componentes biológicos del sistema fluvial con su régimen de caudales. Estos modelos se denominan modelos de simulación del hábitat y se basan en el análisis de la cantidad y calidad del hábitat físico disponible en el cauce para las especies estudiadas bajo diferentes regímenes de caudales. Así, relacionan los cambios producidos en el caudal o en la estructura del cauce con las variaciones en la disponibilidad del hábitat físico.

En los modelos de simulación del hábitat físico, los requerimientos de hábitat de la especie en una etapa de desarrollo se introducen en forma de curvas de requerimiento o de idoneidad de hábitat (Habitat Suitability Curves), las cuáles modelizan los rasgos característicos de comportamiento en la selección de hábitat de una especie. Existe un elevado número de variables físicas, hidráulicas o estructurales, que pueden ser utilizadas para definir la idoneidad del hábitat (Bovee et al. 1998). Sin embargo, existen cuatro variables que se consideran las más relevantes a la hora de definir la selección de hábitat por los peces, la profundidad y velocidad de la corriente, el sustrato y el refugio.

Las curvas idoneidad de hábitat se elaboran generalmente a partir de los datos obtenidos en estudios a escala de microhábitat (a una escala inferior a 1 ó 2 m<sup>2</sup> de superficie). Hay que tener en cuenta que los resultados obtenidos en las simulaciones del hábitat son muy sensibles a las curvas de idoneidad de hábitat utilizadas. Así, el uso de curvas que no caractericen fielmente los requerimientos de hábitat de las especies analizadas puede producir errores muy significativos en los resultados obtenidos (Bozek & Rahel 1992, Thomas & Bovee 1993, Glozier et al. 1997). Por este motivo, la validez de las simulaciones del hábitat físico realizadas y, por tanto, del hábitat disponible así calculado va a depender en gran medida del grado de realismo y precisión de estas curvas de requerimiento de hábitat.

Debido a lo anterior, resulta de gran importancia la elaboración de curvas de requerimiento de hábitat adecuadas y adaptadas a la finalidad del estudio, ya que el uso del microhábitat por parte de los salmónidos puede variar estacionalmente (Bain et al. 1982, Mäki-Petäys et al. 1997, Bremset 2000), entre el día y la noche (Harris et al. 1992, Shuler et al. 1994, Roussel & Bardonnnet 1997, Bremset 2000), en función de los cambios en el caudal circulante (Fausch

1984, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994) y según la actividad que esté realizando el pez (alimentación, descanso, refugio) (Roussel & Bardonnnet 1995, Roussel et al. 1999). Por tanto, para poder estimar la capacidad de carga local, las curvas de requerimiento de hábitat deben reflejar el uso o la preferencia de hábitat de las truchas en la época del año más limitante, es decir, la de **menor hábitat disponible**, que corresponde al **periodo de bajos caudales estivales**.

Estudios previos muestran que el uso del hábitat depende de la etapa de desarrollo (Schlosser 1985, Heggenes 1988, Sempeski & Gaudin 1995, Greenberg et al. 1996) y está afectado por la disponibilidad del medio (DeGraaf & Bain 1986, Heggenes et al. 1991, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994). También se ha demostrado que es más adecuado el uso de curvas específicas del lugar de estudio (curvas locales) al de curvas genéricas (Moyle & Baltz 1985, Heggenes & Saltveit 1990, Greenberg et al. 1996, Bovee et al. 1998, Vismara et al. 2001).

Por otro lado, se debe tener en cuenta que la selección de hábitat es un comportamiento complejo sujeto a la influencia de numerosos factores tanto bióticos como abióticos, que a menudo se encuentran interrelacionados. Así, aunque la selección de un territorio adecuado depende en gran medida de características físicas del hábitat, tales como la velocidad de la corriente, la profundidad, el sustrato y el refugio disponible, está regulada también por la competencia intraespecífica, ya que el uso del hábitat puede variar en función de la densidad poblacional (Bohlin 1977, 1978, Elliott 1986, Bult et al. 1999, Rosenfeld et al. 2005).

De hecho, la capacidad de carga final del medio se encuentra determinada no sólo por la abundancia y distribución de los recursos disponibles sino también por la competencia que se establece entre los individuos por ellos (López-Sepulcre & Kokko 2005). La competencia intraespecífica que se produce se puede entender de dos formas diferentes y complementarias. La distribución de las truchas se explicaría por la segregación espacial debida a la competencia entre clases de edad por el uso del hábitat y por la competencia existente entre los individuos de la misma clase de edad por adquirir los territorios de mayor calidad (Bohlin 1977, Bult et al. 1999).

Así, en los salmónidos, el nexo entre las fluctuaciones de las poblaciones y la capacidad de carga puede explicarse por una mortalidad y emigración dependientes de la densidad relacionada con el comportamiento territorial de los individuos. En las poblaciones con elevadas densidades, la competencia por los recursos será muy intensa, por lo que la adquisición de territorios de alimentación resulta crucial para la supervivencia de los individuos. En consecuencia, la competencia por el alimento y el espacio son los factores que tradicionalmente se han considerado como la causa de las respuestas denso-dependientes que suceden en medios con elevadas densidades (Chapman 1966, Allen 1969).

Grant et al. (1998) llevaron a cabo un trabajo de revisión en el que analizaron los datos aportados por una serie de estudios que realizaban manipulaciones o medían la abundancia de alimento, mientras registraban el tamaño de territorio o la abundancia de salmónidos. Los

resultados del estudio mostraron que los cambios en la abundancia de alimento afectan a la abundancia de salmónidos, aunque sólo tras pasar por el "filtro" del tamaño de territorio, entendiendo territorio como cualquier área defendida por un individuo (Gerking 1953, 1959). Este hecho indicaría que el tamaño de territorio es el factor principal que limita la abundancia de salmónidos.

En consecuencia, cualquier factor ambiental que reduzca el tamaño de territorio debería incrementar la capacidad de carga del medio. A pesar de que existen factores que muestran una elevada influencia sobre el tamaño de territorio, como son la cantidad de alimento (Hixon 1980, Keeley & Grant 1995, Grant et al. 1998, Keeley 2000), la densidad de competidores (McNicol & Noakes 1984, Keeley & McPhail 1998) o la presencia de elementos que proporcionen un aislamiento visual (Kalleberg 1958, Imre et al. 2002), el tamaño corporal explica entre el 70 y 97% de su variación (Grant et al. 1989, Elliott 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998).

El tamaño de territorio puede proporcionar información sobre los requerimientos espaciales mínimos de los individuos que en última instancia determinan la máxima densidad de las poblaciones (Grant et al. 1998). Así, la relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal (Grant & Kramer 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998) permite extrapolar dicha información a individuos de cualquier tamaño dentro de la población. Sin embargo, a pesar de la importancia de este parámetro existen escasos estudios que proporcionen una relación entre el tamaño corporal y del territorio en los salmónidos.

El tamaño de territorio al representar el espacio vital mínimo necesario por los distintos individuos de la población, es el elemento que liga el hábitat disponible en el medio, calculado a partir de la relación entre el HPU y el caudal, con la capacidad de carga local.

La capacidad de carga así calculada permite conocer la abundancia potencial que pueden albergar los sistemas fluviales y, por tanto, evaluar el estado de conservación de las poblaciones y analizar los cambios producidos en ellas como consecuencia de alteraciones en el hábitat u otros impactos de origen antrópico (Platts & Nelson 1988, Baran et al. 1996, Gibson & Myers 2003). Además, será necesario llevar a cabo un estudio que permita identificar los principales factores de alteración que están incidiendo sobre dichas poblaciones.

Por todo ello, la determinación de la capacidad de carga de los ecosistemas acuáticos es particularmente útil para la gestión, especialmente, de las especies sometidas a explotación por pesca. Los salmónidos presentan una gran diversidad morfológica, fisiológica y ecológica que está asociada fundamentalmente con su plasticidad para adoptar diferentes patrones de crecimiento y reproductivos (Almodóvar 1999, Nicola & Almodóvar 2002). Sin embargo, esta variabilidad intraespecífica está seriamente amenazada en España debido a la destrucción del hábitat producida por actividades humanas que causan alteraciones en el régimen natural de los caudales del río (presas, embalses, extracciones de agua y deforestación) (Elvira et al. 1998a, b, Almodóvar & Nicola 1999, Almodóvar et al. 2002), a la contaminación creciente que

sufren los ecosistemas fluviales y a la introducción de peces exóticos (Elvira 1996, Elvira & Almodóvar 2001).

Por este motivo, en la actualidad existe una creciente necesidad de establecer planes de gestión de las poblaciones de salmónidos tanto más tratándose de una especie autóctona con un interés especial por su protección y conservación, y cuyas poblaciones constituyen además un recurso económico y social muy importante (Almodóvar et al. 2000, 2001).

La determinación de la capacidad de carga de los ríos y los factores ambientales que influyen en ella, es una herramienta muy útil a la hora de establecer programas de gestión, ya que permite detectar las posibles alteraciones y, de este modo, poder actuar a tiempo con medidas de conservación en las poblaciones afectadas. Por tanto, se pueden priorizar las áreas de actuación en función del estado de conservación de las poblaciones y de los impactos que están incidiendo en ellas.

Además, la estima de la capacidad de carga puede ser utilizada para comparar la calidad del hábitat (Hayes et al. 1996) entre distintos tramos de ríos y evaluar las fuentes de degradación, lo que permite establecer medidas de mitigación, rehabilitación o restauración del hábitat que puedan ser incluidas en los planes de gestión.

### **3.3.4 Puntos de referencia biológicos para la estimación de la capacidad de carga**

La gestión de acuerdo con los **puntos de referencia biológicos (BRP)** es una práctica común para muchas pesquerías en todo el mundo (Rice & Connolly, 2007). El uso de **límites de conservación** como puntos de referencia biológicos para las poblaciones de salmón se basa en la evidencia teórica y empírica del crecimiento y la supervivencia dependientes de la densidad negativa de los juveniles durante la fase de agua dulce (Einum & Nislow 2011; Hindar et al. 2011), produciendo relaciones de reclutamiento de stock en forma de cúpula o asintóticas (Elson 1957, 1975; Jonsson et al. 1998). Tales curvas proporcionan **estimaciones o aproximaciones a las capacidades de carga a nivel de la población y el límite de conservación es la biomasa de las hembras o el número de huevos necesarios para alcanzar la capacidad de carga**. Durante la fase marina, los factores independientes de la densidad parecen dominar sin ninguna regulación de la población (Jonsson et al. 1998), por lo que este método únicamente es válido para la evaluación de la fase fluvial donde la existencia de relaciones densodependientes es clara.

De acuerdo con la tendencia creciente en todo el mundo para desarrollar políticas orientadas a la conservación que buscan implementar un **enfoque de precaución (PA)** para la gestión pesquera, NASCO adoptó el **Acuerdo sobre la adopción del enfoque de precaución para la conservación, gestión y explotación del salmón del Atlántico (NASCO 1998)**. Si bien no existe una definición única aceptada o un conjunto de directrices para la implementación del principio de precaución, en general implica que:

- las decisiones de gestión correspondientes a los estados críticos del sistema deben ser previamente acordadas,
- Se deben identificar indicadores clave para monitorear el estado de la pesquería en términos de tamaño de la población reproductora, presión de pesca y hábitats críticos, y
- Deben determinarse los **puntos de referencia biológicos (BRP)** relacionados con estos indicadores (García 2000).

La consideración de la incertidumbre en el tamaño de la población y la productividad está íntimamente ligada al manejo preventivo y al riesgo (Kirkwood y Smith 1996; Gabriel y Mace 1999), es decir, situaciones más inciertas requieren medidas biológicamente más conservadoras al establecer regulaciones de manejo (Rosenberg y Restrepo 1996). Kirkwood y Smith (1996) sugieren que se debe evaluar una estrategia de gestión, tanto en términos de cumplimiento de los objetivos de gestión como de los grados de precaución, identificando criterios de desempeño. Un paso clave en la identificación de tales criterios y con el fin de desarrollar políticas de control de la pesca es **establecer BRP tanto objetivo como límite** (Kirkwood y Smith 1996).

Los BRP se pueden obtener a través de una **relación entre la población y el reclutamiento (SR)** y se pueden utilizar para identificar límites biológicos seguros para la explotación de las poblaciones de salmón. La definición operativa de **límites biológicos seguros** originalmente desarrollada por ICES con respecto al salmón del Atlántico y adoptada por NASCO, es el **nivel de población que logrará el rendimiento máximo sostenible (RMS) a largo plazo para las pesquerías ( $S_{MSY}$  o  $S_{opt}$ )** (ICES 1993). En consecuencia, para aplicar este concepto, **en el presente estudio se adoptará como límite de conservación (CL) la población reproductora en el punto  $MYS$  en una relación SR de salmón adulto a adulto.**

Aunque el establecimiento de CL específicos por edad para poblaciones de salmón en cuencas individuales es el tema central del enfoque para la gestión internacional del salmón, una CL solo representa el número de peces realmente necesarios para desovar, a fin de lograr el MSY medio a largo plazo para una población. ICES ha enfatizado que un **CL debe usarse como un punto de referencia límite**, en lugar de un punto de referencia objetivo, dejando claro que un **CL es un punto por debajo del cual las poblaciones idealmente no deberían caer, en lugar de un objetivo al que apuntar**. En consecuencia, el ICES ha comenzado a referirse a  $S_{lim}$ , (en la forma  $B_{lim}$ ) que se usa ampliamente para evaluar stocks en especies marinas, pero en el caso del salmón, el límite (que todavía está en  $S_{MSY}$ ) se refiere al número de peces en desove en lugar de la biomasa (ICES 2002), ya que los requisitos de conservación para el salmón suelen expresarse en términos de número de peces.

**NASCO establece que las existencias deben mantenerse por encima de los CL mediante el uso de objetivos de gestión.** Estos deben establecerse en relación con los CL, sobre la base de los riesgos de no alcanzar los objetivos de gestión. Por lo tanto, **el objetivo de ordenación debe tener en cuenta las incertidumbres en los datos utilizados para establecer los CL y la capacidad de gestionar las pesquerías para lograr el número**

**requerido de peces reproductores en cada población.** Si bien los CL se derivan generalmente de datos biológicos (dinámicos de la población), los objetivos de gestión pueden abarcar consideraciones socioeconómicas y puramente biológicas (como la necesidad de proteger una población genéticamente valiosa o numéricamente vulnerable). Un objetivo de gestión puede considerarse como un punto de referencia objetivo (es decir, un nivel de stock al que apuntar para lograr los objetivos de gestión).

NASCO cumple con su responsabilidad de gestión de las pesquerías de salmón salvaje en aguas distantes en Groenlandia Occidental y las Islas Feroe a través de medidas de gestión derivadas del asesoramiento de captura encargado al ICES. Para proporcionar asesoramiento sobre capturas, es necesario tener información sobre las poblaciones que contribuyen a estas pesquerías, junto con indicaciones de abundancia en relación con los CL. En términos simples, **la diferencia entre los números que se estima que están presentes en el mar antes de la pesca (abundancia previa a la pesca (PFA)) y los números para cumplir con los requisitos de desove en los ríos de origen (el CL) es potencialmente un excedente explotable.** Si bien el cometido de NASCO en la pesca requiere claramente un enfoque internacional, el uso de CL a nivel nacional, regional y local también es muy importante. A estos niveles, los datos sobre el cumplimiento de las CL para ríos individuales o grupos de ríos proporcionan datos importantes sobre el estado de las poblaciones. En algunos casos, estos datos ya se están utilizando para gestionar las pesquerías a nivel regional y local y es probable que aumente a medida que se establezcan más CLs específicos en cada río. Actualmente se acepta de forma general que el uso de CL proporciona el medio más objetivo para la gestión del salmón en el río.

### **3.3.5 Limite de conservación crítico (CL)**

Tanto ICES como NASCO recomiendan que los límites de conservación se realicen siguiendo curvas de stock- reclutamiento (SR) relacionando el número de huevos desovados y el número de juveniles y/o esguines supervivientes.

En la cuenca del Nalón- Narcea no existen estaciones fijas de captura, donde se cuantifiquen y clasifiquen los ejemplares que realizan la migración en ambas direcciones: como adultos reproductores en remonte y como esguines en bajada, hacia el mar. Por otro lado, las condiciones fluviales en la época de desove hacen imposible realizar un conteo de camas o desovaderos eficiente, y su inventario únicamente es válido para determinar de forma aproximada los límites superiores de acceso a los diferentes tramos del río y delimitar la zona salmonera. Por esto, para la determinación de los límites de conservación es necesario acudir a fuentes científicas y delimitar variables plausibles que complementen los datos de capturas y de inventario disponibles y facilitados por el Servicio de Pesca.

El límite de conservación del salmón (CL) es el punto biológico de referencia que describe el número mínimo de reproductores que deben quedar en el río para desovar sin riesgo de que la población colapse. Como tal, es una aproximación teórica, ya que no es posible utilizar datos

sobre eventos futuros antes de que sucedan; es decir, el límite de conservación debe establecerse "a priori" antes de la temporada de pesca, sin saber como se va a comportar la población de reproductores durante ese año, y no será hasta que llegue la época de reproducción cuando se pueda estimar la abundancia de hembras aptas para el desove que ha sobrevivido a los diferentes eventos de mortalidad y extracción. Es posible hacer una primera aproximación, aplicando el principio de precaución, en base a los datos disponibles, y debe ser revisado y ajustado en caso necesario una vez obtenidos los datos empíricos. Esta característica supone alejarse en cierta medida de los principios de la estadística inferencial, ya que debemos añadir variables que exclusivamente se pueden justificar en base a la experiencia, por lo que se acerca más a la estadística bayesiana, que permite cuantificar la incertidumbre sobre las inferencias en forma de distribuciones bayesianas para los parámetros de abundancia en todas las etapas del ciclo biológico y se puede adaptar posteriormente para hacer proyecciones basadas en la incertidumbre derivada de la fase de estimación. Este enfoque ofrece la flexibilidad para mejorar el "realismo" del modelo, pudiendo por ejemplo introducir la dependencia de la densidad en la transición de huevo a esguín.

La primera aproximación al CL del Nalón- Narcea se realiza exclusivamente con los datos provenientes de la pesca recreativa y los censos otoñales de adultos reproductores:

- **Datos aportados por las capturas:** se dispone de un sistema de declaración y precintado de la captura, que es registrado junto con las variables biométricas de cada ejemplar, por lo que únicamente es posible contabilizar la extracción (y por tanto el conteo) de peces sacrificados. Durante los últimos años se está extendiendo la práctica de la pesca con devolución de la captura, denominada "pesca sin muerte", que en realidad esta sujeta a ciertas tasas de mortalidad en función al manejo del pez durante la pesca y a la temperatura del agua, induciendo una mortalidad retardada e "invisible", que se han estimado entre el 16% a temperaturas de 18-20°C y entre el 35 y el 61% con la temperatura del agua se sitúa entre los 20-25°C (Van Leeuwen et al., 2020).
- **Censos otoñales de adultos reproductores:** realizados entre los meses de septiembre y octubre, y que dejan fuera de inventario los remotes tardíos que se puedan producir hasta el desove. Es importante señalar que la determinación del límite de conservación (CL) se basa en una estimación del número de huevos depositados en el río, por lo que los ejemplares a tener en cuenta son las hembras, cuya entrada en el río se produce mayoritariamente en primavera, siendo la mayor proporción de machos los que constituyen la entrada de otoño.

Se considera que dejar fuera de la ecuación a los salmones capturados "sin muerte" y a los ejemplares de retorno tardío de otoño, favorece la aplicación del principio de precaución (PA) aconsejado por ICES, resultando una estimación del límite de conservación (CL) prudente al subestimarse el número de huevos depositados durante el desove y, por lo tanto, el reclutamiento de los juveniles hasta el esguinado.

### ➤ Estimación del desove natural

El proceso seguido para la estimación del número de huevos depositados durante el desove se ha realizado siguiendo el siguiente esquema:

- 1.- Estimación del número de hembras (en base a los censos de otoño) que quedan en el río una vez finalizada la temporada de pesca
- 2.- Determinación del peso medio anual en la época de captura (sobre los datos biométricos de los ejemplares capturados)
- 3.- Transformación del peso medio anual de captura a peso estimado en el desove (los salmones no se alimentan en su fase fluvial y presentan una pérdida de peso elevada)
- 4.- Establecer la fecundidad relativa en función del peso
- 5.- Estimar el número de huevos teóricos producidos

Como se puede comprobar, hay algunos datos que deberán extraerse de bibliografía científica y que idealmente se podrían investigar con datos del propio río en futuras campañas.

#### **1.- Estimación del número de hembras (en base a los censos de otoño) que quedan en el río una vez finalizada la temporada de pesca**

La regla generalmente aceptada de sex ratio es de 1 hembra y 3 machos; pero es necesario precisar que esta relación se equilibra cuando se aplica la extracción realizada por la pesca en primavera, donde el porcentaje de hembras supone un 72%. Esto hace que se deba ajustar esta relación que varía entre el 52% y el 48% (fuente: Servicio de Pesca del Principado de Asturias), por lo que asumir una relación 1:1 parece razonable.

Por otro lado, hay que señalar que en los censos realizados en el Nalón- Narcea se omite el río Nalón en su totalidad. En los inventarios de juveniles realizados durante el año 2020 se ha constatado que los ríos que presentan una mayor densidad de juveniles a lo largo de toda la red fluvial se corresponden con la tabla 14:

**Tabla 14: Área mojada transformada en la red fluvial accesible de la cuenca salmonera del Nalón- Narcea**

RÍO	Longitud (km)	Área mojada (km <sup>2</sup> ) (*)	Área mojada transformada (km <sup>2</sup> ) (*)
Andayón	0,9450	0,0043	0,0020
Aranguín	8,9050	0,0515	0,0237
Cubia	10,9490	0,1654	0,0761
Lleiroso	2,5830	0,0077	0,0036
Nalón	46,0000	3,4086	1,5679
Narcea	33,2020	0,9900	0,4554
Nonaya	1,6550	0,0142	0,0065
Pigüeña	26,1320	0,3394	0,1561
Sama	0,4380	0,0018	0,0008
Soto	2,2510	0,0135	0,0062
<b>TOTAL</b>	<b>133,06</b>	<b>4,9963</b>	<b>2,2983</b>

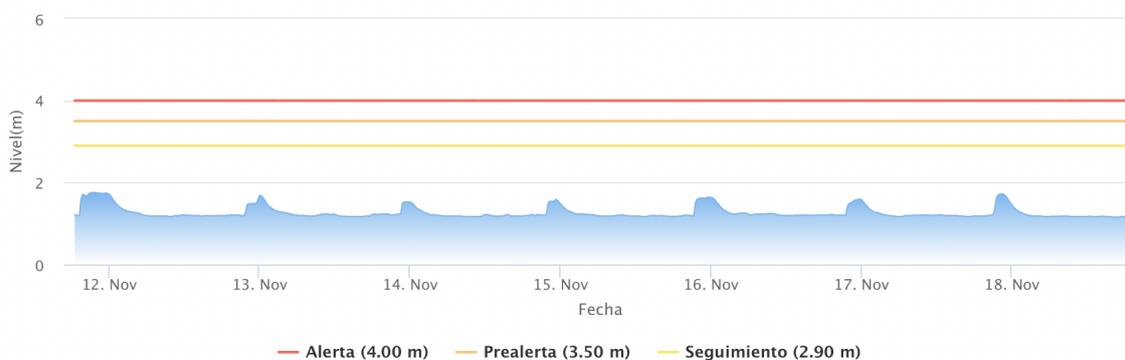
(\*) El área mojada transformada se determina a partir de la longitud fluvial utilizada por el salmón en el curso fluvial y en el curso principal.

Según Mc Lean et al. 2006, en base a datos empíricos la relación entre el área mojada total y la que efectivamente es utilizada por los juveniles debido a la sucesión de hábitats propicios

para su desarrollo fluvial (rápidos, alternancia de pozas, etc) es del 46%. Por tanto, el coeficiente corrector del área mojada teórica calculada es de 0,46.

Este factor corrector es plausible, máxime cuando se constata lo siguiente:

- El cauce principal del Narcea está sujeto a grandes variaciones de caudal para aprovechamiento hidroeléctrico de los embalses situados en la zona media (Figura 14). Se ha constatado anualmente la presencia de camas y frezas en diversas zonas del cauce principal, sobre todo aguas arriba del refugio de Las Mestas, y en un mismo día han quedado prácticamente en seco, o bien arrastradas por el nivel del agua. El desnivel del agua habitual es de 50 cm.
- Por su parte el Nalón tiene diversos embalses, también para generación eléctrica, que funcionan mediante clapetas de descarga, provocando también crecidas y bajadas diarias, de menor amplitud, pero más frecuentes. Es por tanto prudente transformar el área mojada de ambos ríos por un factor de 0,46 en el cauce principal.



**Figura 14: Evolución de los niveles de agua en la estación de Requejo- Puente Laneo, del río Narcea**

**El área mojada transformada de la cuenca salmonera Nalón- Narcea es de 2,2983 km<sup>2</sup>.** Por otro lado, las capturas realizadas en la temporada de pesca atribuyen un mayor porcentaje a las aguas del Nalón que a las aguas del Narcea, por lo que resulta razonable estimar que, al menos, la misma cantidad de adultos contabilizados en el Narcea serían contabilizados en el Nalón. La estimación por tanto del censo de otoño debe multiplicarse por 2 a efectos de considerar lo expuesto. Este dato, podría ajustarse de forma adecuada estableciendo de forma fiable y en base a muestreos periódicos en las estaciones correspondientes de ambos ríos, en años sucesivos, y aplicar la relación de densidad de individuos por superficie resultante.

El resultado de los censos realizados durante los últimos años se muestra en la tabla 15:

Tabla 15: Número de salmones censados en otoño en las campañas de 2014 a 2019 en el río Narcea

AÑO DE CENSO (solo Narcea)	Nº de ejemplares
2014	518
2015	549
2016	411
2017	632
2018	430
2019	612
<b>Media</b>	<b>525</b>

Al aplicar el coeficiente de 2 descrito para el Nalón, el número de ejemplares de la cuenca a considerar para la estimación del **CL es de 1050 adultos**.

De estos, siguiendo la relación de sexos mencionada 1:1, la mitad de los salmones que quedan en el Narcea en otoño serán hembras, es decir 263. En otoño, los salmones que aceptamos que quedan en el Nalón (la misma cantidad que los censados en el Nalón), tienen una sex ratio de 1:2, por lo que quedarán 175 hembras para el desove.

#### ➤ Estimación de peso medio en primavera

La estimación del peso medio de las hembras se ha obtenido por las capturas realizadas durante los últimos 6 años (2014- 2019) en el río Narcea (tabla 16). Se asume que las hembras estarán dentro de la clase 2SW y MSW, y que representan el 70% de la población de primavera. De esta forma, el peso medio de las hembras en primavera se calcula con la siguiente expresión:

$$\bar{P}_{hembra} = \frac{(PM_{2SW} * N_{hembras\ 2SW}) + (PM_{MSW} * N_{hembras\ MSW})}{(N_{hembras\ TOTAL})}$$

Tabla 16: Calculo del peso medio de las hembras en primavera, según datos de captura en el periodo 2014- 2019

AÑO	Número salmones				Peso medio (kg)			Número hembras				Peso medio (kg) hembras
	1SW	2SW	MSW	Total	PM 1SW	PM 2SW	PM MSW	1SW	2SW	MSW	Total	
2014	32	518	7	557	3,28	5,21	8,88	0	363	5	368	5,25
2015	47	350	7	404	2,97	5,22	9,77	0	245	5	250	5,31
2016	105	245	8	358	2,07	5,45	9,30	0	172	6	177	5,57
2017	85	161	2	248	2,53	5,32	8,75	0	113	1	114	5,36
2018	50	241	7	298	2,57	5,34	8,56	0	169	5	174	5,43
2019	62	316	8	386	2,72	5,40	9,66	0	221	6	227	5,50
	381	1831	39	2251	2,69	5,32	9,15	0	1.282	27	1309	<b>5,40</b>

**Por tanto, el peso medio de las hembras en primavera es de 5,40 kg.**

La relación Longitud (cm)- Peso (kg) de los salmones capturados en primavera es:

$$y=0,0074*x^{3,0789}; R2= 0,8455$$

donde:

- y= peso de las hembras en kg

- $x$  = longitud furcal de las hembras (cm)

Por lo que la **longitud** que se corresponde con el peso medio de las hembras de primavera es de **77,5 cm**.

➤ **Transformación de peso medio de primavera a invierno**

El salmón deja de comer cuando regresa al agua dulce, y durante la maduración fluvial toda su energía la obtiene de las reservas de grasa acumuladas durante su fase marina. Desde la primavera, hasta que desovan en diciembre y enero, sufren una pérdida de peso considerable.

Para obtener las curvas de pérdidas de peso entre estaciones se han utilizado los datos de capturas de un río índice cuyo comportamiento fenológico es similar al de la cuenca Nalón-Narcea, así como la distribución de clases de edad, con mayor abundancia de ejemplares 2SW sobre los 1SW. En este capturadero del río Ulla se contabilizan durante los 365 días del año los salmones que remontan, anotando la fecha, la longitud, el peso a la vez que se hace un sexado del mismo.

Experimentalmente, se han extraído los datos correspondientes a 2686 hembras capturadas entre los años 1992 y 2020, agrupándolas en función de la época de remonte entre las cuatro estaciones del año: primavera, verano, otoño e invierno. Para cada longitud, se enfrenta el peso de cada estación, obteniendo las curvas y ajustes exponenciales que se muestran en las figuras 23 a 18. Como se puede observar, cada ajuste exponencial viene acompañado con el residuo generado en el ajuste ( $R^2$ ), que en el peor de los casos es del 89% en invierno y en el mejor del 97% en otoño, por lo que todas las ecuaciones obtenidas se consideran representativas de las longitudes de las hembras en cada estación.

Una vez obtenidas las ecuaciones de ajuste de la relación longitud- peso para cada estación del año, se rellenaron los huecos de valores faltantes en los datos extraídos de la serie temporal del capturadero, obteniendo el total de la base de datos. Por simple diferencia entre los pesos de cada estación se obtuvieron los porcentajes de pérdidas de peso para las hembras de primavera y de otoño hasta llegar al desove en invierno, y se realizaron los ajustes lineales correspondientes para obtener la ecuación de regresión que define la pérdida en función de la longitud, tal y como se muestra en la figura 19; ambas ecuaciones se ajustan con un  $R^2$  por encima del 99%, lo cual valida su uso.

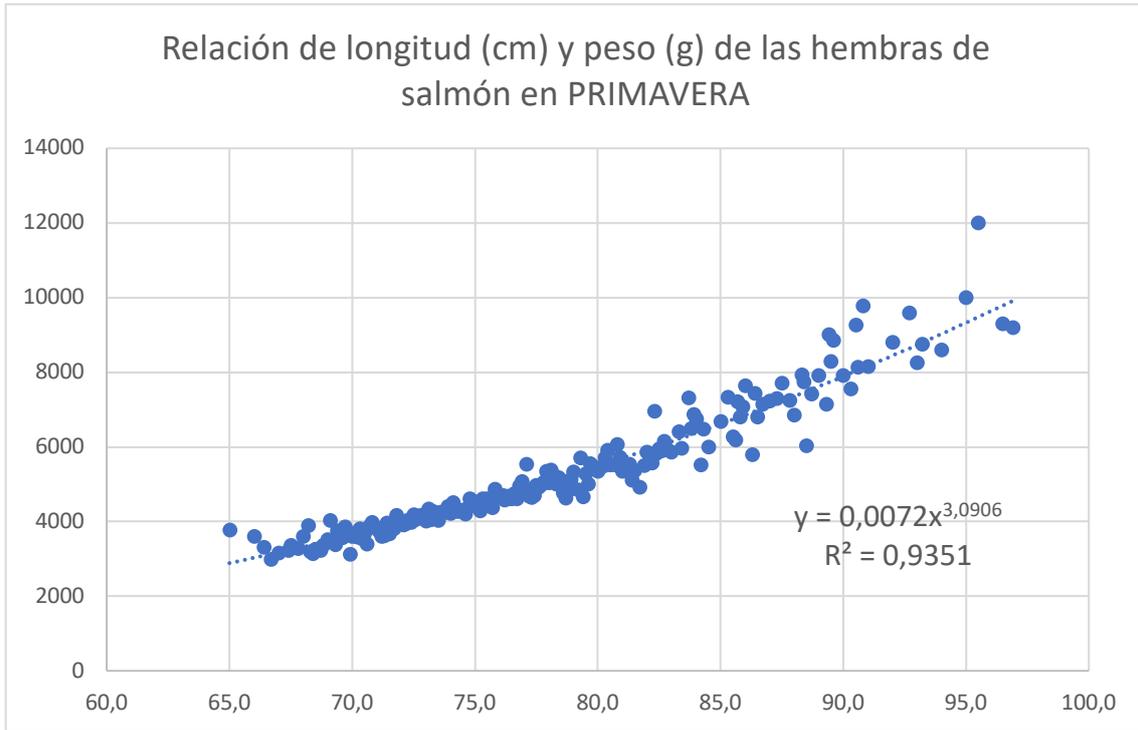


Figura 15: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en primavera

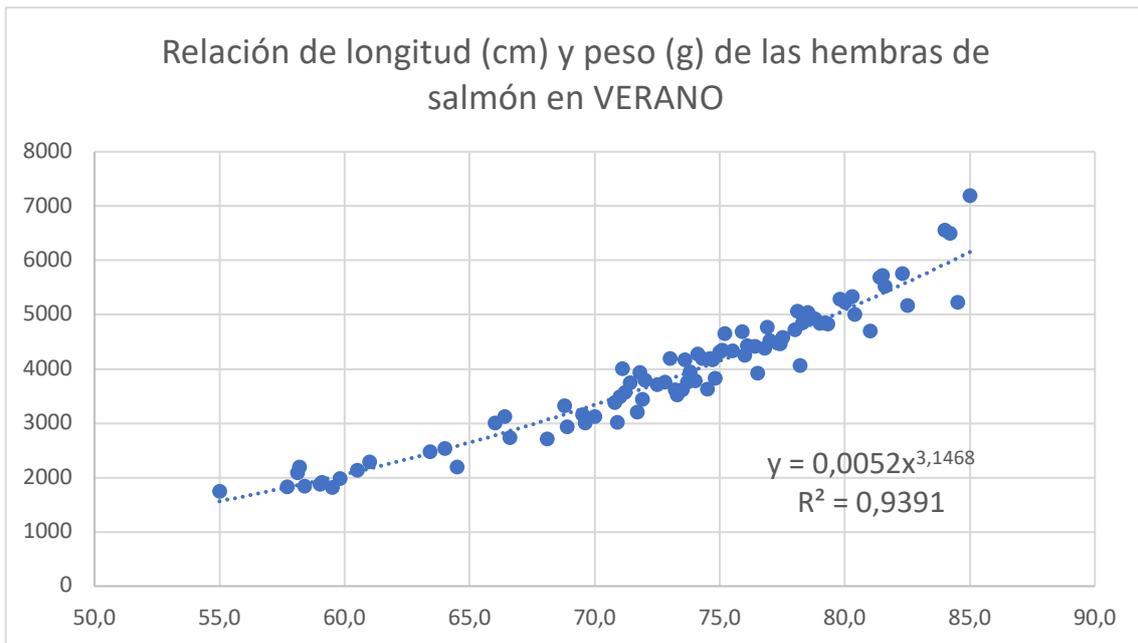


Figura 16: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en verano

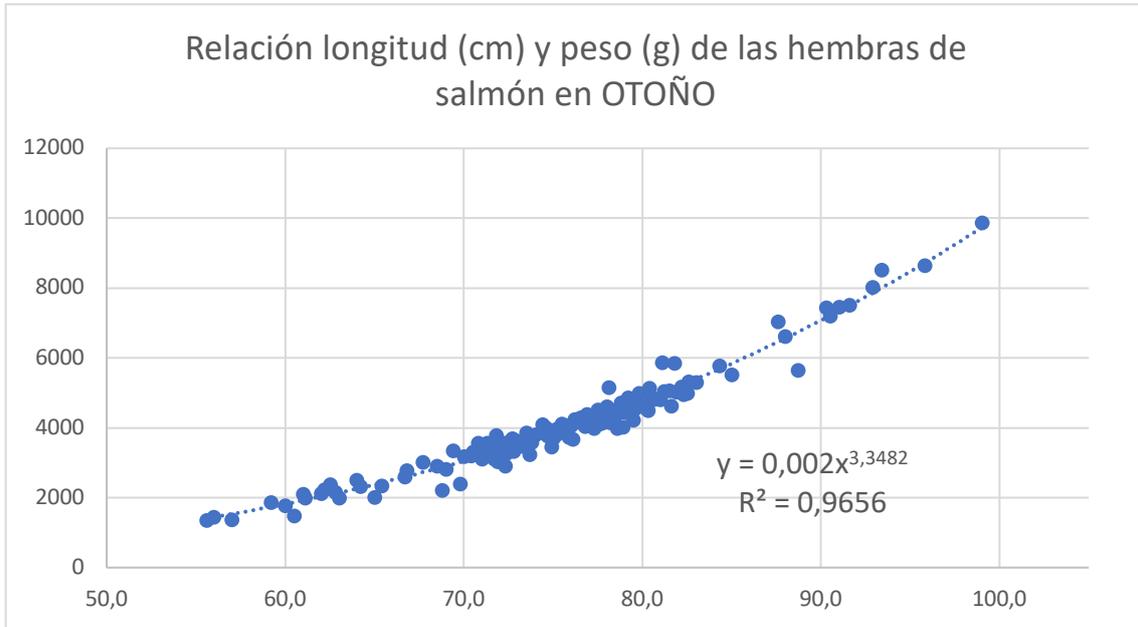


Figura 17: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en otoño

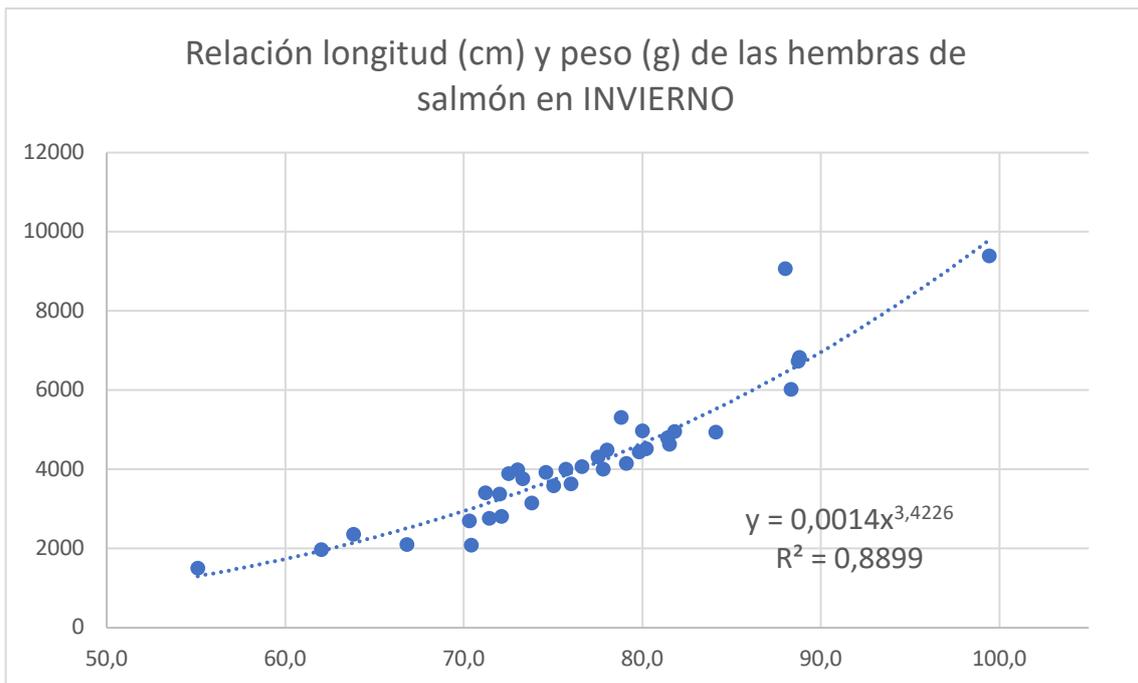
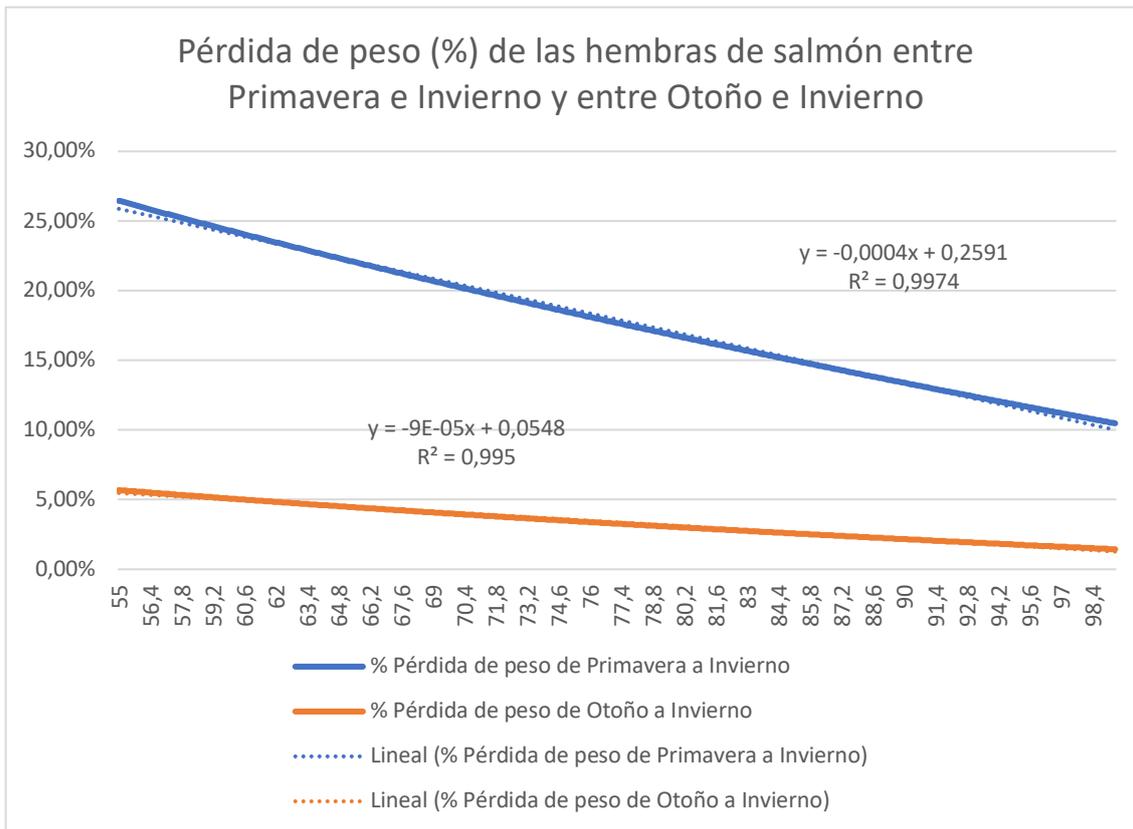


Figura 18: Relación entre la longitud (cm) y el peso (g) de las hembras de salmón en invierno



**Figura 19: Pérdida de peso (%) de las hembras de salmón entre primavera e invierno y entre otoño e invierno, en función de la longitud furcal (cm)**

Tomando en consideración las ecuaciones obtenidas anteriormente:

- Pérdida de peso (%) de hembras de primavera respecto al invierno:

$$y = -0,0004 * x + 0,2591$$

- Pérdida de peso (%) de hembras de otoño respecto al invierno:

$$y = -9 * 10^{-5} * x + 0,05481$$

donde:

- y = pérdida de peso (%)
- x = longitud furcal (cm)

Teniendo en cuenta que el peso medio en primavera de las hembras de la cuenca Nalón-Narcea es de 5,40 que se corresponde como se ha visto anteriormente con una longitud furcal de 77,5 cm, la pérdida de peso en el desove será del 17,58% (0,95 kg), por lo que **el peso medio en desove será de 4,45 kg.**

#### ➤ Fecundidad relativa y estimada

Experimentalmente, en base a los datos obtenidos en el centro ictiológico de Cotobade (Pontevedra), la curva que ajusta la fecundidad relativa, como número de huevos producidos por kg de peso de la hembra es:

$$y = 0,004 * e^{0,0036x}$$

donde:

- $y$  = peso de las hembras en invierno (kg)
- $x$  = número de huevos por kg de hembra en invierno

sustituyendo el peso de la hembra media de 4,45 kg, la **fecundidad relativa es de 1954 huevos/kg**, lo que supone una **fecundidad estimada de 8696 huevos por hembra**.

➤ **Nivel de desove natural (nº de huevos) por año**

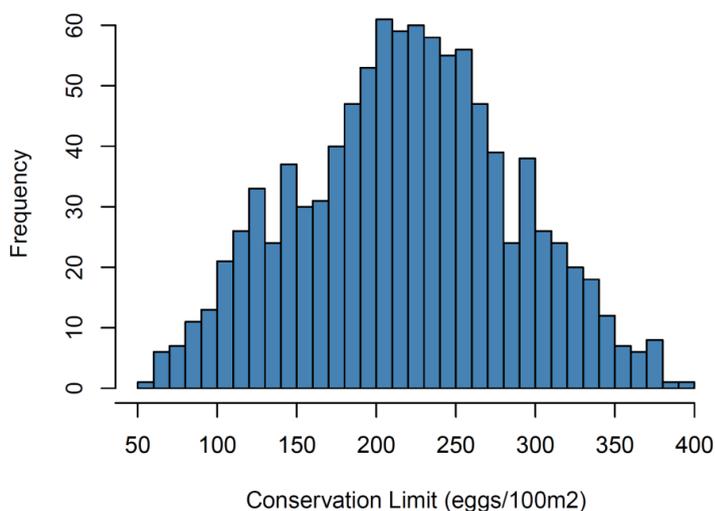
Como se ha visto en puntos anteriores, en base a las capturas anuales de adultos y los censos llevados a cabo en el río Narcea en otoño, el número de hembras que se estima que lleguen al desove es de:

- Río Narcea: 263 hembras
- Río Nalón: 175 hembras
- Total: 438 hembras

Siendo la fecundidad estimada de 8696 huevos por hembra, supone un nivel de desove natural de 3.808.848 huevos.

Anteriormente se a obtenido (tabla 31) el área mojada transformada para la cuenca Nalón-Narcea, de 2,2983 km<sup>2</sup>, por lo que el nivel de desove por km<sup>2</sup> es de 3.808.848 huevos. Este **nivel de desove se corresponde con 166 huevos/100 m<sup>2</sup>**.

Para comprobar si este nivel de desove es adecuado acudimos a fuentes científicas. Young, en 2013 realizó un estudio en 62 ríos salmoneros de Inglaterra y Gales, generando valores de referencia de los niveles de desove (figura 20); los valores centrales de la distribución se sitúan entre los 200 y los 250 huevos/100 m<sup>2</sup>, y el valor que hemos obtenido para la cuenca del Nalón- Narcea 166 huevos/100 m<sup>2</sup>, lo cual no se aleja mucho de los valores centrales de la distribución de Young. En cualquier caso, deberían mejorarse habida cuenta del buen hábitat de la cuenca.



**Figura 20: Niveles de desove para 62 ríos salmoneros de Inglaterra y Gales (Young, 2013)**

Los motivos por los que no se logra un valor central de 225 huevos/100 m<sup>2</sup> pueden ser varios:

- Gran parte del área mojada no es utilizada por los adultos para el desove.
- La relación de zonas donde no es posible desovar (embalses, aguas lentas o aguas con cambios altos del régimen de caudal), hace que la corrección que impusimos en los cauces principales de los ríos Narcea y esta sobreestimada.
- Es necesario realizar estudios en profundidad sobre las zonas efectivas de desove en toda la cuenca, especialmente en los cauces principales de los ríos Narcea y Nalón, con la finalidad de evaluar la fecundidad real con la afección de los embalses.
- La extracción de hembras durante la pesca deportiva no permite llegar a la cifra ideal de desove.

Respecto a esta última posible causa, es posible calcular el desove perdido por la extracción de la pesca deportiva.

Durante el último ciclo biológico estudiado (2014- 2019), las capturas fueron las que se describen en la tabla 17:

**Tabla 17: Capturas sacrificadas en el Nalón- Narcea durante el período 2014- 2019**

AÑO	Total	hembras	machos
2014	557	390	167
2015	404	283	121
2016	358	251	107
2017	248	174	74
2018	298	209	89
2019	386	270	116
	2251	1576	675

La media de hembras pescadas es de 263 anuales que, suponiendo un peso medio y una fecundidad relativa idéntica a la estimada para el cálculo anterior, producen en desove 2.287.048 huevos, que supone un nivel de 995.104 huevos a una densidad de **99 huevos/100m<sup>2</sup>**, que se añadirían a los anteriormente calculados.

Por tanto, el nivel de desove si no hubiese extracción por pesca deportiva sería de **265 huevos/100 m<sup>2</sup>**, que es una cifra que se encuentra en el centro de la distribución definida por Young.

El límite de conservación crítico (CL) es de 1.257.000 huevos, que con la fecundidad media de 8.696 huevos por hembra se corresponde con 146 hembras en desove a un nivel de desove de 55 huevos/100 m<sup>2</sup>.

Manteniendo el sex ratio de 1 hembra y 2 machos, el número total de salmones que se corresponde con el **Límite Crítico de Conservación de la cuenca Nalón- Narcea es de 438 ejemplares.**

### 3.3.6 Limite de conservación favorable (MT)

El Límite de Conservación Favorable (MT) es el objetivo de la gestión y se define como el tamaño del stock de desove que se debería asegurar para que el Límite Crítico de Conservación (CL) se cumpla el 80% del tiempo a largo plazo, reduciendo así el riesgo de cuellos de botella (Anon, 2018a).

Para su estimación se utilizó el método Milner et al., 2000, Aprahamian et al., 2006, Anon, 2018a, Anon, 2018c, que consiste en calcular el Nivel de Desove Anual (NED) aplicando un factor de corrección del 84,2%, que representa el 20 percentil de la distribución normal estándar (SD).

$$MT=CL+0,842*SD$$

La SD es el número de huevos procedentes de desove durante los últimos años. El número de huevos procedentes de desove natural en el período del último ciclo biológico estudiado (2014-2019) se calcula con las mismas premisas iniciales, esto es, ante la ausencia de contadores, se han estimado en base a los censos efectuados a pie de río y aportados por el Servicio de Pesca, y se describe en la tabla 18:

Tabla 18: Número de huevos procedente de desove natural

AÑO	Total	Hembras Narcea	Hembras Nalón	Desove natural
2014	518	259	173	3753773
2015	549	275	183	3978420
2016	411	206	137	2978380
2017	632	316	211	4579893
2018	430	215	143	3116067
2019	612	306	204	4434960

La desviación estándar de este nivel de desove es de 661.501 huevos, que se corresponde con un coeficiente de variación del 29%. **El Límite de Conservación Favorable (MT) será de 1.799.431 huevos, que se corresponde con 207 hembras y por lo tanto con 621 salmones.**

### 3.4 Estrategias de captura: cupos de pesca

La ordenación de las poblaciones de peces consiste en mantener el equilibrio entre los niveles de captura y los niveles de abundancia; esto se logra considerando las estrategias de captura en relación con el estado de la población. **Una estrategia de captura es un plan previamente acordado que establece cómo se ajustará la captura extraída de la población según el tamaño de la población, las condiciones económicas o sociales de la pesquería y la incertidumbre con respecto al conocimiento biológico** (Hilborn y Walters 1992). La estrategia de captura **debe ser robusta a las fluctuaciones impredecibles e incontrolables que se esperan del stock poblacional. Además, debe ser explícita y**

**cuantitativa**, indicando cuánta captura se puede realizar y bajo qué circunstancias (Hilborn y Walters 1992). Los gestores y los usuarios de los recursos deben acordar la elección real de la estrategia de captura, mientras que el técnico debe realizar la evaluación de los riesgos o los resultados probables de las diferentes estrategias de captura alternativas.

Los objetivos de ordenación pesquera pueden lograrse mediante:

- ❑ medidas de control de pescadores (restricciones sobre la cantidad de esfuerzo pesquero),
- ❑ controles de producción (limitación de capturas)
- ❑ una combinación de ambas.

Estas medidas de gestión se enmarcan dentro de una estrategia de captura particular, e incluyen estas cuatro posibilidades:

- 1) Establecer un límite de capturas fijo: se realiza una captura constante anualmente independientemente del estado de la población,
- 2) Establecer tasas de captura fijas: las extracciones representan una proporción fija del reclutamiento de la población (generalmente en %),
- 3) Establecer un escape fijo: se captura todo el reclutamiento que supere un requisito de desove fijo (precisa delimitar previamente el número máximo de reproductores que el capaz de mantener el río), y
- 4) Establecer una estrategia de suelo: se elimina una proporción fija del reclutamiento cuando el reclutamiento excede el requisito mínimo de desove. Lande y col. (1997) propusieron una variación de esta estrategia, denominada cosecha de umbral proporcional.

Cada una de estas estrategias de captura tiene sus ventajas y sus inconvenientes y su aplicación combinada viene siendo utilizada en los últimos años en diferentes ríos, entre ellos peninsulares. A la vista de los resultados obtenidos en los límites de conservación, se propone realizar una combinación de ambas, cuya aplicación permita seguir evaluando la evolución de la población de salmones e ir adaptando las restricciones futuras.

Las estrategias de captura, que son una función lineal del tamaño de la población, se pueden generalizar con la siguiente ecuación:

**Captura = interceptación + pendiente x tamaño del stock** (Hilborn y Walters 1992)

Dónde:

- interceptación = objetivo de escape fijo (reserva de reproductores)
- pendiente = tasa de captura fija

**Con la excepción de la estrategia de captura fija, estas estrategias de captura se conocen como estrategias dependientes de la población.** Las estrategias de captura dependientes de la población no tienen que depender linealmente del tamaño de la población.

### 3.4.1 Estrategias de captura fija

Las estrategias de captura tienen consecuencias en el rendimiento de la población reproductora. Para la implementación de una estrategia de ordenación de este tipo es fundamental la necesidad de disponer de datos precisos sobre captura, composición por edades y esfuerzo pesquero. Sin embargo, muchos sistemas de gestión de capturas fijas han fallado debido al alto grado de capturas no declaradas, lo que genera una recomendación poco fiable sobre los niveles de captura deseables (FAO 1992). Aunque se designa como un número "fijo", en la mayoría de los casos se sigue una política de adaptación y los cupos de captura se establecen generalmente sobre una base anual. Esto agrava el problema, ya que la captura real tiende a ser más alta que la captura total permisible (TAC) aconsejada por los técnicos (Angel et al. 1994). Las estrategias de captura fija también son sensibles a las perturbaciones ambientales que provocan grandes fluctuaciones en el tamaño de la población (Beddington y May 1977). La estrategia es insensible a la abundancia de peces, lo que da como resultado una tendencia a la sobrepesca cuando las poblaciones disminuyen y también da como resultado una mala utilización del recurso en condiciones de mayor abundancia. La **asignación de un cupo fijo bajo** puede ser apropiado en situaciones en las que es imperativo mantener un tamaño de población moderadamente alto, como en el caso de poblaciones que son importantes para la pesca recreativa de peces residentes, como la trucha (Caddy y Mahon 1995), pero en la gestión del salmón atlántico es de difícil aplicación, debido a la extracción de adultos inmaduros en la pesca comercial marina, en la ilegal y en la no declarada. (Potter et al. 2003).

Las estrategias de captura fija (límites máximos de captura preestablecidos) se viene realizando en diferentes ríos de la península ibérica, como el Ulla, Lérez, Masma, Oro, Landro, etc, y como consecuencia de las consideraciones planteadas anteriormente, hay unos años en los que se alcanza y otros en los que no se consigue, lo que sugiere que se puede estar superando el límite de captura; de hecho el cupo fijo de captura se estima como la ganancia máxima (en promedio) que se puede obtener de la población, pero obliga a disponer de un seguimiento real de la población efectivo (mediante contadores y/o capturaderos) al objeto de evitar una explotación excesiva de la población y garantizar que un número adecuado de reproductores lleguen a buen término el desove.

### 3.4.2 Estrategias de tasa de explotación fija

Las estrategias de tasa de explotación fija, en las que la gestión intenta extraer la misma proporción de la población cada año, tienen la ventaja de proporcionar reglas simples para ajustar las capturas en función de los cambios anuales del tamaño de la población (Walters y Pearse 1996). Estas estrategias también pueden tener ventajas porque no dependen de una comprensión completa de la relación SR (stock- reclutamiento) ni requieren una enumeración en tiempo real de todas las capturas (Caddy y Mahon 1995). Otras características positivas de las estrategias de explotación fija son:

- son resistentes a las causas de las fluctuaciones, ya que el cupo fluctúa en la misma proporción
- evitan una variación intertemporal innecesariamente alta en las capturas,
- son prácticas y relativamente económicas de implementar (Hilborn y Walters 1992; Walters y Parma 1996),
- son menos sensibles a los cambios en los parámetros independientes de la densidad (Walters y Parma 1996), lo que permite que el tamaño de la población se ajuste a los cambios en la capacidad de carga tanto de la fase fluvial como de la fase marina, incluso si dichos cambios no se miden o detectan explícitamente (Walters y Korman 1999).

Además, las estrategias de tasa de explotación fija proporcionan una amplia gama de poblaciones reproductoras y, por lo tanto, generan un mejor conocimiento de las relaciones biológicas subyacentes (Hilborn 2001). Walters y Parma (1996) indicaron que **la estrategia de tasa de explotación fija constante era la estrategia óptima para maximizar la captura a largo plazo en condiciones ambientales variables, y sugirieron que puede ser más rentable concentrar los esfuerzos de investigación en la implementación de tales estrategias en lugar de que tratar de explicar y predecir los efectos del cambio ambiental. Esto podría ser particularmente pertinente para la ordenación de las pesquerías de salmón a la vista de las preocupaciones actuales sobre los efectos de las condiciones ambientales marinas y el cambio climático sobre la supervivencia del salmón en el mar** (Friedland et al. 1993; Potter y Crozier 1999; ICES 2000).

La principal crítica a una estrategia de captura fija se relaciona con las preocupaciones sobre su implementación utilizando datos de abundancia de stock inexactos (Eggers 1993). **La captura fija tampoco es aplicable a los programas de recuperación de poblaciones**, ya que la captura continua de capturas fijas provoca un retraso en la recuperación de las poblaciones agotadas o en riesgo de estarlo. **La capturabilidad aumenta en la mayoría de las temporadas hábiles de pesca, debido al aprendizaje de los pescadores y a la modernización de las técnicas de pesca, lo que hace que el uso de una estrategia de captura fija por sí sola, no sea práctico para lograr tasas de explotación estables** (Walters y Parma 1996). Aunque una estrategia de tasa de captura fija es óptima con la función objetivo de maximizar el logaritmo de las capturas (función de utilidad inversa al riesgo para la captura), algunos autores sugieren que la justificación para una estrategia de tasa de captura constante es extremadamente débil ya que la conclusión es sensible al criterio de optimización utilizado (p. ej., Hilborn 1985; Hilborn y Walters 1992; Lande et al. 1997).

### 3.4.3 Estrategias de escape fijo

Las estrategias de escape fijo implican establecer un tamaño de población umbral por encima del cual se pueden capturar individuos en exceso y por debajo del cual no se permite la captura.

En general, estas estrategias tienden a maximizar el rendimiento medio anual, reducir el riesgo de escasez de existencias, promover la recuperación de la población (Caddy y Mahon 1995; Kirkwood y Smith 1996) y **son óptimas cuando los efectos ambientales son estacionarios** (Parma 1990). La ordenación de los cupos en base al escape fijo da como resultado capturas oscilantes interanuales elevadas (Kirkwood y Smith 1996; Lande et al. 1997). La implementación de estrategias de escape fijas es logísticamente difícil, debido a que las pesquerías de salmón tienen lugar principalmente antes de que se pueda evaluar el objetivo de escape en el lugar de desove (Eggers 1993), y requiere un alto nivel de datos y de información permanente. Estas estrategias también son más sensibles a los cambios en los parámetros dependientes de la densidad que a los cambios en los parámetros independientes de la densidad y requieren un conocimiento del parámetro de capacidad de carga de reclutamiento para cada año (Walters y Parma 1996).

En términos de gestión adaptativas, las estrategias de escape fijo funcionan mal porque proporcionan poco contraste en el tamaño de la población reproductora y, por lo tanto, poca información nueva sobre la relación población-reclutamiento. Walters (1986) y Walters y Pearse (1996) también argumentaron que una debilidad importante de las estrategias de escape fijo ha sido su dependencia en las evaluaciones de stock, que a menudo son peligrosamente poco fiables. Los coeficientes de variación para las variables más relevantes, incluso en pesquerías bien documentadas, se encuentran frecuentemente en el rango del 10 al 30% o más (Caddy y Mahon 1995), aunque el uso cada vez mayor de contadores de peces automáticos y acústicos puede proporcionar un medio para abordar este problema (Potter et al. 2003). Aunque las políticas de escape fijas rara vez se aplican actualmente, se han convertido en la norma para el manejo de las poblaciones de salmón (Potter 2001).

#### **3.4.4 Estrategia de suelo**

Cuando el criterio de optimización era maximizar la captura media anual y minimizar el riesgo de agotamiento de la población, la estrategia óptima siempre implicaba un umbral en el tamaño de la población por debajo del cual no se capturan individuos (Lande et al. 1997). Las estrategias de suelo permiten una tasa de explotación fija de la población, a menos que caiga por debajo de un umbral, en cuyo caso no se permite la captura. Lande y col. (1997) propusieron una variación en la estrategia de suelo llamada extracción de umbral proporcional, en la que la extracción se limita a una proporción fija del stock excedente por encima del umbral. Con una alta incertidumbre en las estimaciones de población, esta estrategia puede ser superior a las estrategias de escape fijas. Una diferencia entre una estrategia de suelo y una estrategia de captura de umbral proporcional es que con la primera hay una caída abrupta de la captura en el umbral, mientras que con la última la captura disminuye gradualmente a cero a medida que se alcanza el umbral. Una estrategia de suelo con la tasa de captura aumentando a la tasa objetivo entre  $B_{lim}$  y  $B_{targ}$  es una estrategia destinada a promover la recuperación de la población y reduce el riesgo de sobreexplotación de la población en años en los que se sobreestima el tamaño real de la población.

---

La elección de la estrategia de captura generalmente implica compensaciones entre el rendimiento promedio y la variabilidad del rendimiento (Hilborn y Walters 1992). Lande y col. (1997) sugieren que también se deben considerar los riesgos de agotamiento de la población y que, con esta consideración, las estrategias de captura de umbral (estrategias de suelo) son óptimas, especialmente en condiciones de incertidumbre en la dinámica de la población y el comportamiento de las pesquerías.

### 3.4.5 Otras estrategias

Otras estrategias discutidas por Hilborn y Walters (1992) incluyen estrategias de captura periódica (donde la totalidad o parte de la población no se pesca todos los años) y estrategias de límite de tamaño. Ambas son estrategias complementarias a las cuatro descritas anteriormente.

Es evidente que se deben comparar las diferentes estrategias de captura alternativas y la que se adopte finalmente por parte de los gestores deberá ser resistente a las fluctuaciones impredecibles e incontrolables de las variables que afectan a la abundancia de la población, y debe estar claramente articulada y definida por una función objetiva. **La función objetivo debe ser entendida y acordada por todas las partes interesadas del recurso.** Es preferible adoptar estrategias que dependen del tamaño de la población frente a las estrategias de captura fija. De estas, las estrategias de captura de umbral reducen el riesgo de agotamiento de la población y, cuando se combinan con estrategias de tasa de captura (estrategias de suelo), pueden promover oportunidades de recuperación de la población cuando disminuye la abundancia.

Ni ICES ni NASCO han realizado nunca una evaluación formal de la evaluación de estas estrategias para el salmón del Atlántico, sin embargo, la naturaleza compleja de estas pesquerías, donde diferentes grupos de edad del mar de muchas poblaciones se capturan a menudo en varias pesquerías desde alta mar hasta aguas fluviales, hace que establecer niveles generales de explotación sea muy difícil. Por ejemplo, una población del Nalón- Narcea puede potencialmente explotarse en Groenlandia occidental, en las Islas Feroe, en sus aguas de origen y en sus países vecinos y luego en la pesca deportiva en el Nalón o en el Narcea.

Dada la necesidad imperiosa de proteger el mayor número posible de adultos que alcanzan la época de desove, en la mayoría de las poblaciones de salmón en la zona de distribución del Atlántico norte, **ICES y NASCO han tendido a favorecer una estrategia de escape fija.**

En muchos países de la NEAC, las pesquerías han estado tradicionalmente controladas por restricciones en el esfuerzo de pesca (las tasas de explotación son difíciles de gestionar directamente) y estas se aplican cada vez más a medida que las poblaciones en declive se acercan a los CL. Por ejemplo, el uso de límites de conservación en el Reino Unido (Inglaterra y Gales) se ha desarrollado de acuerdo con los requisitos de ICES y NASCO, para establecer criterios contra los cuales dar asesoramiento sobre el estado del stock y la necesidad de aplicar

determinadas acciones en la gestión. Se están estableciendo límites de conservación para todos los ríos salmoneros y estos, posteriormente, proporcionan la base para la aplicación de una nueva estrategia de captura (similar a una escalera: se establece un peldaño, se evalúa y en función del resultado se sube o se baja otro peldaño); la pesca está permitida si el escape de desove (número de adultos que llegan a desovar) se ha mantenido por encima de su límite de conservación y está controlado por restricciones de esfuerzo, lo que impone una tasa de explotación aproximadamente constante. Sin embargo, cuando las poblaciones caen por debajo del límite de conservación, y como el número de adultos desovadores no se puede obtener hasta el final de la temporada de pesca, es imposible que se pueda evaluar el cierre inmediato de la pesquería ante un evento futuro que no se puede comprobar a priori, por lo que en la temporada siguiente se introducen más controles sobre el esfuerzo pesquero para permitir que la población vuelva a un nivel más satisfactorio. **El objetivo de ordenación será, por tanto, garantizar que las poblaciones reproductoras permanezcan por encima de sus CL durante al menos cuatro de cada cinco años.** Esto se logra evaluando el cumplimiento en bloques de tres años (es decir, promedio durante 3 años), basado en reglas relacionadas con "episodios" (períodos de años) cuando el número de salmónes que consiguen desovar cae por debajo del CL. **El incumplimiento se produce si un episodio dura más de dos años y si el intervalo entre episodios no supera los dos años.** Un río clasificado como defectuoso permanecería clasificado como tal hasta que una reevaluación demuestra su mejoría, durante un período posterior de tres años. El incumplimiento del CL no puede distinguirse entre un deterioro real en el desove/ reclutamiento y un error en la toma de datos, por lo que se deben investigar las circunstancias y determinar cuál es la explicación más probable, con la finalidad de tomar medidas correctoras, si es posible.

Se adopta, por tanto, la gestión de la pesquería recreativa a una estrategia de escape fija aplicada mediante la limitación del esfuerzo y controles de captura adicionales. Esto obliga a incluir en la normativa anual de vedas las condiciones de extracción, que se complementa con los habituales de duración de la temporada, los tipos de artes, permisos de pesca, tramos de gestión, etc.

En la mayoría de los ríos donde se ha implementado esta estrategia de captura, los datos que demuestran la estructura del stock en el río proviene de estudios de seguimiento por radio (por ejemplo, Laughton y Smith (1992), Walker y Walker, (1992), Webb, (1992), Smith y Johnstone (1996), Webb (1998) y Smith et al, (1998), y se ha demostrado que el salmón regresa al agua dulce en diferentes épocas del año. **Se ha demostrado que el tiempo que transcurre hasta su maduración como adulto en el mar es un atributo hereditario** (Stewart et al, 2000). Además, las observaciones de campo han indicado que las unidades de población pueden existir en escalas espaciales (Youngson et al, 1994). Por lo tanto, es plausible considerar que, al igual que sucede en estos ríos monitorizados por seguimiento de radiomarcaje, las poblaciones del Nalón- Narcea estén formadas por más de una población de salmón, cada una de las cuales idealmente podría tratarse como una unidad de gestión diferenciada. Sin embargo, esto no es práctico y las unidades de población deben agruparse

de alguna manera conveniente para fines de gestión. Un criterio posible para agrupar las poblaciones es considerar aquellas que muestran tendencias de abundancia similares como una sola unidad de gestión (Youngson et al, 2002). Se ha demostrado que los diferentes grupos de remonte exhiben diferentes tendencias de abundancia, por lo que es posible establecer un proceso de control en dos etapas (Potter et al. 2003): en primer lugar, las capturas con caña, o los índices de abundancia derivados de las capturas, a escalas de subcuenca se compararán con los niveles de captura de referencia (establecidos por el comportamiento de la serie temporal de capturas), de forma que cuando la captura actual caiga por debajo del punto de referencia, se llevarán a cabo inventarios de juveniles para identificar la gravedad de la reducción de la abundancia de reproductores. Dependiendo del resultado y las posibles razones identificadas para la reducción de la abundancia poblacional, se establecen las medidas de gestión pertinentes a nivel de río.

#### **3.4.6 Estrategia de captura propuesta en la cuenca Nalón- Narcea**

Los resultados estimados en puntos anteriores establecen la necesidad de evaluar el estado actual de las extracciones de adultos en la cuenca. Se ha definido un límite crítico de conservación (CL) de 438 salmónes y un límite de conservación favorable (MT) de 618 salmónes. Cabe recordar que el MT es el objetivo de la gestión y se define como el tamaño del stock de desove que se debería asegurar para que el CL se cumpla el 80% del tiempo a largo plazo reduciendo el riesgo de cuellos de botella en la población.

Tomando los datos de capturas y estimaciones censadas en los últimos 5 años (tabla 19) se pueden establecer las medias para obtener el número de salmónes que remontaron los ríos de la cuenca y, como se puede observar, no existe mucha variación interanual.

Tabla 19: Número total de salmones en la cuenca Nalón- Narcea durante el periodo (2015- 2019)

AÑO	Total pesca	Total censo
2015	404	549
2016	358	411
2017	248	632
2018	298	430
2019	386	612
Total	1694	2634
Media	339	527
Desv. Estandar	65	102
Coef. Variación	19,10%	19,36%

Tomando las medias del ciclo, el número de salmones que remontan a lo largo del año en la cuenca es de 1392 ejemplares.

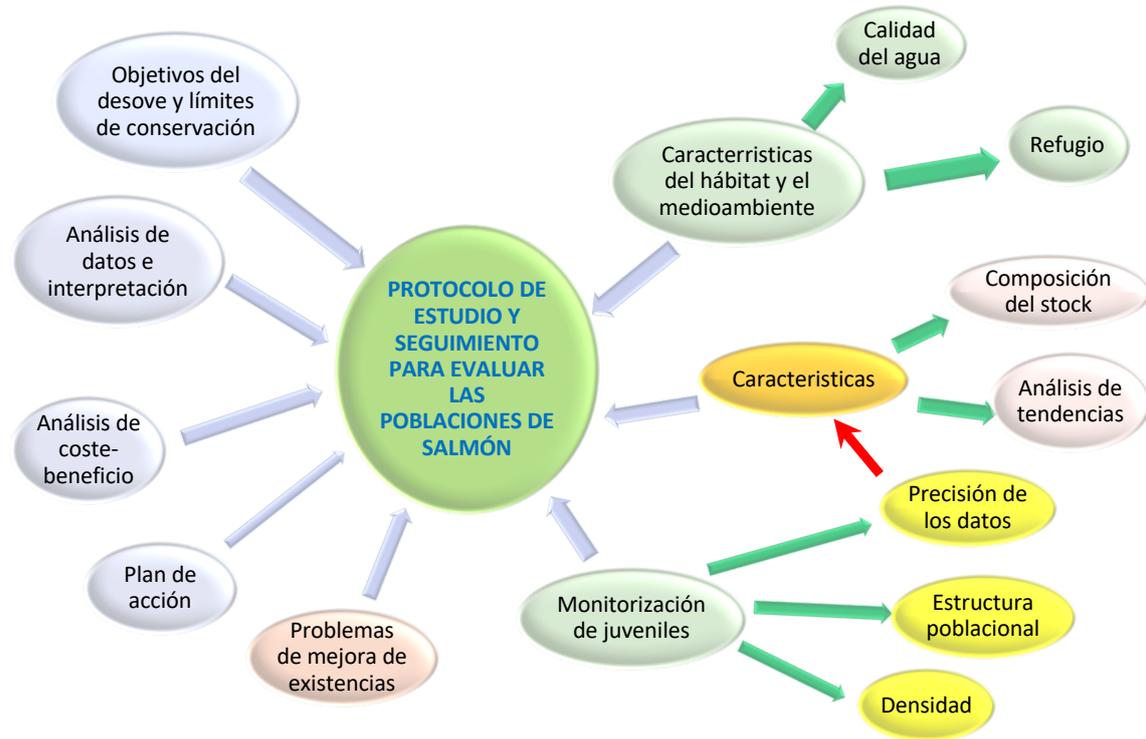
Asignando una estrategia de captura fija del 15% del promedio de los remontes de los últimos 5 años, **el total de capturas autorizado debe ser de 209 ejemplares**, de los que se asume que 140 serán hembras que podrían aportar 1.217.440 huevos.

Actualmente la captura supone un 20% del promedio, por lo que no parece un exceso elevado.

### 3.5 Métodos para monitorizar las poblaciones en sus diferentes fases de desarrollo

Una vez analizado en ciclo biológico del salmón en la cuenca y las características clave de su hábitat, es importante utilizar diferentes procedimientos para su monitorización a fin de evaluar el estado poblacional en cada fase biológica y establecer los controles durante la gestión.

Estos procedimientos se resumen en la figura 29, que muestra las etapas clave de la vida del salmón en las que se debe realizar el monitoreo, la información ambiental complementaria y los análisis necesarios para llevar a cabo la evaluación de su abundancia.



### 3.5.1 Tamaño de la población de adultos reproductores que consiguen desovar

El tamaño de los adultos que consiguen desovar se puede monitorizar y medir por varios medios, incluidas las capturas de caña, la captura de migrantes aguas arriba y los contadores automáticos de peces. Estos datos son esenciales para estimar los escapes de desove, las tasas de explotación y para investigar las relaciones entre la población y la captura, y entre la población y el reclutamiento.

#### ❑ Trampas y contadores aguas arriba

Disponer de un capturadero cercano a las zonas de desove permite tomar datos sobre el número de salmones y truchas migradoras que remontan en el río durante todo el año. Requiere mucha mano de obra y los costes económicos de las estructuras y su instalación son altos. Es necesario tener cuidado para minimizar el estrés de manipulación en los peces y, a menos que se utilicen trampas de ancho completo, se necesitan técnicas de marcado, liberación y recaptura para estimar el tamaño de la población, sin embargo, los datos de las trampas son la forma más directa y menos sesgada para la toma de datos fiables. Además del conteo y la toma de datos biológicos (edad, tamaño, sexo), también proporcionan información importante sobre la composición de las especies, generalmente esencial en ríos con grandes cantidades de truchas migradora.

Los contadores automáticos de resistividad, hidroacústica o infrarojos proporcionan medidas directas del tamaño de la población y su uso ha aumentado en los últimos años como resultado de las mejoras en la tecnología y su precisión. Los contadores existentes han demostrado ser de gran valor para proporcionar información sobre el tamaño y el momento de los remotes de los peces migratorios, y los contadores provistos de cámaras de video han proporcionado información biológica adicional, como especie, sexo y estado sanitario. Es necesario realizar una calibración, limpieza y ajuste de los contadores de forma continua.

Es deseable que en la cuenca del Nalón- Narcea se instalen dispositivos de control permanentes para un efectivo control de las poblaciones. La propuesta más adecuada sería la utilización del azud de La Llonga, en el límite con Barzaniellas, como zona de transición media del río, y donde puede aportar datos de referencia e índices de abundancia explicativos del comportamiento migrador en toda la cuenca. Es evidente que la existencia de escalas en las presas supone un activo que debe ser aprovechado, por lo que se propone la instalación de un capturadero en la presa de Valduno, en el río Nalón, que complementaría los datos referentes a esta subpoblación que, en su conjunto, completa la totalidad de adultos con posibilidad de desove en la cuenca.

Ante la ausencia de estos dispositivos, y mientras que se consigue encontrar una solución alternativa, es recomendable utilizar los datos que proporcionan otros ríos índices con características biológicas similares, como el Ulla, donde se dispone de un capturadero total en Ximonde.

#### ❑ **Estadísticas de captura por pesca deportiva**

Las estadísticas de captura por pesca deportiva proporcionan dos tipos de información importantes:

- Una estimación del rendimiento de una pesquería, que refleja el desempeño de la pesquería.
- Una estimación del tamaño de la población de remonte, basada en varios supuestos sobre la relación entre captura, esfuerzo de pesca y stock.

En Asturias, y por supuesto en el Nalón- Narcea, las capturas son actualmente el único indicador del tamaño de la población de adultos. Por lo tanto, el tamaño se puede utilizar como una medida del estado de conservación mediante la comparación de las capturas actuales con las capturas promedio a largo plazo. Los datos de captura de caña también brindan información sobre las tendencias en el estado de las poblaciones en términos de esfuerzo pesquero, que puede correlacionarse con parámetros ambientales o cambios en la composición de la población. Más importante, quizás, es que el momento del remonte del adulto está fuertemente asociado con la ubicación objetivo del pez para el desove, es decir, con la distancia a las zonas de desove, ya que los peces que remontan más temprano en cualquier edad marina determinada suben más por los ríos antes de desovar. Esto se ha demostrado en grandes cuencas hidrográficas, pero esas relaciones no se han examinado en cuencas más pequeñas, y mucho menos en grandes cuencas donde en los últimos años se ha limitado el acceso de

losa adultos por presas y obstáculos artificiales; pese a que genéticamente su evolución durante miles de años les permita alcanzar tamaños y épocas de remonte tempranas. El reclutamiento varía independientemente de los componentes temporales de la captura (Youngson et al.) y por inferencia, por lo tanto, entre los grupos de población correspondientes. Por lo tanto, la evaluación de las poblaciones basada en las capturas de adultos, o los recuentos o censos de adultos, debe incluir obligatoriamente un elemento temporal apropiado para caracterizar de estos grupos de población.

Sin embargo, existen debilidades potenciales que aportan los datos de la pesca deportiva (Shelton 2002), que incluyen informes inexactos, la ausencia de un medio riguroso para evaluar el esfuerzo de pesca y la tasa de explotación (especialmente la influencia de los factores ambientales) y el vínculo incierto entre abundancia y susceptibilidad a la explotación, denominada (capturabilidad). Además, la relación entre la captura por pesca y el tamaño de la población de remonte se vuelve muy variable a niveles de stock más bajos (que es cuando más protección se necesita) (Peterman y Steer 1981).

A pesar de estas dificultades, es posible obtener relaciones aproximadamente lineales con un buen poder explicativo entre la disponibilidad de salmón para la pesca determinada a partir de datos de capturas anuales.

A pesar de las recomendaciones de un mayor uso de contadores y otras metodologías de evaluación de poblaciones independientes de la pesca, se recomienda que cualquier programa de seguimiento haga un uso completo de los datos de captura con caña existentes y se intente promover mejores sistemas de obtención de información de los pescadores, particularmente en relación con el tiempo y el esfuerzo de pesca.

### **3.5.2 Migración de esguines**

La producción de esguines es un punto de referencia crítico para la pesca del salmón, porque representa el resultado de la producción de agua dulce. Sin embargo, existen algunas dificultades operativas para su estimación.

Las trampas para esguines son útiles para monitorizar el ciclo biológico de cada cohorte y las características biológicas de las poblaciones de juveniles, y pueden usarse para recopilar datos sobre el número, la longitud, el peso, la edad y el estado general de los migrantes. Estos datos son necesarios para hacer un seguimiento en los cambios en el agua dulce y así identificar e interpretar las respuestas a las variaciones a largo plazo (como el cambio climático) o de corto plazo (como la calidad ambiental).

Las trampas de esguines pueden proporcionar recuentos totales, si atrapan todo el ancho del río, o estimaciones estadísticas basadas en marca-recaptura si son solo trampas parciales. Las trampas de esguines están sujetas a una serie de riesgos, que incluyen: crecidas de ríos que afectan la eficiencia de las trampas, necesidades importantes de recursos en términos de mano de obra (para fines de evaluación de poblaciones, una trampa debe estar en funcionamiento

las 24 horas del día, de marzo a julio cada año), la posibilidad de que un río tenga una migración de esguines otoñal (como se intuye que sucede en la cuenca del Nalón- Narcea<sup>4</sup>), y el riesgo de mortalidad posterior a la captura, que aún no se ha investigado a fondo.

A pesar de las implicaciones técnicas y de recursos de la instalación de trampas para esguines, se debe considerar su uso en los ríos del Nalón- Narcea. La indicada sería la trampa de tornillo, y bastaría ubicar dos:

- Una en el río cubia, cerca de su tramo final en la localidad de Grado
- Otra en el río Pigüña, cerca de la desembocadura con el Narcea, en el puente de San Martín.

El complemento perfecto a estas trampas sería el marcado mediante PIT de una muestra de esguines capturados y su detección en antenas dispuestas en los tramos inferiores, aguas abajo, hasta la desembocadura. De esta forma se puede obtener datos de la demografía interna de la última etapa fluvial de los ejemplares antes de su incorporación al mar.

El marcaje mediante el mismo sistema de juveniles procedentes de repoblación resultaría muy positivo para discernir y evaluar de forma independiente las características de ambos orígenes: naturales y repoblados, asociando diversos índices que afectan a la especie en la etapa fluvial, como la predación, supervivencia, mortalidad, edad de esguinado, etc.

Como gran ventaja de la utilización de marcas PIT y antenas de recolección automática de datos esta la posibilidad de disponer de los datos de adultos de retorno que hallan sido marcados. De esta forma es posible aumentar considerablemente el conocimiento de las cohortes sin necesidad de su captura, manipulación y/o sacrificio, por ser un sistema de recogida de datos no invasivo.

### **3.5.3 Actividad durante desove natural**

Una posible medida de la actividad de desove es el conteo de camas. El número de reproductores podría deducirse de los recuentos de camas realizados a escala de población local, pero Youngson et al. sugirió que el número de camas no se correlacionan fuertemente con los números de adultos o con la posterior producción de juveniles. Taggart y col. (2001) afirmaron que muchas camas son nulas y la mayoría de las demás son estructuras que contienen la progenie de varias hembras. Incluso teniendo en cuenta estos efectos, pocas camas parecen contener el número de huevos predicho sobre la base de recuentos de hembras adultas y estimaciones de su fecundidad (Youngson y McLaren 1998). El conteo de camas también es muy subjetivo porque son difíciles de distinguir de las de la trucha migradora, y el método puede verse gravemente afectado por condiciones climáticas adversas (riadas y

---

<sup>4</sup> En otoño no es posible identificar esguinado por pesca, pues la temporada hábil está cerrada, pero durante los últimos años se están viendo numerosos cardúmenes de lubinas que remontan el río hasta zonas de captura estrictamente fluvial, previsiblemente siguiendo el trayecto inverso de la esguines en bajada.

turbidez). El método tiene un valor limitado, no está reconocido como una técnica científica y la cantidad de esfuerzo requerido hace que la inclusión de tal actividad no sea práctica en ningún programa de monitoreo científico.

Sin embargo, la técnica puede ser de algún valor para mostrar si el área de desove se está contrayendo o expandiendo, o cuando se usa para recuperar ríos para determinar la presencia o ausencia de desove. También es valioso mostrar dónde el salmón tiene una preferencia por el desove y relacionar esto con variables ambientales como el gradiente del lecho del río, el tamaño del sustrato y el régimen de flujo de agua. Además, dado que los peces que remontan temprano (primavera) desovan antes que los peces que remontan más tarde, el momento de la creación de camas puede proporcionar indicaciones sobre el éxito de desove de los diferentes componentes de la población. En consecuencia, aunque el recuento de camas no debe ser una parte fundamental de la evaluación de la condición del río ni del estado de conservación de la especie, dependiendo de las circunstancias locales, puede considerarse valioso para proporcionar información de apoyo sobre la evaluación de la condición de estado, y debe considerarse cuando se crea que las observaciones brindan información significativa.

### **3.5.4 Seguimiento de juveniles**

La pesca eléctrica se considera el método de muestreo mejor y más rentable para monitorizar las poblaciones de salmónidos juveniles desde una perspectiva de toda la cuenca. Los resultados de las encuestas de pesca eléctricas proporcionan una medida del grado en que se están utilizando los hábitats de desove y cría, proporcionan una evaluación de la estructura demográfica de las poblaciones, identifican impactos ambientales adversos y, en casos extremos, destacan los fallos en el reclutamiento. Los resultados son particularmente valiosos cuando se miran junto con los datos obtenidos de otras fuentes, por ejemplo, contadores de peces y capturas con caña. Esta metodología también se puede utilizar para evaluar el éxito de los programas de repoblación, especialmente en las etapas del ciclo de vida de los alevines. Dicho seguimiento puede proporcionar estimaciones estadísticamente sólidas del tamaño de la población de peces (evaluación cuantitativa de la población) en áreas unitarias de arroyos, o una indicación de los niveles de población relativos (semicuantitativo, descripción general de la cuenca).

Los estudios cuantitativos con fines de evaluación de poblaciones se pueden utilizar para obtener información espacial y temporal precisa sobre las poblaciones de peces para tomar decisiones de ordenación, por ejemplo, rehabilitación de secciones de ríos o restricciones al esfuerzo de pesca en varios afluentes. La estrategia de muestreo para obtener esta información debe diseñarse para cumplir con los requisitos de precisión predeterminados. La cantidad de sitios que deben inspeccionarse puede ser grande, dependiendo de la precisión requerida. Además, se debe llevar a cabo un programa anual durante varios años para tener en cuenta la variabilidad natural en el estado del stock. Los métodos de prospección necesarios para obtener información sobre la evaluación de poblaciones también requieren mucha mano

de obra y requieren un tiempo considerable, de modo que en grandes cuencas hidrográficas es probable que se requieran recursos adicionales para permitir la resolución espacial necesaria para identificar cuellos de botella e informar sobre su gestión.

Las técnicas semicuantitativas, como la pesca eléctrica cronometrada de captura única, requieren menos mano de obra y pueden utilizarse para proporcionar más información sobre el estado de las poblaciones de peces en una cuenca en términos de abundancia, distribución y estructura de la población, pero a menor nivel de precisión. La estimación precisa del tamaño del stock utilizando esta técnica requiere que se lleve a cabo un ejercicio de calibración. Existe cierta pérdida de precisión si no se utilizan redes de detención, aunque esto suele ser insignificante si se seleccionan para el muestreo secciones adecuadas de río con barreras naturales.

Para una descripción general de la cuenca, no es esencial una alta precisión, y una técnica semicuantitativa calibrada de este tipo puede proporcionar información rentable sobre si las poblaciones están por encima de un umbral mínimo que se relaciona con un estado favorable o desfavorable. La calibración se puede lograr relacionando la captura semicuantitativa con la eficiencia del muestreo derivada del muestreo de agotamiento de capturas múltiples realizado en un hábitat similar (ver Cowx 1996). Este método permite una cobertura geográfica más amplia que refleja el carácter de una cuenca, ya que se pueden inspeccionar más sitios de muestreo cada día. La principal limitación de la pesca eléctrica de salmónidos juveniles es que está restringida a arroyos vadeables, lo que significa que habrá poca información disponible para los ríos principales más grandes.

Se recomienda que se lleve a cabo una combinación de estudios de pesca eléctricos cuantitativos y semicuantitativos para evaluar la condición del estado de conservación de los salmónidos juveniles.

### **3.5.5 Identificar unidades biológicamente significativas dentro la cuenca**

Existe un amplio reconocimiento de que algunas cuencas, particularmente las grandes, a menudo comprenden poblaciones de salmón como una serie de unidades biológicas discretas, a menudo basadas en la edad del mar (Youngson et al. 2003) o utilizando una parte particular de la cuenca, p. un afluente específico. En el registro de escamas analizado y descrito en la demografía de la especie en el Nalón- Narcea se evidencia este suceso, con una superposición de cohortes entre años. Antes de que se pueda diseñar un programa de monitorización, es esencial que se identifiquen tales unidades biológicas para que puedan ser monitoreadas y gestionadas como entidades separadas, cuando sea apropiado y factible. Dichas poblaciones deben identificarse por tiempo de cambio de fase biológica, según lo indiquen los datos de los muestreos y su captura en varias partes de la cuenca, idealmente en auxilio de marcado y mediante estudios genéticos del salmón en toda la cuenca.

### **3.6 Evaluación de la situación de la población**

A la luz de los métodos de monitoreo existentes, se recomienda que se realicen dos estrategias de evaluación separadas, basadas en el estado del remonte de adultos y en las poblaciones de juveniles, pero sus resultados deben integrarse para brindar una evaluación más amplia de las poblaciones, y posteriormente definir cómo se pueden gestionar. El estado de la condición de cada etapa del ciclo biológico debe evaluarse frente a objetivos definidos.

#### **3.6.1 Evaluación del estado del salmón adulto**

El remonte de adultos es monitorizado por el Servicio de Pesca de la Consejería competente en la materia, utilizando uno o una combinación de contadores de peces y datos de captura (a veces junto con datos de esfuerzo). Se consideran apropiadas dos estrategias para la evaluación del estado:

- **Puntos de referencia biológicos**

Descritos anteriormente. Uno de los objetivos de la gestión de la conservación y la pesca del salmón es desarrollar una base práctica para gestionar las poblaciones de salmón individuales y el medio ambiente en el que viven con el fin de optimizar el rendimiento sostenible. Para lograr esto, se establecen varios puntos de referencia de poblaciones y pesqueros, incluido el escape del desove y la deposición de huevos. En este escenario, el remonte de adultos es monitorizado en cada río salmonero por el Servicio de Pesca de la Consejería competente en la materia, utilizando contadores de peces, datos de captura-esfuerzo o una combinación de ambos métodos. El número de adultos que se estima que se pierden por explotación y mortalidad natural se resta del tamaño total del remonte para generar el "escape de desove" (el número de adultos que sobreviven para desovar). Este escape se convierte en una producción total de huevos para el río y se compara con un valor umbral específico del río para la producción de huevos denominado límite de conservación (CL) que es equivalente al Límite Mínimo Biológicamente Aceptable (MBAL) definido por ICES y recomendado por NASCO (Potter 2001).

Todas las relaciones de reclutamiento del stock son abovedadas o asintóticas, y el punto de máxima ganancia en términos de reclutamiento a las etapas de la vida adulta (como la producción de esguines) siempre se puede definir sin ambigüedades, independientemente de la forma de la curva stock-reclutamiento. CL se define como el nivel de stock que soporta la ganancia máxima ( $S_g$ ), o rendimiento sostenible y representa un nivel de escape (y por lo tanto la tasa de explotación) que maximiza el rendimiento potencial bajo las características del ciclo biológico que se aplican a un stock.  $S_g$  es siempre menor que el potencial de reclutamiento máximo ( $S_m$ ).

El límite de conservación se calculará a partir de una evaluación de la capacidad de la red fluvial (toda la cuenca) para generar esguines a partir del hábitat de desove y cría de juveniles, lo que representa la producción mínima de huevos necesaria para maximizar el rendimiento

del sistema. Esto se realizará sumando el área total de hábitat utilizable dentro de la cuenca y multiplicándolo por un valor de densidad de huevos que refleja la calidad intrínseca del hábitat para la producción de esguines. No hay tales criterios disponibles actualmente para la cuenca Nalón- Narcea, y los datos iniciales se han evaluado de forma genérica a partir de muestreos en campo y con la finalidad de disponer de un punto de partida que debe ser revisado y ajustado de forma más precisa durante las siguientes temporadas. La evaluación basada en la estructura de la población adulta - stock de primavera e invierno de múltiples inviernos (2 SW y MSW) frente a peces de invierno en un solo mar (1SW) - puede ofrecer un camino a seguir, especialmente porque los peces MSW se consideran un componente crítico de las pesquerías que se encuentran más amenazadas.

El Límite Biológico Mínimo Aceptable (MBAL) es también el límite de conservación establecido por NASCO, que sugirió que es el umbral por debajo del cual las poblaciones no deberían caer, y recomendó que para lograr esto, los administradores probablemente deberían apuntar a mantener el escape a un nivel bastante más alto (pero no especificado) denominado objetivo de gestión. Es recomendable utilizar el criterio seguido por otros ríos del área de distribución de la especie que sugiere que el cumplimiento se logra solo si se excede el CL en cuatro de cada cinco años. Siempre que se logre esto, los niveles de existencias durante este período serán significativamente más altos que el CL, creando efectivamente un objetivo de gestión más precavido.

Un punto importante a tener en cuenta es que, para fines de conservación en la naturaleza, el CL debe basarse en la capacidad de la red fluvial para producir esguines en condiciones de alta calidad ambiental, lo que no necesariamente es calidad existente (ver Anon. 2003). Si las condiciones existentes se degradan en ciertas partes de la cuenca, y el CL se basa en las condiciones existentes, el CL se subestimarán y se obtendrá una impresión demasiado optimista del estado actual de la población. Por el contrario, si los objetivos se establecen en función de las condiciones históricas que establecieron la curva S-R, pero ya no son relevantes, entonces el objetivo puede ser demasiado alto o bajo para las condiciones actuales (Hilborn y Walters 1992). Incluso si un hábitat de agua dulce o marino está severamente degradado, todavía es posible establecer y gestionar entorno a un MBAL, lo que simplemente asegura que un mayor componente de la población agotada permanezca sin explotar.

En la práctica, en las circunstancias actuales de escasa supervivencia marina en muchas poblaciones (NASCO 1997) y capacidad de carga en algunos tramos, es probable que los objetivos de MBAL basados en condiciones anteriores sean conservadores a menos que científicos experimentados los ajusten para tener en cuenta los problemas encontrados por las poblaciones.

El enfoque defendido en Anon. (2003) debe cumplirse mediante el cual se establecen dos límites de conservación, uno basado en la capacidad inherente de la cuenca para sustentar el salmón en ausencia de impactos antropogénicos y otro que refleje el estado ambiental actual.

El límite de conservación anterior, más ambicioso, debe utilizarse para determinar la condición favorable.

Alternativamente, es posible establecer el número de adultos que consiguen desovar frente a los resultados esperados de los esguines en función de la mortalidad en agua dulce desde el huevo hasta las etapas del ciclo biológico en la etapa fluvial. La producción de esguines refleja el potencial de producción y la calidad ambiental de cada cuenca, por lo que tiene un gran valor potencial en la gestión de la fase de agua dulce.

### 3.6.2 Cálculo de límites de conservación

La primera etapa para establecer el límite de conservación es determinar el área total de hábitat utilizable dentro de la cuenca de captación o que utiliza la población biológica en cuestión y multiplicarla por un valor de densidad de huevos que refleje la calidad intrínseca del hábitat para la producción de esguines.

Una vez que se conoce el área disponible para la deposición de huevos, esto debe calcularse primero al número equivalente de hembras adultas a las que se debe permitir desovar para alcanzar este objetivo, y luego, en última instancia, relacionarlo con la captura declarada por pesca para el río. El número total de huevos a depositar (ET) para cumplir con MBAL viene dado por:

$$ET = A \times ED$$

Donde:

- A es el área de arroyo accesible estimada, y
- ED la tasa media de deposición de huevos por defecto en 340 huevos 100 m<sup>2</sup>

Cuando se disponga de un valor más preciso para la tasa de deposición de huevos, se deberá utilizar esa nueva cifra.

El escape total de hembras de desove (SFT) para cumplir con este valor de deposición de huevos está relacionado con la proporción de hembras 1SW (Pg) y MSW (Pm) (para cada componente de edad del mar) en la población (derivado de los datos de la longitud furcal) y sus fecundidad equivalentes (Gf y Mf) derivadas de tablar obtenidas en ríos índice o por control en años anteriores, tales que:

$$SFT = ET / (Pg \times Gf) + (Pg \times Mf)$$

El número total de peces reproductores (ST) se determina a partir de la proporción de hembras (Pf) en la población reproductora como:

$$ST = SFT / Pf$$

Para calcular cantidad de peces pescables equivalente al escape total de desove de las hembras, es necesario comprender la relación entre la captura (Ct) y el escape.

$$\text{Remonte anual del río} = R = Ct / U$$

$$\text{Total de reproductores} = ST = (R - Ct) \times s = Ct ([1 / U] - 1) \times s$$

Donde:

- U es la tasa de explotación existente por pesca, expresada como proporción del remonte anual total, y
- s la proporción de peces que sobreviven a la fase en el río.

Así, la captura equivalente a alcanzar el límite de conservación es:

$$Ct = (S / s) / ([1 / U] - 1)$$

Este valor debe ajustarse para tener en cuenta el subregistro de captura (en caso de que se intuyan errores en los precintos) como:

$$Ca = Ct / r$$

Donde:

- Cd es la captura anual declarada, y
- r es la tasa de notificación de captura en el precinto.

**Para la evaluación de la condición favorable o desfavorable, el estado del remonte de adultos se basa en el escape de desove anual observado durante un período continuo de tres años. El cumplimiento se considera aceptable si el tamaño excede el límite de conservación durante el 80% del tiempo, esto es, en cuatro de cada cinco años.**

### **3.6.3 Límites de conservación para poblaciones discretas dentro de la cuenca**

Cualquier unidad biológica significativa identificada debe evaluarse en su conjunto. Aunque los límites de conservación se deben establecer a nivel de cuenca total, se deben obtener límites de conservación separados para cada una de las poblaciones identificadas. Esto permite distinguir los factores específicos del río de las tendencias más amplias que pueden deberse principalmente a factores marinos.

La necesidad de conservar componentes diferenciados del stock dentro de una cuenca se basa en la premisa de que **las poblaciones de salmón explotan sectores geográficamente segregados del hábitat de agua dulce para la reproducción y la cría de juveniles, y para los ríos más grandes al menos, existen múltiples poblaciones dentro de una sola cuenca. El intercambio de individuos entre poblaciones parece ser mínimo o inexistente y, al menos a corto plazo, las poblaciones vecinas no compensan necesariamente las deficiencias locales en la producción en otros lugares (Youngson et al. 2003).**

Como resultado, cualquier debilidad en la producción de poblaciones individuales puede reflejarse directamente en la abundancia general de salmón en la pesca. Además, el momento

del retorno de los adultos (tiempo de entrada al río) está fuertemente asociado con la ubicación objetivo de cada pez para el desove, y los peces que remontan más temprano en cualquier edad marina determinada penetran más en los ríos antes de desovar (Laughton & Smith 1992, Webb & Campbell 2000).

El reclutamiento para la pesca varía de manera sistemática e independiente entre los componentes temporales de la captura y por inferencia, por lo tanto, entre los grupos de población correspondientes. Por lo tanto, las dimensiones espaciales y temporales impuestas por la estructuración de la población son críticas para la evaluación del estado de conservación, pero es necesaria una precisión de escala adecuada en el registro de los datos para asignar el salmón que retorna de acuerdo con su población de procedencia. Además del elemento espacial asociado con las poblaciones, los vínculos entre el tiempo de retorno, la pertenencia de la población y el lugar de desove indican que la evaluación de las poblaciones basada en las capturas de adultos por pesca deportiva, o los recuentos de adultos en el río por medio de contadores o censos, debe incluir una información apropiada respecto a la fecha (elemento temporal). Los efectos sobre la estructuración de la población y la fecha se pueden utilizar como una herramienta de evaluación.

Debe reconocerse que, para poblaciones complejas, como las que se encuentran en el río Nalón- Narcea, la estructura de la población y la época de remonte muestra altos niveles de variabilidad y ruido que pueden oscurecer las relaciones subyacentes esperadas. Esta variabilidad puede deberse a factores como el régimen de caudales vinculado a la precipitación, que influye en la accesibilidad a los lugares de freza aguas arriba, por lo tanto, interrumpe el tiempo de remonte y las capturas posteriores.

El principal problema con este enfoque es que las limitaciones de recursos actuales hacen que sea imposible obtener una cobertura total para evaluar escalas geográficas pequeñas. Por ello, puede realizarse una evaluación de los límites de conservación a escala general, sobre la cuenca en su conjunto, y posteriormente ajustar los límites por cada una de las poblaciones encontradas a nivel de cada río, teniendo en cuenta que la evaluación global y general de la cuenca depende fundamentalmente de que las poblaciones locales se comporten de manera similar. Este enfoque no es válido si la variación entre poblaciones es causada por factores que actúan sobre poblaciones individuales (población específica). Esta deficiencia potencial del enfoque generalizado a gran escala es particularmente importante si las tendencias interanuales divergen entre las poblaciones, como es el caso de asignar límites de conservación y en consecuencia estrategias de captura iguales atendiendo a límites administrativos, por ejemplo, por en toda Asturias.

Cabe recordar que las poblaciones o grupos de poblaciones se caracterizan por la fecha de retorno al río, y esta característica tienen una base genética, debiendo garantizarse que dichas poblaciones se mantengan a niveles de conservación seguros. Por lo tanto, el estado desfavorable de cualquier componente de la población debe basarse en un nivel real de la población (límite de conservación) para una población temporal o espacial en particular, en

lugar de un cambio en la composición de la población, por ejemplo, de peces que remontan en otoño a peces que remontan en verano o en primavera, que es la época en la que en Asturias se ejerce la presión pesquera.

Con todo ello se demuestra la necesidad de establecer una gestión individual por cuenca hidrográfica y, a ser posible, en cuencas grandes, con más de un río principal de cierta importancia, establecer las diferencias que se evidencien para no afectar poblaciones más débiles contra las más fuertes. En caso contrario, lo adecuado es gestionar atendiendo a las poblaciones menos favorecidas.

### **3.7 Evaluación en la fase juvenil**

Se debe establecer un programa de muestreo preciso, mediante la evaluación de las densidades y el control del reclutamiento anual, proporcionando estimaciones cuantitativas y semicuantitativas de los alevines y juveniles del salmón.

Es necesario establecer una red de puntos o estaciones de muestreo densa y que sea representativa de cada río dentro de la cuenca a fin de estimar correlaciones entre éstas y las diferentes variables ambientales que se registren.

Un punto de muestreo (también llamado estación de muestreo) se define como un tramo de río representativo de todo el tramo del río en términos de tipos de hábitat y diversidad, uso del paisaje e intensidad de la influencia humana. Debe incluir al menos una unidad de rápido-corriente-pozo, o dos meandros. Dentro de un punto de muestreo, se pueden definir una o varias áreas de muestreo. Si el ancho del río es menor de 15 m, el área de muestreo generalmente corresponde al punto de muestreo. Si el ancho del río es igual o superior a 15 m, se pueden seleccionar y estudiar varias áreas de muestreo separadas dentro de un sitio de muestreo.

Se debe tener en cuenta que los muestreos generalmente se limitan a las secciones del río que se pueden vadear y, por lo tanto, rara vez proporcionan una evaluación precisa de los tramos principales del río.

Para realizar una evaluación del estado de la población de juveniles, se requiere una comparación con un estado de referencia. Generalmente se utilizan dos enfoques. El primer enfoque consiste en relacionar las densidades de juveniles observadas con las densidades que se esperarían en condiciones de alta calidad ambiental. La capacidad intrínseca de los ríos para albergar a los juveniles, o su capacidad de acogida, varía de un río a otro incluso entre amplios tramos dentro de un mismo río y, por tanto, asignar densidades uniformes con una densidad de puntos de muestreo baja no es lo más apropiado para acercarnos al número correcto.

Las densidades de referencia deben ser obtenidas discriminando los diferentes hábitats respecto a su anchura, profundidad, tipo de flujo hidráulico, cobertura, tipo de sustrato, gradiente, altitud, área de captación, distancia del río hasta la desembocadura y valores físico-

químicos como la conductividad eléctrica, el pH o la temperatura. Existen modelos empíricos que predicen estimaciones de la población esperada, que comparándolas con los resultados de los muestreos, calculan el grado de utilización del hábitat. Su uso principal es la detección y evaluación de impactos ambientales mediante la comparación de densidades de salmónidos observadas y pronosticadas. La metodología también se puede utilizar para identificar sitios donde el hábitat limita las poblaciones de salmónidos, que por lo tanto pueden ser el objetivo de la rehabilitación del hábitat.

Se pueden genera dos índices:

- El nivel de calidad del hábitat (HQS). Esta es la densidad de peces prevista en condiciones de referencia. Los valores se dan tanto para alevines de salmón como para juvenil de salmón.
- El índice de utilización del hábitat (HUI). Esta es la relación entre la densidad de peces observada y la predicha, lo que indica hasta qué punto se utiliza el hábitat potencial del tramo para acoger juveniles.

De esta forma, un índice HQS bajo indica los tramos donde la población está por debajo del nivel esperado como resultado de condiciones de hábitat degradadas y/o cambiantes. Por otro lado, el índice HUI indica dónde hay fallos en el proceso de reclutamiento, que serían potencialmente aptos para repoblar.

El seguimiento de los juveniles mediante pesca eléctrica, junto con la información de las estadísticas de captura y, en su caso, los datos de censos y conteos, se propone como el enfoque adecuado para proporcionar una visión general del estado de las poblaciones de salmón en la cuenca del Nalón- Narcea. El principal objetivo del seguimiento será detectar cambios en la población o poblaciones que puedan sugerir establecer determinadas acciones de gestión.

### **3.7.1 Nivel de precisión para la evaluación de stock de juveniles**

Es importante describir tanto la información que se desea obtener en los muestreos con respecto a peces o poblaciones individuales, como a la exactitud y precisión que se debe lograr. En este contexto, **la precisión está asociada con el tipo de error o sesgo en los datos**. Una precisión deficiente tiende a dar resultados que, de manera considerable, pero constante, sobrestiman o subestiman. La precisión está asociada con el '*ruido*' (generalmente expresado como la varianza o coeficiente de variación, CV, de la estimación:

$CV = (\text{desviación estándar entre estaciones o puntos de muestreo}) / (\text{media de la población})$

Generalmente esta variación se reduce por tamaños de muestra más grandes o muestreos repetitivos. Una estimación adecuada y fiable tendrá un coeficiente de variación bajo. La precisión requerida en la estimación de la población dicta el cambio en los parámetros de la población que debe detectarse (si se están determinando los parámetros de la población, se debe determinar la precisión requerida de la abundancia estimada o la magnitud del cambio -

espacial o temporal- que debe detectarse en relación con los objetivos. Esto minimiza el riesgo de obtener una precisión demasiado baja o alta para el propósito. Dado que la elección del nivel de precisión afectará en gran medida al coste económico del programa de muestreo, vale la pena considerar esta pregunta en relación con los objetivos en la etapa de planificación. Bohlin y col. (1990) sugirió una guía aproximada para establecer niveles de precisión para los muestreos basados en tres clases:

- Clase 1: se debe detectar un cambio de la población, en el tiempo o en el espacio, con un factor de 1,2 ( $83 < 100 < 120$ ), con aproximadamente un 80% de probabilidad cuando se utiliza un nivel de significancia del 5%. En el caso de una estimación independiente, este nivel de precisión corresponde aproximadamente a un coeficiente de variación no mayor de 0,05.
- Clase 2: se debe detectar un cambio de la población, en el tiempo o el espacio, con un factor de 1,5 ( $67 < 100 < 150$ ), con aproximadamente un 80% de probabilidad cuando se utiliza un nivel de significancia del 5%. En el caso de una estimación independiente, este nivel de precisión corresponde aproximadamente a un coeficiente de variación no mayor de 0,10.
- Clase 3: se debe detectar un cambio de la población, en el tiempo o el espacio, con un factor de 2 ( $50 < 100 < 200$ ), con aproximadamente un 80% de probabilidad cuando se usa un nivel de significancia del 5%. En el caso de una estimación independiente, este nivel de precisión corresponde aproximadamente a un coeficiente de variación no mayor de 0,16.

Para detectar cambios espaciales y temporales en las poblaciones de salmón los niveles de precisión 2 o incluso 3 son aceptables (Cowx 1996). La detección de cambios a gran escala en las características de la población que prevalecen durante varios años o entre tramos se considera adecuada para alcanzar los objetivos.

Esto tiene claras ventajas, ya que se puede reducir el número de sitios en un tramo particular que deben ser muestreados, reduciendo el coste y la asignación de recursos humanos y materiales.

Para determinar el número real de puntos o estaciones de muestreo que se deben realizar, Bohlin et al. (1990) y Wyatt y Lacey (1994) proporcionaron pautas detalladas para el diseño y análisis para varios escenarios probables. En el caso de que el tamaño de la población o la densidad media se evalúa mediante un método relativo específico (captura por unidad de área o longitud del tramo de río) o absoluto (Zippin o Carle & Strub) en cada punto, la precisión se elige como una de las clases sugeridas anteriormente. El número de sitios se determina a partir de:

$$n = S (C_{pop}^2 + CV_i^2) / (S \times CV^2 + C_{pop}^2)$$

donde:

- $C_{pop}$  es la variación espacial del tamaño de la población entre puntos expresada como el coeficiente de variación (desviación estándar / media), y
- $CV_i$  es el error de muestreo dentro de las estaciones, expresado como el coeficiente de variación (error estándar / tamaño de la población  $N_i$ ) y la precisión del CV de la clase requerida expresada como error estándar / media.

Por lo tanto, es necesario tener una medida del tamaño del área objetivo en relación con el área muestreada por cada réplica antes de poder calcular el número mínimo de muestra para el nivel de precisión dado. El CV puede determinarse a partir de un estudio piloto o de datos de poblaciones similares recopilados durante programas de seguimiento anteriores. El siguiente ejemplo aclara la aplicación de la ecuación.

En un pequeño arroyo de salmón, el área objetivo se divide en  $S (= 92)$  secciones de igual longitud (100 m). Se seleccionó una muestra aleatoria de sitios ( $n = 7$ ) como estudio piloto. En cada uno de ellos, se llevó a cabo un ejercicio de extracción de tres capturas para estimar el tamaño de la población en cada sitio. El tamaño medio de la población por sección y la desviación estándar entre los sitios fueron 127 y 86, respectivamente. Por tanto,  $C_{pop}$  es  $86/127 = 0,68$ . La probabilidad de captura ( $P$ ) utilizando estimaciones de Zippin o Carle y Strub fue de 0,68. Por lo tanto,  $CV_i$  usando  $P = 0,6$ , el número de extracciones  $k = 3$  y un tamaño de población promedio  $N = 127$  se puede calcular de la siguiente manera. La varianza muestral se determina como:

$$V(N_i) = N_i [(1 - q^k) q^k] / [(1 - q^k)^2 - (kP)^2 q^{k-1}]$$

donde  $P$  es la probabilidad de captura y  $q = 1 - P$ . El error estándar de la población es la raíz de esta expresión. El CV es entonces:

$$CV(N_i) = \sqrt{\frac{V(N_i)}{N_i}}$$

Para el ejemplo  $CV(N_i) = 0,024$ . Finalmente, si el nivel de precisión de la evaluación se establece como Clase 2, es decir,  $CV = 0,10$ , el número de sitios ( $n$ ) requeridos sería del orden de:

$$n = 92 (0.682 + 0.0242) / ((92 \times 0.102) + 0.682) = 30.8 = 31.$$

Si el nivel de precisión se limita a la Clase 3 ( $CV = 2$ ), el tamaño de la muestra sería de aproximadamente 11, y para la Clase 1 ( $CV = 0,05$ ) alrededor de 62 puntos.

Al seleccionar los puntos, es importante que sean representativos de los hábitats existentes dentro de la cuenca. Con este fin, es imperativo que los sitios se elijan en las cabeceras y afluentes, así como en el río principal. La estratificación de los tramos según la anchura y la profundidad sería apropiado, aunque debe reconocerse que es prácticamente imposible realizar una evaluación precisa de la abundancia de poblaciones de salmones juveniles en grandes ríos profundos. Al elegir los sitios, también se debe prestar atención a la facilidad de acceso y la seguridad de los operarios.

### 3.7.2 Seleccionar de la ubicación de las estaciones de muestreo

Una vez que se han identificado todas las unidades o poblaciones biológicas importantes y se ha determinado su zona geográfica de desove individual, es necesario diseñar una estrategia de seguimiento capaz de realizar una evaluación adecuada de cada una de ellas. El número de estaciones o puntos de muestreo debe calcularse de acuerdo con lo descrito en el apartado anterior, mientras que los sitios semicuantitativos deben ubicarse a intervalos de 1,5 km. Como la evaluación del estado general de las poblaciones se va a realizar mediante pesca eléctrica, los puntos o estaciones seleccionadas deben poder representar el estado de todas las poblaciones de salmón. Los puntos deben ser utilizados por los salmones para el desove y deben estar espaciados de tal manera que proporcionen una cobertura geográfica adecuada de cada población y de la cuenca en su conjunto.

### 3.7.3 Frecuencia de los muestreos

Se recomienda realizar muestreos en dos fases, que comprenda:

1. Muestreo anual semicuantitativo (cronometrado) de toda la cuenca realizado con resolución de un sitio por cada 1,5 km.
2. Un programa continuo de pesca cuantitativa (3 capturas sin devolución en tramos cerrados con redes) dirigido a cada población biológica dentro de la cuenca. Cada población debe inspeccionarse con un intervalo de no más de tres años.

El primero (semicuantitativo) proporciona una descripción anual de la extensión y el nivel de desove en la cuenca en su conjunto. El segundo (cuantitativo) está destinado a proporcionar una imagen detallada de cada stock, en particular de las fases biológicas discerniendo entre cohortes y edades, así como las relaciones de densodependencia de cada tramo.

Se propone que cada población biológica sea objeto de un estudio con una frecuencia no inferior a una vez cada tres años (un programa renovable de tres años).

### 3.7.4 Procedimiento de muestreo

El muestreo mediante pesca eléctrica se debe adoptar mediante un procedimiento estandarizado para asegurar la comparación de datos dentro y entre ríos. En España, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente ha publicado el *Protocolo de muestreo de fauna piscícola en ríos (ML-Rv-FI-2015)*, que será el adoptado para la cuenca. El protocolo describe los procedimientos de muestreo para la evaluación de un área definida del río, utilizando equipo de pesca apropiado y precauciones de seguridad, para proporcionar estimaciones de:

- Abundancia de peces.
- Composición de especies.
- Estructura de la población (edad o tamaño).

### 3.7.5 Proceso de cálculo

#### a) Asignación de clases de edad

La asignación de edades se realizará mediante el análisis de los histogramas de frecuencia (Método Petersen). A estos histogramas se les añadirán las curvas normales que dependen de la longitud media, la desviación estándar y el número de individuos de cada clase.

Se dibujarán las curvas normales para las clases de edad 0+, 1+ y 2+, 3+ y sucesivas, en las cuales se dispone de ejemplares suficientes para realizar las biometrías y determinar claramente las medias de las clases. Para un mejor ajuste de las clases se realizará un estudio escalimétrico sobre peces capturados en diversas épocas del año, y a ser posible, en diferentes años.

#### b) Medias y frecuencias relativas

Se calculan para cada clase de edad y para el total de la población de forma que:

$$F = \frac{N_i}{N}$$

donde:

F= Frecuencia

N<sub>j</sub>= Número de ejemplares por clase de edad

N= Número de ejemplares totales

Los datos se refieren a las capturas realizadas en el muestreo, sin estimación, en base a la captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

#### c) Cálculo poblacional

La estimación del número de individuos se realizó siguiendo el método de **capturas sucesivas sin devolución**. Este método se basa en resolver una función de probabilidad binomial correspondiente a las capturas obtenidas al ejercer un determinado esfuerzo de captura.

Cuando se supone un esfuerzo de captura y capturabilidad constantes, la función de probabilidad se simplifica mucho, lo que permite aplicar el método de Zippin (1958) para estimar la población total. El procedimiento puede aplicarse, siempre que se cumpla la siguiente condición:

$$0 < R < \left[ \frac{(S-1)}{2} \right]$$

donde:

**S**= número de pasadas efectuadas

**R**= es un estadístico que tiene la siguiente expresión:

$$R = \sum_{i=1}^S (i-1) \cdot \frac{C_i}{C}$$

donde:

**C**= capturas totales (o las capturas totales por clases de edad)

**C<sub>i</sub>**= las capturas correspondientes a la i- ésima pasada

$$C = \sum_{i=1}^S C_i$$

El resultado de este estadístico debe estar entre 0 y 1 para que sea válido y se pueda estimar la población. En caso contrario el muestreo no cumple con las condiciones necesarias, bien por errores en la captura o la falta del número suficiente de ejemplares para la clase analizada. Si el estadístico R está dentro del rango, la población, se puede estimar a partir de la ecuación:

$$N = \frac{C}{1 - q^S}$$

Donde:

**q**= la fracción de la población no capturada (**q=1-p**, siendo **p** la capturabilidad o probabilidad de captura). El valor de q (y p) se determina realizando iteraciones en la expresión:

$$\frac{q}{1-q} = \frac{S \cdot q^S}{1-q^S} = R$$

Finalmente, una vez calculado el número de individuos de la población (N<sup>3</sup>), determinamos su **varianza**, para posteriormente determinar el **error estándar** y el **intervalo poblacional** (intervalo de confianza del 95%).

$$Var(N) = \frac{N \cdot (1 - q^S) \cdot q^S}{(1 - q^S) - (p \cdot S)^2 \cdot q^{S-1}}$$

$$Es = \sqrt{Var(N)}$$

$$N \pm 1,96 \cdot Es$$

#### d) Longitudes y pesos medios

Se trata de realizar medias de las diferentes variables muestreadas en campo, es decir, **longitud y pesos medios por clase y para el conjunto poblacional**.

Cuando se trate de las medias por clases:

$$\bar{L}_j = \frac{\sum_{k=1}^{C_j} L_{jk}}{C_j}; \bar{P}_j = \frac{\sum_{k=1}^{C_j} P_{jk}}{C_j}$$

Donde **j** es la clase, **C<sub>j</sub>** representa el número de individuos de dicha clase, **L<sub>j,k</sub>** y **P<sub>j,k</sub>** representan la longitud y el peso del individuo **k** de la clase **j** y  $\bar{P}_j$  y  $\bar{L}_j$  son las medias de longitud y peso de la clase **j**. Para el conjunto de la población capturada:

$$\bar{L} = \frac{\sum_{k=1}^{C_j} L_k}{C}; \quad \bar{P} = \frac{\sum_{k=1}^{C_j} P_k}{C}$$

Donde **C** representa el conjunto de individuos capturados.

### e) Densidad poblacional y biomasa

La biomasa (g) es un parámetro relativo al tamaño de la población. Para poder comparar poblaciones diferentes será necesario relativizar este parámetro dividiéndolo entre la superficie estudiada (g/m<sup>2</sup>) u otras dimensiones de la zona de muestreo (volumen (m<sup>3</sup>) o metros lineales (m)), de tal forma que para cada una de las clases de edad (j):

$$B_i = \frac{\frac{\sum_{k=1}^{C_j} P_{jk}}{C_j} \cdot N_i}{Sup} = \frac{\bar{P}_j \cdot N_j}{Sup}$$

$\bar{P}_j$  es la media del peso de la clase **j**,  $N_j$  es el número de individuos para la misma clase y **Sup** es la superficie. Para el conjunto poblacional, la biomasa instantánea se calcula como el sumatorio de los valores por clase:

$$B = \sum_{j=1}^n B_j$$

### f) Relaciones biométricas

La relación entre la longitud (L) y el peso (P) del pez describe una curva exponencial que responde a la ecuación:

$$P = a \cdot L^b$$

Donde el exponente de la longitud, **b**, está cercano a 3 en los salmónidos.

La transformación de las variables nos permitirá ajustar los datos a una curva exponencial mediante una regresión lineal por mínimos cuadrados.

$$P = a \times L^b \longrightarrow \frac{P}{a} = L^b$$

$$\log\left(\frac{P}{a}\right) = \log(L^b) \longrightarrow \log(P) - \log(a) = b \times \log(L)$$

$$\log(P) = \log(a) + b \times \log(L)$$

Si  $\beta_0 = \log(a)$ ,  $y = \log(P)$ ,  $\beta_1 = b$  y  $x = \log(L)$  entonces:

$$y = \beta_0 + \beta_1 \cdot x$$

$$\beta_1 = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n y_i \cdot x_i - \sum_{i=1}^n y_i \cdot \sum_{i=1}^n x_i}{n \cdot \sum_{i=1}^n (x_i)^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i\right)^2} \quad y \quad \beta_0 = \bar{y} - \beta_1 \cdot \bar{x}$$

y el **coeficiente de indeterminación**:

$$r^2 = \frac{SSR}{SST} = 1 - \frac{SSE}{SST}; \quad SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - \beta_0 - \beta_1 \cdot x_i)^2; \quad SST = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

Se entiende que la proporción entre el peso y la longitud del pez es independiente de la edad, por lo que el ajuste se realiza con todos los datos del muestreo dejando al margen sus clases de edad.

### g) Crecimiento

En esencia se trata de relacionar los datos de clase de edad y longitud mediante un modelo de regresión. Para ello se realiza el ajuste mediante el **modelo de crecimiento de Von Bertalanffy** o mediante una **polinomial de segundo orden**, en función del número de datos existentes y el mejor ajuste conseguido.

El modelo de crecimiento de Von Bertalanffy relaciona la longitud media de la población  $\bar{L}(t)$  con la edad (t) mediante la siguiente ecuación:

$$\bar{L}(t) = L_{\infty} \cdot (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Donde  $\bar{L}(t)$  es la longitud media estimada (cm) en el instante t,  $L_{\infty}$  es la longitud máxima que el organismo puede alcanzar (cm), t es la edad en años,  $t_0$  es tiempo teórico en el cual la longitud es 0 y k es la constante de crecimiento (años<sup>-1</sup>).

La estimación de las variables k y  $t_0$  se puede realizar de diversas maneras, aunque comúnmente se utiliza la regresión lineal, que minimiza la suma de cuadrados de las distancias verticales de los puntos a la línea. Operando sobre la función anterior, podemos obtener que:

$$\bar{L}(t) = L_{\infty} \times (1 - e^{-k \times (t - t_0)})$$

$$\bar{L}(t) = L_{\infty} - L_{\infty} \times e^{-k \times (t - t_0)}$$

$$\frac{L_{\infty} - \bar{L}(t)}{L_{\infty}} = e^{-k \times (t - t_0)}$$

$$\ln\left(\frac{L_{\infty} - \bar{L}(t)}{L_{\infty}}\right) = -k \times (t - t_0) = k \times t_0 - k \times t$$

$$\text{Si } y = \ln\left(\frac{L_{\infty} - \bar{L}(t)}{L_{\infty}}\right); \quad x = t; \quad \beta_0 = k \times t_0; \quad \beta_1 = -k$$

$$\beta_1 = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n y_i \cdot x_i - \sum_{i=1}^n y_i \cdot \sum_{i=1}^n x_i}{n \cdot \sum_{i=1}^n (x_i)^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i\right)^2} \quad \text{y} \quad \beta_0 = \bar{y} - \beta_1 \cdot \bar{x}$$

$$r^2 = \frac{SSR}{SST} = 1 - \frac{SSE}{SST}; \quad SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - \beta_0 - \beta_1 \cdot x_i)^2; \quad SST = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

### 3.8 Monitoreo ambiental

La información ambiental debe recopilarse en cada ocasión de muestreo. La información necesaria sería:

- ❑ Lugar de muestreo, personal y objetivo
  - Muestreo semicuantitativo (cronometrado) o de 3 pasadas sin devolución en tramos cerrados
  - Sitio de muestreo (nombre)
  - Tipo de agua (arroyo, río)
  - Río / arroyo (nombre)
  - Coordenadas de localidad geográfica (por ejemplo, por GPS o referencia de cuadrícula nacional de 6 cifras)
  - Personal
  - Fecha (día-mes-año)
  - Hora del día (inicio y finalización del muestreo)
- ❑ Equipo y requisitos previos
  - Equipo de pesca eléctrico (fabricante y modelo) Tipo de pulso (DC o PDC)
  - Frecuencia de pulso (Hz)
  - Voltaje (v)
  - Corriente (A)
  - Nivel del agua (bajo, intermedio) (Se debe evitar la pesca a caudales altos)
  - Condiciones climáticas (temperatura del aire, precipitación, nubosidad, viento)
  - Valor de resistencia o conductividad del agua ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )
  - Temperatura del agua ( $^{\circ}\text{C}$ )
  - Visibilidad (color y / o turbidez del agua)
  - Tipo de ánodo (brazo / anillo, diámetro del ánodo, número de ánodos)
  - Uso de redes de detención (sí / no)
  - Numero de pasadas
- ❑ Sitio
  - Longitud del tramo (m)
  - Anchura media del área mojada (m)
  - Profundidad media (m)
  - Profundidad máxima (m)
  - Área de pesca ( $\text{m}^2$ )
  - Clase de corriente de agua: lenta, intermedia, rápida y velocidad de corriente estimada (m/s)
  - Sustrato (dominante, subdominante)
  - Tipo de hábitat (pozo, tablada, rápido, etc)
  - Vegetación acuática
  - Tipo dominante de vegetación acuática (sumergida, flotante, emergente)
  - Clasificación de la zona ribereña circundante Sombra

- Escombros leñosos grandes y refugio
- Altitud
- Documentación fotográfica (muy recomendable)
- Captura
  - Especies registradas (nombre común y referencia al nombre científico) Número de ejemplares
  - Longitud furcal
  - Resultados de muestreos repetidos
  - Resultados en peso
  - Anomalías externas y parásitos.

Además, se debe realizar un estudio del hábitat cada 10 años.

Deben adoptarse procedimientos de medición estándar. Es esencial que la evaluación del hábitat incluya una revisión de los factores que pueden contribuir a que un río no cumpla con los requisitos de la evaluación del estado de conservación y para que se puedan tomar las medidas necesarias para rehabilitarlo.

### 3.9 Informe de resultados

Se debe preparar un informe en el que se presenten los resultados como abundancia, estructura de edad y área del punto de muestreo.

- La **composición de especies** es una lista de especies capturadas.
- La **abundancia** de salmón debe anotarse como número total registrado y como número por 100 m<sup>2</sup>, ya sea a partir del equivalente cuantitativo de una pesca cronometrada (determinada por calibración) o como una estimación absoluta utilizando el modelo de reducción apropiado de Zippin o Carle & Strub en capturas sucesivas.
- **Estructura de clases de tamaño y edad:** la edad se puede determinar a partir de datos o distribuciones de frecuencia (análisis modal). La estructura por edades debe notificarse, si es posible, como la talla media por grupo de edad junto con la desviación estándar y el número de peces en la muestra.
- **Peso y longitud** de peces individuales y registro de la captura total de salmón.
- **Anomalías externas:** todos los peces se deben controlar para detectar anomalías externas, lesiones y presencia de parásitos.

Los informes de los muestreos de pesca eléctrica deben contener información detallada sobre el lugar de muestreo, el procedimiento y el equipo de utilizado, los datos fisiográficos y las condiciones del muestreo y los resultados de las capturas.

Se recomienda que todos los datos se manejen en una base de datos común, en un formato estandarizado.

### **3.10 Resumen del proceso de seguimiento y evaluación**

#### **1. Identificar poblaciones biológicas dentro de la cuenca**

Antes de diseñar una estrategia de monitoreo, es esencial identificar cualquier unidad biológicamente significativa en particular (poblaciones dentro de la cuenca) para que puedan monitorearse como entidades en sí mismas. Las poblaciones específicas deben identificarse sobre la cartografía base de la cuenca, la asociación de peces de diferente edad del mar o tiempo de remonte. La información genética, si estuviese disponible, también puede ser valiosa para este propósito. Los procedimientos de evaluación deben realizarse a nivel de la población individual.

#### **2. Evaluar el estado de la etapa de vida adulta de cada población biológica**

Los adultos de retorno son una fase biológica clave para monitorizar, ya que su abundancia determinará la posterior abundancia de juveniles. Asegurar que se produzcan esguines en un número adecuado para sostener a la población, requiere que el número de adultos que regresen para desovar y que consigan sobrevivir hasta el desove también debe ser el adecuado. Se deben establecer los límites de conservación para garantizar que regrese un número adecuado de adultos para optimizar la producción de esguines. Se propone que estos límites se adopten como el parámetro de población adulta, sin embargo, se propone que en los ríos principales, Nalón y Narcea por separado, se obtengan los límites de conservación individuales y se apliquen a cada unidad o población biológicamente significativa que pueda identificarse (primavera y otoño). Para lograr un estado de conservación favorable, el límite de conservación medido por conteo y/o capturas debe excederse en cualquiera de los cuatro años durante un período de cinco años.

#### **3. Estado de los juveniles de cada población biológica**

El estado de los juveniles en agua dulce no solo es un componente clave para evaluar el estado de conservación de una población de salmón, sino que es esencial para comprender los factores ambientales de agua dulce que afectan al salmón durante esta fase de su ciclo biológico. Los datos de población obtenidos se pueden utilizar como base para focalizar la gestión fluvial.

Los objetivos específicos son:

- Obtener un grado de información sobre la extensión y el nivel de desove anual. Esto debe lograrse mediante una prospección de resolución adecuada en toda la cuenca (cada 1,5 km), basada en la pesca eléctrica semicuantitativa (cronometrada de 5 minutos). Esto permitirá una comparación de toda la zona de captación en un solo año, así como también señalar las áreas de reclutamiento deficiente donde se puede enfocar la gestión.
- Obtener una evaluación periódica (no menos de tres años), y estadísticamente sólida, de poblaciones geográficas específicas.

#### **4. Evaluar la necesidad y el potencial de monitorizar la fase de esguinado**

La cantidad de esguines que migran es un parámetro clave para una población de salmón, ya que representa la producción total de agua dulce. Cuando se toma con abundancia de adultos, la mortalidad y, por lo tanto, cualquier impacto en las condiciones que ocurren en el mar se pueden distinguir de la mortalidad durante la fase de agua dulce.

Por lo tanto, se debe considerar la monitorización de esguines donde existan instalaciones o lugares adecuados para la instalación de contadores o trampas móviles.

## **4 PROCEDIMIENTOS DE ACTUACIÓN REFERENTES AL INCREMENTO DEL ÁREA PESCABLE, ACCESOS E INFRAESTRUCTURAS NECESARIAS PARA EL ESTABLECIMIENTO Y CONSOLIDACIÓN DE TRAMOS DE GESTIÓN, INCLUYENDO PROPUESTAS DE TRAMIFICACIÓN, CUPOS, PERÍODOS HÁBILES Y VEDAS, PARA SU POSIBLE INCLUSIÓN EN LA NORMATIVA ANUAL DE PESCA**

La estrategia de captura definida en este Plan de Gestión, establecida en 209 salmones, requiere asumir ciertos cambios en la gestión actual de la pesca deportiva. Se describen a continuación una serie de propuestas que deberían integrarse en la normativa anual de pesca, por un lado, para lograr consolidar las poblaciones de salmón en la cuenca dentro de unos niveles de conservación seguros y lograr cambiar la ligera tendencia decreciente del número de retornos, principalmente en primavera. Por otro lado, se debe garantizar realizar un cálculo del esfuerzo de pesca, y que éste se distribuya de forma justa y equitativa entre los usuarios.

### **4.1 Incremento del área pescable**

Los dos grandes ríos que conforman la cuenca tienen una presión de pesca muy desigual. Para la estimación de los valores límite de gestión se ha realizado el supuesto de que ambos ríos mantienen una población de salmones en otoño en el mismo número, pero con un desequilibrio en las hembras procedentes del Narcea, que son pescadas en mayor número en la campaña de primavera. Es lógico que, si asumimos que ambos ríos mantienen poblaciones en número muy parecidas, la presión de pesca se reparta por igual.

- Aumentar la presión de pesca en aguas del río Nalón, mediante la reordenación de tramos y el aumento de los escenarios de pesca.

### **4.2 Accesos e infraestructuras necesarias para el establecimiento y consolidación de tramos de gestión**

Muchos de los obstáculos presentes en la cuenca Nalón- Narcea disponen de escalas o dispositivos de franqueo, aunque la evaluación de la permeabilidad bidireccional (de remonte y descenso) no ha sido evaluada ni existen programas de mantenimiento establecidos que establezcan las pautas y la periodicidad de su limpieza, control de caudales y el grado de llamada o utilización por los peces. En consecuencia, algunas de estas escalas han supuesto algunos años una barrera infranqueable en el remonte con la consiguiente pérdida de área accesible para el desove, la pérdida de territorio para el crecimiento de juveniles y una alta mortalidad de esguines en su descenso primaveral hacia el mar.

- Por tanto, se deberán realizar auditorías a los pasos existentes y establecer un plan de mantenimiento y revisión anual de su funcionamiento, donde se prevean las

actuaciones de limpieza y correcto funcionamiento (en ambas direcciones: remonte y descenso).

Como se ha evidenciado en el estudio, la explicación del declive poblacional tiene causas externas a la cuenca en su fase marina, sobre la que es imposible actuar a nivel autonómico. De los tres momentos críticos en la supervivencia, además de la extracción de adultos, es necesario actuar sobre la abundancia de juveniles y la elevada mortalidad en el esguinado. Para ello deben tomarse medidas que permitan maximizar las zonas de engorde de juveniles, permitiendo su movimiento interno de recolocación y la migración marina en el esguinado.

- Es fundamental establecer acuerdos con los concesionarios de presas, especialmente las hidroeléctricas para que regulen un turbinado ecológico que impida que los esguines deriven fuera del cauce.
- Establecer un sistema de seguimiento, marcaje y trazabilidad de la población para evaluar las medidas de gestión realizadas y disponer de datos más ajustados sobre el comportamiento de la población en cada una de las etapas de su ciclo biológico.
- Establecer un plan de monitorización de esguinado mediante trampas móviles (tipo tornillo) en los dos principales ríos donde el desove natural es más elevado (ríos Cubia y Pigüeña). El trampeo deberá realizarse entre los meses de abril y junio.

### **4.3 Propuestas de tramificación y acceso a los tramos de pesca**

Bajar la presión pesquera en los puntos calientes de extracción permite redistribuir de forma equilibrada el recurso; esto a su vez permite estimar de forma precisa la captura por unidad de esfuerzo y amplía el número de pescadores que pueden acceder al río.

- Regular el esfuerzo pesquero mediante el control de acceso a las zonas libres. El acceso a estas zonas puede estar exento de tasa y puede ser objeto de sorteo simultáneamente al realizado tradicionalmente en forma de cotos parciales. A efectos de gestión del recurso la tasa de extracción debe considerarse por pozo o tramo de pesca, en ningún caso debe ser cuantificada por el pescador que accede al tramo sin limitar su número. No deben existir tramos de acceso libre y su reparto debe ser equitativo y justo, pero sin comprometer la capacidad máxima de extracción.
- Se propone asimismo realizar una revisión a los tramos de pesca, haciendo una reordenación por pozos.
- El acceso a los tramos de pesca se deberá hacer por sorteo individual nominativo, eliminando la norma de acceso en lotes de tres pescadores. El número máximo de pescadores permitidos por tramo seguirá siendo de tres, pero accederán al sorteo y a la elección de forma individual.

#### 4.4 Cupos

- Establecer una estrategia de extracción de fácil manejo. Se propone el establecimiento de un límite de capturas fijo de 209 ejemplares, que podrá ser revisado anualmente, al alza o a la baja, en función de los datos obtenidos al finalizar el año. Siguiendo el criterio adoptado en los ríos donde se ha adoptado esta estrategia de extracción, este número se determina tomando como base el 15% del promedio de los últimos 5 años, por considerarse el tiempo necesario para completar un ciclo completo.
- Para asegurar que el cupo de capturas respeta el sex ratio deseado, y no complicar la estrategia de extracción, se propone asumir que los ejemplares que superan cierto tamaño (>95 cm) son hembras, por lo que no se podrán sacrificar y deberán ser devueltas al agua. Esto no implica que después de hacerlo se pueda seguir ejerciendo presión en el tramo, al igual que en la modalidad de pesca sin muerte que, en todo caso, deberá contabilizarse como captura.
- Pese a que la especie principal objeto de ordenación es el salmón atlántico, la trucha es una especie objeto de aprovechamiento y su gestión debe ser compatible con el desarrollo de los juveniles de salmón. Asimismo, la trucha de la zona salmonera es un potencial migrador que se transforma en reo si tiene la posibilidad de alcanzar la talla adecuada para ello. Por esto se propone elevar la talla mínima de trucha en todo el tramo salmonero a 30 cm, asegurando que tiene la oportunidad de emigrar al mar o, en caso de permanecer residentes, asegurar el desove antes de su explotación.

#### 4.5 Períodos hábiles

- La medida que se considera más urgente es regular la explotación de hembras en la población en primavera, permitiendo un equilibrio en el sex ratio en otoño. La única medida que se considera adecuada es limitar las capturas de primavera y explotar las zonas bajas a finales de verano y principios de otoño.
- Una vez establecida la regulación de acceso en todo el río y la estrategia de extracción, se debe reconsiderar la eliminación de los días de descanso, permitiéndose la pesca de forma continua durante la época de pesca señalada. Esta medida tenía sentido con la existencia de zonas libres, para amortiguar la presión ejercida por un número ilimitado de pescadores. Al desaparecer esta presión excesiva, es posible mantener una afluencia continua, permitiendo que otros sectores locales indirectos puedan ofrecer su actividad durante más tiempo.

#### 4.6 Vedas

- Se propone la supresión de los refugios de pesca aguas arriba de la confluencia con el Narcea, por ser este último tramo del río principal el que mayor mortalidad representa

en la fase de huevo a consecuencia de las variaciones de caudal provocadas por la liberación del embalse. Los peces de este tramo pueden disminuir la presión de los tramos bajos.

- Se propone la creación de reservas o refugios de pesca en pozos situados en la zona baja y media del río, que han demostrado ser una zona de querencia para los salmones durante todo el año, desde su entrada en el río.
- Considerar la regulación de la pesca en los tres principales ríos de la cuenca que sirven de área de crecimiento permanente a los juveniles de salmón: ríos Cubia en el Nalón, Nonaya y Pigüeña en el Narcea. La regulación deberá garantizar durante todo el año que no se interfiere en los juveniles de salmón, no exclusivamente en las fechas de esguinado.

## 5 Bibliografía

- Ajmone-Marsun, P., Garcia, J. F. & Lenstra, J. A. (2010). On the origin of cattle: how aurochs became cattle and colonized the world. *Evolutionary Anthropology*, **19**, 148- 157. <https://doi.org/10.1002/evan.20267>.
- Alexander, D. R. & Galbraith, P. (1982). A plan to reestablish a natural population of Atlantic salmon in the Point Wolfe River, Fundy National Park. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* **1667**.
- Alley, R. B. (2000). The younger Dryas cold interval as viewed from central Greenland. *Journal of Quaternary Science Reviews*, **19**, 213-226. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00062-1)
- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Ayllón, D., Trueman, C. N., Davidson, I., Kennedy, R. & Elvira, B. (2020). Stable isotopes suggest location of marine feeding grounds of South Europe Atlantic salmon in Greenland. *ICES Journal of Marine Science*, **77**, 593-603. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz258>.
- Amiro, P. (2003). Population status of inner Bay of Fundy Atlantic salmon (*Salmo salar*), to 1999. *Canadian Technical Report Fisheries and Aquatic Sciences* **2488**.
- Anon. (2019a). Report of the U.S. Atlantic salmon assessment committee. *U.S. Atlantic Salmon Assessment Committee Report 31-2018* Activities.
- Antonsson, T., Gudbergsson, G & Gudjónsson, S. (1996). Environmental continuity in fluctuation of fish stocks in the North Atlantic Ocean with particular reference to Atlantic salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, **16**, 540-547. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1996\)016<0540:ECIFOF>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1996)016<0540:ECIFOF>2.3.CO;2).
- Aphrahamian, M. W., Strange, C. D. & Dimond, C. (1988). Movement of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., into the River Usk, South Wales, in relation to water quality. *Journal of Fish Biology*, **33 (Supplement A)**, 245-247.
- Arrignon, J., Tane, J. P. & Latreille, M (1988). Exploitation of the resource in France. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 29-68). London, UK: Croom Helm.
- Astthorsson, O. S. & Vilhjálmsson, H. (2002). Iceland shelf LME: decadal assessment and resource sustainability. In Sherman, K. & Skjoldal, H. R. (Eds.) *Large Marine Ecosystems of the North Atlantic* (pp. 219-243). Amsterdam, NL: Elsevier Science.
- Atkins, C. G. (1887). The river fisheries of Maine. In Goode, G. B. (Ed.) *The Fisheries and Fishery Industries of the United States*. (pp. 673-728) Washington, US.
- Bacon, P. J., Palmer, S. C. F., MacLean, J. C., Smith, G. W., Whyte, B. D. M., Gurney, W. S. C. & Youngson, A. F. (2009). Empirical analyses of the length, weight, and condition of adult Atlantic salmon on return to the Scottish coast between 1963 and 2006. *ICES Journal of Marine Science*, **66**, 844-859. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp096>.
- Bakke, T. A. & Harris, P.D. (1998) Diseases and parasites in wild Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55 (Supplement 1)**, 247-266. <https://doi.org/10.1139/cjfas-55-S1-247>.
- Baum, E. (1997). *Maine Atlantic salmon: a national treasure*. Hermon, ME: Atlantic Salmon Unlimited.

- Beaugrand, G. & Reid, P.C. (2012). Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **69**, 1559-1562. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss153>.
- Beland, P. (1996). *Beluga: a farewell to whales*. New York, NY: Lyons & Burford.
- Beland, K.F., Kocik, J.F., Van de Sande, J. & Sheehan, T.F. (2001). Striped bass predation on Atlantic salmon smolts in Maine. *Northeastern Naturalist*, **8**, 267-274. <https://doi.org/10.2307/3858.483>
- Belhabib, D. & Le Billon, P. (2020). Editorial: illegal fishing is a crime. *Frontiers in Marine Science*, **7**, 162. <https://doi.org/10.3389/mars.2020.00162>.
- Belletti, B., de Leaniz, C. G., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussetini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Ferlerfell, T., Fernández, S., Garrido, P. F., Garcia-Vazquez, E., Garrido, S., Glannico, G., Gough, P., Jepsen, N., Jones, P.E., Kemp, P., Kerr, J., King, J., Malgonzata, L., Lázero, G., Lucas, M. C., Marcello, L., Martin, P., McGinnity, P., O'Hanley, J., del Arno, L. R., Parasiewicz, P., Pusch, M., Rincon, G., Rodriguez, C., Royte, J., Schneider, C. T., Tummers, J. S., Vallesi, S., Vowles, A., Verspoor, E., Warringen, H., Wantzen, K. M., Wildman, L., & Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, **588**. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>.
- Benn, D. I. & Evans, D. J. A. (1998). *Glaciers and glaciation*. London, UK: Arnold.
- Berg, L.S. (1935). Materials on the biology of Atlantic salmon. *Izvestija Press/ VRIORKH*, **20**, 3-113.
- Bigelow, H.B. & Schroeder, W.C. (1953). Fishes of the Gulf of Maine. *Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service* **53**.
- Bilous, M. & Dunmall, K. (2020). Atlantic salmon in the Canadian Arctic: potential dispersal, establishment, and interaction with Arctic char. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **30**, 463-483. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09610-2>.
- Birman, I.B. (1979). On the similarity in the population dynamics of the Canadian salmon, *Salmo salar*, and the Amur autumn chum salmon, *Oncorhynchus keta*, infraspecies *autumalis*. *Journal of Ichthyology*, **20**, 672-677.
- Boerder, K., Miller, N. A. & Worm, B. (2018). Global hotspots of transshipments of fish catch at sea. *Science Advances*, **4**, eaat7159. <https://doi.org/10.1126/sciadv.eaat7159>.
- Bøhn, T., Gjelland, K. Ø., Serra-Llinares, R. M., Finstad, B., Primicerio, R., Nilsen, R., Karlsen, Ø., Samvik, A. D., Skilbrei, O. T., Elvék, K. M. S., Skaala, Ø. & Bjørn, P. A. (2020). Timing is everything: survival of Atlantic salmon *Salmo salar* postsmolts during events of high salmon lice densities. *Journal of Applied Ecology*, **57**, 1149- 1160. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13612>.
- Borcherding, J., Beukelar, A. N., Winter, H. V. & Köning, U. (2010). Spawning migration and larval drift of anadromous North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*) in the River IJssel, the Netherlands. *Ecology of Freshwater Fish*, **23**, 161-170. <https://doi.org/10.1111/eff.12058>
- Bowen, W. D., Lawson, J. W. & Beck, B. (1983). Seasonal and geographic variation in the species composition and size of prey consumed by grey seals (*Halichoerus grypus*) on the Scotian Shelf. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**, 1768-1778.
- Bowlby, H.D. & Gibson, A.J.F. (2012). Inferring adult status and trends from juvenile density data for Atlantic salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, **32**, 1225-1236. <https://doi.org/10.1080/02755947.2012.720648>.

- Boylan, P. & Adams, C.E. (2006). The influence of broadscale climatic phenomena on long term trends in Atlantic salmon population size: an example from the River Foyle, Ireland. *Journal of Fish Biology*, **68**, 276-283. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00893.x>
- Bradbury, I. R., Hamilton, L. C., Chaput, G., Robertson, M. J., Coragner, H., Walsh, A., Morris, V., Reddin, D., Dempson, J. B., Sheehan, T. F., King, T. & Bernatchez, L. (2016a). Genetic mixed stock analysis of an interceptory Atlantic salmon fishery in the Northwestern Atlantic. *Fisheries Research*, **174**, 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.10.1009>.
- Bradbury, I. R., Hamilton, L. C., Sheehan, T. F., Chaput, G., Robertson, M. J., Dempson, J. B., Reddin, D., Morris, V., King, T., Bernatchez, L. (2016b). Genetic mixed stock analysis disentangles spatial and temporal variation in composition of the west Greenland Atlantic salmon fishery. *ICES Journal of Marine Science*, **73**, 2311-2321. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw072>.
- Breau, G., Chaput, G., & LeBlanc, P. (2010). The migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts from the Margaree River, Nova Scotia. *Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* **2899**.
- Brennan, R.E. & Rodwell, L.D. (2008). Sustainable management of wild Irish Atlantic salmon: keys found through the looking glass. *Marine Policy*, **32**, 1072-1079. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.03.007>.
- Burke, W.T., Freeburg, M. & Miles, F. (1994). United Nations resolutions on driftnet fishing: an unsustainable precedent for high seas and coastal fisheries management. *Ocean Development and International Law*, **25**, 127-186 <https://doi.org/10/1080/0090083294.09546030>
- Butler, J. R. A. & Watt, J. (2003). Assessing and managing the impacts of marine salmon farms on wild Atlantic salmon in western Scotland: identifying priority rivers for conservation. In Mill, D. (Ed.) *Salmon at the Edge* (pp. 93-118). Oxford,UK: Blackwell Science,
- Butler, J. R.A., Middlemas, S.J., McKelvey, S.A., McMyn, I., Letson, B., Walker, I., Thompson, P.M., Boyd, I.L., Dick, C., Armstrong, J.D., Graham, I.M. & Baxter, J.M. (2008). The Moray Firth seal management plan: an adaptive framework for balancing the conservation of seals, salmon, fisheries and wildlife tourism in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**,1025-1038 <https://doi.org/10.1002/aqc.923>.
- Caddy, J. F. & Chandler, J. F. (1976). Historical statistics of landings of inshore species in the Maritime Provinces 1947-'73. *Technical Report of the Fisheries Research Board of Canada* **639**.
- Campana, S. E., Casselman, J. M., Jones, C. M., Black, G., Barker, O., Evans, M., Guzzo, M. M., Kilada, R., Muir, A. M. & Perry, R. (2020). Arctic freshwater fish productivity and colonization increase with climate warming. *Nature Climate Change*, **10**,428-433. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0744-x>.
- Carr, J. W & Whoriskey, F. G. (2004). Sea lice infestation rates on wild and escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) entering the Magaguadavic River, New Brunswick. *Aquaculture Research*, **35**, 723-729. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2019.2004.01094.x>.
- Carr, J. W. & Whoriskey, F. G. (2006). The escape of juvenile farmed Atlantic salmon from hatcheries into freshwater streams in New Brunswick, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, **63**, 1263-1268 doi.10.1016/j.icesjms.2006.03.020.

- Carr, J.W., Anderson, J.W., Whoriskey, F.G. & Dilworth, T. (1997). The occurrence and spawning of cultured Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a Canadian River. *ICES Journal of Marine Science*, **54**, 1064-1073. [https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(97\)80010-0](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(97)80010-0).
- Chadwick, E. M. P. (1985). The influence of spawning stock on production and yield of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Canadian rivers. *Aquaculture and Fisheries Management*, **1**, 111-119. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2019.1985.tb0030.x>.
- Chaput, G. (2012). Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES Journal of Marine Science*, **69**, 1538-1548. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss013>.
- Chaput, G., Carr, J., Daniels, J., Tinker, S., Jonsen, I. & Whorisky, F. (2018). Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt and early post-smolt migration and survival inferred from multi-year and multi-stock acoustic telemetry studies in the Gulf of St. Lawrence, Northwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **76**, 1107-1121. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy156>.
- Chase, S. (2003). Closing the North American mixed stock commercial fishery for wild Atlantic salmon. In Mills, D. (Ed.) *Salmon at the Edge* (pp. 84-92). Oxford, UK: Blackwell Science,
- Chavik, L. (2012). The response of the circulation in the Faroe-Shetland channel to the North Atlantic Oscillation. *Tellus A*, **64**, 18423. <https://doi.org/10.3402/tellusa.v64i0.18423>.
- Chick, J. H., Gibson-Reinemer, D. K., Soeken-Gittinger, L. & Casper, A. F. (2020). Invasive silver carp is empirically linked to declines of native sport fish in the upper Mississippi River system. *Biological Invasions*, **22**, 723-734. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02124-4>.
- Chittenden, C. M., Fauchald, P. & Rikardsen, A. H. (2013). Important open ocean areas for northern Atlantic salmon (*Salmo salar*) as estimated using a simple ambient-temperature approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **70**, 101-104. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0215>.
- Christensen, O. & Lear, W. H. (1980) Distribution and abundance of Atlantic salmon at west Greenland. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions Conseil international pour l'Exploration de Mer*, **176**, 22-35.
- Clarke, S. C., McAllister, M. K. & Kirkpatrick, R. C. (2009). Estimating legal and illegal catches of Russian Sockeye salmon from trade and market data. *ICES Journal of Marine Science*, **66**, 532-545. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp017>.
- Clews, E., Durance, I., Vanghan, I. D. & Ormerod, S.J. (2010). Juvenile salmonid populations in a temperate river system track synoptic trends in climate. *Global Change Biology*, **16**, 3271-3283. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02211.x>.
- Condrón, A., Deconto, R., Bradley, R. S. & Juanes, F. (2005). Multidecadal North Atlantic climate variability and its effect on North American Atlantic salmon abundance. *Geophysical Research Letters*, **32**. <https://doi.org/10.1029/2005GL24239>.
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, K., Hilborn, R., Melnychuk, M. C., Brandy, T. A., Gaines, S. D., Szuwalski, C. S., Cabral, R. B., Rader, D. N. & Leland, A. (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **113**, 5125-5129. <https://doi.org/10.1073/pnas.1520420113>.
- Crespi, B.J. & Fulton, M.J. (2004). Molecular systematics of Salmonidae: Combined nuclear data yields a robust phylogeny. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **31**, 658-679. <https://doi.org/10.1016/j.mpev.2003.08.012>.

- Crête-Lafrenière, A., Weir, L.K. & Bernatchez, L. (2012). Framing the Salmonidae phylogenetic family portrait: A more complete picture from increased taxon sampling. *Plos One*, **7**, e46662. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046662>.
- Crozier, W. W. & Kennedy, G. J. A. (1993). Marine survival of wild and hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from the River Bush, Northern Ireland. In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 139-162). Oxford, UK: Fishing News Books
- Cuinat, R. (1988). Atlantic salmon in an extensive French river system; the Loire-Allier. In Mills, D. & Piggins, D (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 389- 399). London, UK: Croom Helm.
- Cunjak, R. A. & Therrian, J. 1998. Interstage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology*, **5**, 209-223. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1998.00094.x>.
- Dabrowska, A. M., Wiktor Jr., J. M., Matgorzata, M. & Wiktor, J. M. (2020). Planktonic protists of the eastern Nordic seas and Fram Strait: spatial changes related to hydrography during early summer. *Frontiers in Marine Science* <https://doi.org/10.3389/fmars.2020-00557>.
- Dadswell, M. J. 2000. Where have all the salmon gone? *Nova Outdoors*, **9**, 17-20.
- Dadswell, M.J., Bradford, R., Leim, A. H. Melvin, G. D., Appy, R.G. & Scarratt, D. J. (1984). A review of fish and fisheries research in the Bay of Fundy between 1976 and 1983. In Gordon, D. C. Jr. & Dadswell, M. J. (Eds.). *Update on Marine Environmental Consequences of Tidal Power Development in the Upper Reaches of the Bay of Fundy* (pp 163-294). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences **1256**.
- Dadswell, M.J., Spares, A.D., Reader, J.M. & Stokesbury, M.J.W. (2010). The North Atlantic Subpolar Gyre and the marine migration of Atlantic salmon *Salmo salar*: the 'Merry-Go-Round' hypothesis. *Journal of Fish Biology*, **77**, 435-467. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02673.x>.
- Daniels, J., Chaput, G., & Carr, J. (2018). Estimating consumption rate of Atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) in the Miramichi estuary using acoustic telemetry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **75**, 1811-1822. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0373>.
- Daniels, J., Sutton, S., Webber, D. & Carr, J. (2019). Extent of predation bias present in migration survival and timing of Atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) as suggested by a novel acoustic tag. *Animal Biotelemetry*, **7**, 16-26. <https://doi.org/10.1186/s40317-019-0148-2>.
- Davidson, K. & Bielak, A. T. (1993). New enhancement strategies in action. In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies*. (pp. 299-320). Oxford: UK: Fishing News Books.
- Dempson, J.B., O'Connell, M.F. & Schwarz. (2004). Spatial and temporal trends in abundance of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Newfoundland with emphasis on impacts of the 1992 closure of the commercial fishery. *Fisheries Management and Ecology*, **11**, 387-402. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.0047.x>.
- Dempson, J. B., Braithwaite, V. A., Doherty, D. & Power, M. (2010). Stable isotope analysis of marine feeding signatures of Atlantic salmon in the North Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **67**, 52-61. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp227>.
- Dempson, J. B., Robertson, M. J., Pennell, C. J., Furey, G., Bloom, M., Shears, M., Ollerhead, L. M. V., Clarke, K. D., Hinks, R. & Robertson, G. J. (2011). Residency time, migration route and

- survival of Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in a Canadian fjord. *Journal of Fish Biology*, **78**, 1976-1992. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02971.x>.
- Dickson, R.R. & Turrell, W.R. (2000). The NAO: the dominant atmospheric process affecting oceanic variability in home, middle and distant waters of European Atlantic salmon. In Mills, D. (Ed.) *The Ocean Life of Atlantic Salmon*. (pp. 92-115). Oxford, UK: Blackwell Science.
- Dickson, R. R., Meincke, J., Malmberg, S.-A. & Lee, A. J. (1988). The 'Great Salinity Anomaly' in the northern North Atlantic 1968-1982. *Progress in Oceanography*, **20**, 103-151. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(85\)90049-3](https://doi.org/10.1016/0079-6611(85)90049-3).
- Diserud, O. H., Fiske, P., Saegrov, H., Urdal, K., Aronsen, T., Lo, H., Barlaup, B. T., Niemelä, E., Orell, P., Erkinaro, J., Lund, R. A., Øland, K., Østberg, G. M., Hansen, L. P. & Hindar, K. (2019). Escaped farmed Atlantic salmon in Norwegian rivers during 1982-2013. *ICES Journal of Marine Science*, **76**, 1140-1150 <https://doi.org/10.1093/icesjmas/fsy202>.
- Dixon, H. J., Dempson, J. B., Sheehan, T. F., Renkawitz, M. D. & Power, M. (2017). Assessing the diet of North American Atlantic salmon *Salmo salar* off the Greenland coast using gut contents and sable isotope analyses. *Fisheries Oceanography*, **26**, 555-568. <https://doi.org/10.1111/fog.12216>.
- Dixon, H. J., Dempson, J. B. & Power, M. (2019). Short-term temporal variation in inshore/offshore feeding and trophic niches of Atlantic salmon *Salmo salar* off West Greenland. *Marine Ecology Progress Series*, **610**, 191-203. <https://doi.org/10.3354/meps12841>.
- Dumas, J. & Prouzet, P. (2003). Variability of demographic parameters and population dynamics of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a south-west French river. *ICES Journal of Marine Sciences*, **60**, 356-370. [https://doi.org/10.1016/s1054-3139\(03\)000](https://doi.org/10.1016/s1054-3139(03)000).
- Dunfield, R. W. (1985). The Atlantic salmon in the history of North America. *Special Publication, Canadian Fisheries and Aquatic Sciences* **80**.
- Ehrlich, J., Schaafsma, F.L., Blulm, B. A., Peeken, I., Castellani, G., Brandt, A. & Flores, H. (2020). Sympagic fauna in and under Arctic pack ice in the annual sea-ice system of the new Arctic. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00452>.
- Elghafahuf, A., Vanderstichel, R., St.-Hilaire, S. & Stryhn, H. (2018). Using space-state models to predict the abundance of juvenile and adult sea lice on Atlantic salmon. *Epidemics*, **24**, 76-87. <https://doi.org/10.1016/j.epidem.2018.04.002>.
- Elson, P. F. (1962). Predator-prey relationships between fish-eating birds and Atlantic salmon. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **133**.
- Elson, P.F. (1967). Effects on wild young salmon of spraying DDT over New Brunswick forests. *Journal of the Fisheries Research of Canada*, **24**, 731-767.
- Elson, P. F. (1975a). The impact of fisheries and environmental changes on the management of Atlantic salmon of the Foyle River system, Ireland. In Elson, P.F. & Tuomi, A. L. W. (Eds.) *The Foyle Fisheries New Basis for Rational Management* (pp. 1-194). Londonderry, UK: The Foyle Fisheries Commission.
- Elson, P. F. (1975b). Atlantic salmon rivers smolt production and optimal spawning: an overview of natural production. *International Atlantic Salmon Foundation, Special Publication Series*, **6**, 96-119.

- Elson, P. F., Meister, A.L., Saunders, J. W., Saunders, R. L., Sprague, J. B. & Zitko, V. (1973). Impact of chemical pollution on Atlantic salmon in North America. In Smith, M. W. & Carter, W. M. (Eds). *Proceedings of the International Symposium on the Atlantic Salmon: Management, Biology and Survival of the Species* (pp. 83-110). Fredericton, N.B: Unipress.
- Engelhard, G. H. & Heino, M. (2004). Maturity changes in Norwegian spring-spawning herring before, during and after a major population collapse. *Fisheries Research*, **66**, 299-310. [http://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00195-4](http://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00195-4).
- Erkinaro, J., Czorlich, Y., Orell, P., Kuusela., Falkegård, M., Lansman., 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **76**, 42-55. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0343>.
- Ewell, C., Cullis-Suzuki, S., Ediger, M., Hocesvar, J., Miller, D. & Jacquet, J. (2017). Potential ecological and social benefits of a moratorium on transshipment on the high seas. *Marine Policy*, **81**, 293-300. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.04.004>.
- Fahy, E. (1984). Landings to the Killorglen fishery, County Kerry, 1869-1965. *Salmon Net*, **17**, 38-46.
- Fairchild, W. L., Swansburg, E. R., Arsenault, J. T. & Brown, S. B. (1999). Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption. *Environmental Health Perspectives*, **107**, 349-367.
- Ferguson, J.W., Ploskey, G.R., Leonardsson, K., Zabel, R.W., & Lundquist, H. (2008). Combining turbine blade strike and life cycle models to assess mitigation strategies for fish passing dams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**, 1568- 1585. <https://doi.org/10.1139/F08-075>.
- Finnegan, A. K., Griffiths, A. M., King, R.A., Machado-Schiaffino, G., Pocher, J.-P., Garcia-Vazquez, E., Bright, D & Stevens, J. R. (2013). Use of multiple markers demonstrates a cryptic western refugium and post-glacial colonization routes of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in northwest Europe. *Heredity*, **111**, 34-43. <https://doi.org/10.1038/hdy.2013.17>.
- Flavio, H., Kennedy, R., Ensing, D., Jepsen, N. & Aarestrup, K. (2020). Marine mortality in the river? Atlantic salmon smolts under high predation pressure in the last kilometers of a river monitored for stock assessment. *Fisheries Management and Ecology*, **27**, 92-101. <https://doi.org/10.1111/fme.12405>.
- Folt, C. L., Nislow, K. H. & Power, M. E. (1998). Implications of temporal and spatial scale for Atlantic salmon (*Salmo salar*) research. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55** (Supplement 1), 9-21. <https://doi.org/10.1139/d98-017>.
- Ford, D. & Golonka, J. (2003). Phanerozoic paleogeography and paleoenvironment and lithofacies maps of the circum-Atlantic margins. *Marine and Petroleum Geology*, **20**, 249-285. [https://doi.org/10.1016/S0264-8172\(03\)00041-2](https://doi.org/10.1016/S0264-8172(03)00041-2).
- Forseth, T., Barlaup, B. T., Finstad, B, Fiske, P., Gjøsæter, H., Falkegård, M., Hindar, A., Mo, T. A., Rickardsen, A. H., Thorstad, E. B., Vøllestad, L. A. & Wennevik, V. (2017). The major threats to Atlantic salmon in Norway. *ICES Journal of Marine Science*, **74**, 1496-1513. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx020>.
- Fortiér, L., Sirois, P., Michaud, J. & Barber. (2006). Survival of Arctic cod larvae (*Boreogadus saida*) in relation to sea ice and temperature in the Northeast Water polynya (Greenland

- Sea). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 1608-1616. <https://doi.org/10.1139/f06-064>.
- Frainer, A., Primicerio, R., Kortsch, S., Aune, M., Dolgov, A. V., Fossheim, M. & Aschan, M. M. (2017). Climate driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proceedings of the National Academy of Science (USA)*, **114**, 12202-12207. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706080114>.
- Francis, R. I. C. C. & Clark, M. R. (1998). Inferring spawning migrations of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) from spawning ogives. *Marine and Freshwater Research*, **49**, 103-108. <https://doi.org/10.1071/MF97253>.
- Freyhof, J. & Schöter, C. (2005). The houting (*Coregonus oxyrinchus* L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. *Journal of Fish Biology*, **67**, 713-729. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00771.x>
- Friedland, K. D. (1998). Ocean climate influences on critical Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **55 (Supplement 1)**, 119-130. <https://doi.org/10.1139/cjfas-55-S1-119>.
- Friedland, K. D. (2002). Emerging science and management issues with Atlantic salmon. In Lynch, K. D., Jones, M. L. & Taylor, W.W. (Eds.) *Sustaining North American Salmon: Perspectives across Regions and Disciplines* (pp. 117-136). Bethesda, MD: American Fisheries Society.
- Friedland, K. D. & Todd, C. D. (2012). Changes in northwest Atlantic arctic and subarctic conditions and the growth response of Atlantic salmon. *Polar Biology*, **35**, 593-602. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1105-2>.
- Friedland, K. D., Hass, R. E. & Sheehan, T. F. (1996). Post-smolt growth, maturation and survival of two stocks of Atlantic salmon. *Fishery Bulletin*, **94**, 654-663.
- Friedland, K. D., Dutil, J. -D., and Sadusky, T. (1999). Growth patterns in postsmolts and the nature of the marine juvenile nursery for Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Fishery Bulletin*, **97**, 472-481.
- Friedland, K. D., Hansen, L. P., Dunkley, D. A. & Maclean, J. C. (2000). Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *ICES Journal of Marine Science*, **57**, 419-429. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0639>
- Friedland, K.D., MacLean, J.C., Hansen, L.P., Peyronnet, A.J., Karlsson, L., Reddin, D.G., Maoileigh, N.O. & McCarthy, J.L. (2009). The recruitment of Atlantic salmon in Europe. *ICES Journal of Marine Science*, **66**, 289-304. <https://doi.org/10.1080/icesjms/fsn210>.
- Friedland, K. D., Shank, B. V., Todd, C. D., McGinnity, P. & Nye, A. (2014). Differential response of continental stock complexes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) to the Atlantic Multidecadal Oscillation. *Journal of Marine Systems*, **33**, 77-87. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.03.003>.
- Funge-Smith, S., Lee, R. & Leete, M. (2015). Regional review of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing by foreign vessels. *Asia-Pacific Fishery. Pacific Fishing Commission. RAP Publication 2015/09*.
- Gaard, E., Hansen, B., Olsen, B. & Reinert, J. (2002). Ecological features and trends in the physical environment, plankton, fish stocks, and seabirds in the Faroe shelf ecosystem. In Sherman,

- K. & Skjoldal, (Eds.) *Large Marine Ecosystems of the North Atlantic* (pp. 245-265). Amsterdam, NL: Elsevier Science.
- Garseth, A. H., Bieving, E. & Aunsmo, A. (2013). Associations between piscine reovirus infection and life history traits in wild-caught Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Norway. *Preventive Veterinary Medicine*, **112**, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.06.007>.
- Gaston, A. J., Bertram, D. F., Boyne, A. W., Chardine, J. W., Davoren, G., Diamond, A. W., Hedd, A., Montevecchi, W. A., Hipfner, J. M., Lemon, M. J., Mallory, M. L., Rail, J. F., & Robertson, G. J. (2009). Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environmental Review*, **17**, 267-286. <https://doi.org/10.1139/A09-013>.
- Gausen, D. & Moen, V. (1991). Large scale escapes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, 426-438.
- Gee, A.S. & Milner, N. J. (1980). Analysis of 70-year catch statistics for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ecology*, **17**, 41-57.
- Gibson, A.J. F., Halfyard, E. A., Bradford, R. G., Stokesbury, M. J. W. & Redden, A. M. (2015). Effects of predation on telemetry-based survival estimates: insights from a study on endangered Atlantic salmon smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **72**, 728-741. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0245>.
- Gilbey, J., Wennevik, V., Bradbury, I. R., Fiske, P. Hansen, L. P., Jacobsen, J. A. & Potter, T. (2017). Genetic stock identification of Atlantic salmon caught in the Faroese fishery. *Fisheries Research*, **187**, 110-119. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.11.020>.
- Glover, K. A., Solberg, M. F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M. W., Hansen, M. M., Araki, H., Skaala, Ø. & Sväsand, T. (2017). Half a century of interaction between farmed and wild Atlantic salmon: status of knowledge and unanswered questions. *Fish and Fisheries*, **18**, 890-927. <https://doi.org/10.1111/faf.12214>.
- Greaker, M., Vormedal, I. & Rosendal, K. (2020). Environmental policy and innovation in Norwegian fish farming: resolving the sea lice problem. *Marine Policy*, **117**. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103942>.
- Green, C. H., Pershing, A. J., Cronin, T. M. & Ceci, N. (2008). Arctic climate change and its impacts on the ecology of the North Atlantic. *Ecology*, **89**, S24-S38. <https://doi.org/10.1890/07-0550.1>.
- Gregory, S. D., Ibbotson, A. T., Riley, W. D., Nevoux, M., Laidson, R. B., Russell, I. C., Britton, J. R., Gillingham, P. K., Simmons, O. M. & Rivot, E. (2019). Atlantic salmon return rate increases with smolt length. *ICES Journal of Marine Science*, **76**, 1702-1712. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz066>.
- Grieve, S. (1885). *The Great Auk, or Garefowl: Its History, Archaeology and Remains*. London, UK: Thomas C.
- Guðjónsson, S., Einarsson, S. M., Jónsson, I. R. & Guðbrandsson, J. (2015). Marine feeding areas and vertical movements of Atlantic salmon (*Salmo salar*) as inferred from recoveries of data storage tags. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **72**, 1087-1098. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0562>.
- Hamoutene, D., Cote, D., Marshall, K., Donnet, S., Cross, S., Hamilton, L. C., MacDonald, S., Clarke, K. D. & Pennell, C. (2018). Spatial and temporal distribution of farmed Atlantic salmon

- after experimental releases from sea cages in Newfoundland (Canada). *Aquaculture*, **492**, 147-156. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.03.040>.
- Hansen, L. P. & Pethon, P. (1985). The food of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., caught by long-line in northern Norway waters. *Journal of Fish Biology*, **26**, 553-562. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1985.tb04296.x>.
- Hansen, L. P. & Jacobsen (2003). Origin and migration of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the oceanic areas north of the Faroes Islands. *ICES Journal of Marine Science*, **60**, 110-119. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1324>.
- Hansen, L. P., Jacobsen, J. A. & Lund, R. A. (1999). The incidence of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Faroese fishery and estimates of catches of wild salmon. *ICES Journal of Marine Science*, **56**, 200-206. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1998.0437>.
- Hanson, N. N., Wurster, C. M., EIMF & Todd, C. D. (2013). Reconstructing marine life- history strategies of wild Atlantic salmon from stable isotope composition of adults. *Marine Ecology Progress Series*, **475**, 249-266. <https://doi.org/10.3354/meps10066>.
- Hartgers, E. M. & Buijse, A. D. (2002) The role of Lake IJsselmeer, a closed off estuary of the River Rhine in rehabilitation of salmonid populations. *Fisheries Management and Ecology*, **9**, 127-138. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2002.00283.x>.
- Hattab, T., Albouy, C., Lasram, F. B. R., Somot, S., LeLoc'h, F. & Leprieur, F. (2014). Towards a better understanding of climate change on marine species distribution: a multiscale modelling approach. *Global Ecology and Biogeography*, **23**, 1417-1429. <https://doi.org/10.1111/geb.12217>.
- Hátún, H., Payne, M. R., Beaugard, G., Reid, P. C., Sandø, A. B., Drange, H., Hansen, B., Jacobsen, J. A., & Boch, D. (2009). Large biogeographical shifts in the northeastern Atlantic Oscillation: from the subpolar gyre, to blue whiting and pilot whales. *Progress in Oceanography*, **80**, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.03.001>.
- Haugland, M., Holst, J. C., Hohm, A. & Hansen, J. P. (2006). Feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar*) post-smolts in the northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **63**, 1488-1500. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.06.04>.
- Havn, T.B., Thorstad, E.B., Teichert, M.A., Saether, S.A., Heermann, L., Hedger, R.D. & Økland, F. (2018). Hydro power-related mortality and behaviour of Atlantic salmon smolts in the River Sieg, a German tributary to the Rhine. *Hydrobiologia*, **805**, 273- 290. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3311-3>.
- Hedger, R.D., Naeje, T. F., Fiske, P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Thorstad, E. B. (2013). Ice dependent winter survival of juvenile Atlantic salmon. *Ecology and Evolution*, **3**, 523-535. <https://doi.org/10.1002/ece3.481>.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. (1991). Estimates of the annual losses of Atlantic salmon *Salmo salar* L. in Norway due to acidification. *Aquaculture and Fish Management*, **22**, 85-92. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1991.tb00497.x>.
- Hesthagen, T., Larsen, B. M. & Fiske, P. (2011). Liming restores Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in acidified Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**, 224-231. <https://doi.org/10.1139/F10-133>.
- Hindar, K., Leaniz, C.G., Koljonen, M-L., Tufjo, J. & Youngson, A. F. (2007). Fisheries exploitation. In Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J. (Eds.) *The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation, and Management* (pp. 306-331). Oxford, UK: Blackwell Publishing.

- Hislop, J. R. G. & Shelton, R. G. J. (1993). Marine predators and prey of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 139-162). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Hjermann, D. Ø., Ottersen, G. & Stenseth, N. C. (2004). Competition between fishermen and fish causes the collapse of Barents Sea capelin. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **101**, 11679-11684. <https://doi.org/10.1073/pnas.0402904101>.
- Holbrooke, C. M., Kinnison, M.T. & Zydlewski, J. (2011). Survival of migrating Atlantic salmon smolts through the Penobscot River, Maine: a pre-restoration assessment. *Transactions of the American Fisheries Society*, **140**, 1255-1268. <https://doi.org/10.1080/00028487.2011.618356>.
- Holm, M., Holst, J. C. & Hansen, L. P. (2000). Spatial and temporal distribution of post-smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Norwegian Sea and adjacent areas. *ICES Journal of Marine Science*, **57**, 955-964. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0700>.
- Horodysky, A. Z., Cooke, S. J., Graves, J. E., & Brill, R. W. (2016). Fisheries conservation on the high seas: linking conservation physiology and fisheries ecology for management of large pelagic fishes. *Conservation Physiology*, **4**, cov059. <https://doi.org/10.1093/conphys/cov059>.
- Horton, T. W., Block, B. A., Drumm, A., Hawkes, L. A., O’Cuaig, M., Ó Maoiléidigh, N., O’Niell, R., Schallert, R. J., Stokesbury, M. J. W. & Wit, M. J. (2020). Tracking Atlantic bluefin tuna from foraging grounds off the west coast of Ireland. *ICES Journal of Marine Science*, **77**, fsaa090. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa090>.
- Houde, E. P. (2016). Recruitment variability. In Jakobsen, T, Fogarty, M. J., Megrey, B. A. & Moksness, E, (Eds.) *Fish Reproductive Biology: Implications for Assessment and Management* (pp. 98-187). New York, NY: John Wiley & Sons.
- Hulbert, L. B., Aires-da-Salva, A. M., Gullucci, V. F. & Rice, J. S. (2005). Seasonal foraging movements and migratory patterns of female *Lamna ditropis* tagged in Prince William Sound, Alaska. *Journal of Fish Biology*, **67**, 490-509. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2005.00757.x>
- Huntsman, A.G. (1931a). Periodic scarcity of salmon. *Fisheries Research Board of Canada, Atlantic Progress Report*, **2**, 16-17.
- Huntsman, A.G. (1931b). The maritime salmon of Canada. *Bulletin of the Biological Board of Canada* **21**.
- Huntsman, A. G. (1939). Salmon for angling in the Margaree River. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin*, **LVII**.
- Huntsman, A. G. (1941). Cyclical abundance and birds versus salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **5**, 227-235. <https://doi.org/10.1139/f40-024>.
- Huntsman, A. G. (1942). Death of salmon and trout with high temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **5**, 485-501. <https://doi.org/10.1139/f40-051>.
- Huntsman, A. G. (1958). Shubenacadie salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **15**, 1213-1218. <https://doi.org/10.1139/f58-064>.
- Hutchings, J. A. (1996). Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock’s collapse. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 943-962. <https://doi.org/10.1139/f96-097>.

- Hutchings, J. A. (2000). Collapse and recovery of marine fishes. *Nature*, **406** (6798), 882-885. <https://doi.org/10.1038/35022565>.
- Hutchings, J. A. & Jones, M. E. B. (1998) Life history variation and growth rate thresholds for maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Canadian Journal for Fisheries and Aquatic Sciences*, **55** (Supplement 1), 22-47. <https://doi.org/10.1039/d98-004>.
- Hutchinson, P., Welch, D., Boehlert, G. & Whelan, K. (2002). Causes of marine mortality of salmon in the North Pacific and North Atlantic Oceans and in the Baltic Sea. *North Pacific Anadromous Fish Commission Technical Report*, **4**, 93-96.
- Hvidsten, N. A. & Møkkelgjerd, P. I. (1987). Predation on salmon smolts, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Surna, Norway. *Journal of Fish Biology*, **30**, 273-280. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1987.tb05752.x>.
- Imbrie, J., Berger, A., Boyle, E. A., Clemens, S. C., Duffy, A., Howard, W. R., Kukla, G., Kutzbach, J., Martinson, D. G., McIntyre, A., Mix, A. C., Molino, B., Morley, J. J., Peterson, L. C., Pisias, N. G., Prell, W. L., Raymo, M. E., Shackleton, N. J. & Toggweiler, J. R. (1993). On the structure and origin of major glaciation cycles. 2. The 100,000-year cycle. *Paleoceanography and Paleoclimatology*, **8**, 699-735. <https://doi.org/10.1029/93PA02751>.
- Ivashchenko, Y.V. & Clapham, P.J. (2014). Too much is never enough: the cautionary tale of Soviet whaling. *Marine Fisheries Review*, **76**, 1-21. <https://doi.org/10.7755/MFR.76.12.1>.
- Iverson, S. J., Fisk, A. T., Hinch, S. G., Flemming, J. M., Cooke, S. J. & Whoriskey, F. G. (2019). The Ocean Tracking Network: advancing frontiers in aquatic science and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **76**, 1041-1051. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0481>.
- Jackson, D, Cotter, D., ÓMaoiléidigh, N., O'Donohoe, P., While, J., Kane, F., Kelly, S., McDermott, T., McEvoy, S., Drumm, A. & Cullen, A. (2011). Impact of early infestation with salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* on the subsequent survival of outwardly migrating Atlantic salmon smolt from a number of rivers on Ireland's south and west coasts. *Aquaculture*, **319**, 37-40. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.06.042>.
- Jackson, D., Cotter, D., Newell, J., McEvoy, S., O'Donohoe, P., Kane, F., McDermott, T., Kelly, S. & Drumm, A. (2013). Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality. *Journal of Fish Diseases*, **36**, 273-281. <https://doi.org/10.1111/jfd.12054>.
- Jacobsen, J. A. & Hansen, L. P. (2000). Feeding habits of Atlantic salmon at different live stages at sea. In Mills, D. (Ed.) *The Ocean Life of Atlantic Salmon: Environmental and Biological Factors Influencing Survival*. (pp. 170-192). Oxford, UK: Blackwell Science.
- Jacobsen, J., & Hansen, L. P. (2001). Feeding habits of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **58**, 916-933. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1084>.
- Jákupsstovu, S. H. (1988). Exploitation and migration of salmon in Faroese waters. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic salmon: Planning for the Future* (pp. 458-482). London, UK: Croom Helm.
- Jensen, A. J., Zubchenko, A. V., Heggberget, I. G., Hvissten, N. A., Johnson, B. O., Kuzmin, O., Loenko, A. A., Lund, R. V., Martynov, V. G., Naeje, T. F., Sharov, A. F., & Øland, F. (1999). Cessation of the Norwegian drift net fishery: changes observed in Norwegian and Russian

- populations of Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science*, **56**, 84-95. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1988.0419>.
- Jensen, A. J., Karlsson, S., Fiske, P., Hansen, L. P., Østberg, G. M., & Hindar, K. (2014). Origin and life history of Atlantic salmon (*Salmo salar*) near their northern most oceanic limit. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **71**, 1740-1746. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0169>.
- Jensen, A. J., Fiske, P., Hansen, L. P. & Johnsen, B. O. (2011). Synchrony in marine growth among Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**, 444-457. <https://doi.org/10.1139/F10-156>.
- Jensen, J. M. (1967). Atlantic salmon caught in the Irminger Sea. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **24**, 2639-2640.
- Jensen, J. M. (1980). Recaptures of salmon at west Greenland tagged as smolts outside Greenland waters. *Rapports et Proces-verbaux des Reunions Conseil international pour L'Exploration de la Mer*, **176**, 114-121.
- Jensen, J. M. (1988). Exploitation and migration of salmon on the high seas in relation to Greenland. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 438-457). London, UK: Croom Helm.
- Jensen, J. M. & Lear, W. H. (1980). Atlantic salmon caught in the Irminger Sea and at East Greenland. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, **1**, 55-64.
- Jessop, B. M. (1975). Investigation of the salmon (*Salmo salar*) smolt migration of the Big Salmon River, New Brunswick, 1966-72. *Fisheries and Marine Service, Department of the Environment Technical Report*, **MAR/T-75-1**.
- Johansen, L. H., Jensen, I., Mikkelsen, H. Bjøm, P. A., Jensen, P. A. & Bergh, Ø. (2011). Disease interaction and pathogen exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway. *Aquaculture*, **315**, 167-186. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.02.014>.
- Johnson, B.O. & Jensen, A. J. (1991). The *Gyrodactylus* story in Norway. *Aquaculture*, **98**, 289-302. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(91\)90393-L](https://doi.org/10.1016/0044-8486(91)90393-L)
- Jones, R. A. (1988). Atlantic salmon restoration in the Connecticut River. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 415-426). London, UK: Croom Helm.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2004). Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 2369-2383. <https://doi.org/10.1139/f04-215>.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009a). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology*, **75**, 2341-2447. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x>.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009b). Restoration and enhancement of salmonid populations and habits with special reference to Atlantic salmon. In Haro, A. J., Smith, K. L., Rulifson, R. A. Moffit, C. M., Klauda, R. J., Dadswell, M. J., Cunjak, R. A., Cooper, J. E., Beal, K. L. & Avery, T. S. (Eds.) *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment* (pp. 497-536). Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium **69**.

- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L. H. (2003). Marine survival and growth of wild and hatchery reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 900-911. <https://doi.org/10/1046/j.1365-2664.2003.00851.x>
- Jonsson, B., Jonsson, N., & Albretsen, J. (2016). Environmental change influences the life history of salmon *Salmo salar* in the North Atlantic. *Journal of Fish Biology*, **88**, 618-637. <https://doi.org/10.1111/jfb.12854>.
- Jordan, R. H. & Storrs, L. O. (1982). The first record of the Great Auk (*Pinguinus impennis*) from Labrador. *The Auk*, **99**, 167-168.
- Joyce, W., Campana, S.E., Natanson, L.J., Kohler, W. E., Pratt, H.L., & Jensen, J. F., (2002). Analysis of the stomach contents of the porbeagle shark (*Lamna nasus* Bonneterre) in the northwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, **59**, 1263- 1269. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1286>.
- Karlsson, L. & Karlsson, O. (1994). The Baltic salmon (*Salmo salar*): its history, present situation and future. *Dana*, **10**, 61-85.
- Karlsson, S., Diserud, O. H., Fiske, P. & Hidar, K. (2016). Widespread genetic introgression of escaped Atlantic salmon in wild salmon populations. *ICES Journal of Marine Science*, **73**, 2488-2498. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw121>.
- Kelly, B., Benoît, H. P., Chaput, G., Jones, R. A. & Power, M. (2018). Spawning- strategy-dependent diet in two North American populations of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, **94**, 49-52. <https://doi.org/10.1111/jfb.13846>.
- Kerekes, J. & Schwinghamer, P. (1978). Aquatic resource inventory Fundy National Park; Part 2 - limnological conditions. *Canadian Wildlife Service, Environment Canada Technical Report*.
- Keyser, F., Wringe, B. F., Jeffrey, N. W., Dempson, J. B., Duffy, S. & Bradbury, I. R. (2018). Predicting impacts of escaped farmed salmon on wild salmon populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **75**, 506-512. <https://doi.10.1139/cjfas-2017-0386>.
- Kidokoro, H., Goto, T., Nagasawa, T., Nishida, H., Akamine, T. & Sukarai, Y. (2010). Impact of a climate regime shift on the migration of Japanese common squid (*Todarodes pacificus*) in the Sea of Japan. *ICES Journal of Marine Science*, **67**, 1314- 1322. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq043>.
- Kindong, R., Wang, H., Wu, F., Xiaojie, D. & Tian, S. (2020). Age, growth, and sexual maturity of the crocodile shark *Pseudocarcharias kamoharuae* from the eastern Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.586024>.
- Kirkham, I. R., McLaren, P. L. & Montevecchi, W. A. (1985). The food habits and the distribution of northern gannets, *Sula bassanus*, off eastern Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Zoology*, **63**, 181-188.
- Knies, J., Cabello-Sanz, P., Belt, S.T., Baranwal, S., Fietz, S. & Rosell-Melé, A. (2014). The emergence of modern sea ice cover in the Arctic Ocean. *Nature Communications*, **5**, 5608. <https://doi.org/10.1038/ncomms6608>.
- Kocik, J. F. & Brown, R.W. (2002). From game fish to tame fish: Atlantic salmon in North America, 1798 to 1998. In Lynch, K. D., Jones, M. L. & Taylor, W.W. (Eds.) *Sustaining North American Salmon: Perspectives across Regions and Disciplines* (pp. 3-31). Bethesda, MD: American Fisheries Society.

- Korman, J., Marmorek, D. R., Lacroix, G. L., Amiro, P. G., Ritter, J. A., Watt, W.D., Cutting, R. E., & Robinson, D. C. E. (1994). Development and evaluation of a biological model to assess regional-scale effects of acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **51**, 662-680. <https://doi.org/10.1039/f04-067>.
- Kroodsma, D. A., Mayorga, J., Hochberg, T., Miller, N. A., Boerder, K., Ferretti, F., Wilson, A., Bergman, B., White, T. D., Block, B. A., Woods, P., Sullivan, B., Costello, C. & Worm, B. (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, **359**, 904-908. <https://doi.org/10.1126/science.aao5646>.
- Lacroix, G. L. (2008). Influence of origin on migration and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Bay of Fundy, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**, 2063-2079. <https://doi.org/10.1139/F08-119>
- Lacroix, G. L. (2013). Migratory strategies of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts and implications for marine survival of endangered populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **70**, 32-48. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0270>.
- Lacroix, G. L. (2014). Large pelagic predators could jeopardize the recovery of endangered Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **71**, 343-350. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0458>.
- Lacroix, G. L. & Knox, D. (2005). Distribution of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts of different origin in the Bay of Fundy and Gulf of Maine and evaluation of factors affecting migration, growth, and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**, 1363-1376. <https://doi.org/10.1139/f05-055>.
- Lajus, D. L., Dmitrieva, Z.V., Kraikovski, A. V., Lajus, J. A. & Alexandrov, D.A. (2007). Atlantic salmon fisheries in the White and Barents Sea basins: dynamic of catches in the 17-18th century and comparison with 19-20th century data. *Fisheries Research*, **87**, 240-254. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.07.001>.
- Lande, R. (1993). Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist*, **142**, 911-927.
- Leaniz, C. R. & Martinez, J.J. (1988). The Atlantic salmon in the rivers of Spain with particular reference to Cantabria. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 179-209). London, UK: Croom Helm.
- Lear, W. H. (1972). Food and feeding of Atlantic salmon in coastal and over oceanic depths. *Research Bulletin of the International Committee of Northwest Atlantic Fisheries*, **9**, 27-39.
- Lefevre, M. A., Stokesbury, M. J. W., Whorisky, F. G. & Dadswell, M. J. (2013). Migration of Atlantic salmon smolts and post-smolts in the Riviere Saint-Jean, QC north shore from riverine to marine ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* **96**, 1017-1028. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0100-8>.
- Legault, C. M. (2005). Population viability analysis of Atlantic salmon in Maine, USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, **134**, 549-562. <https://doi.org/19.1577/T04-017.1>.
- Lehnert, S. J., Kess, T., Bentzen, P., Kent, M. P., Lien, S., Gilbey, J., Clement, M., Jeffrey, N. W., Waples, R. S. & Bradbury, I. R. (2019). Genomic signatures and correlates of widespread population declines in salmon. *Nature Communications*, **10**, 2996. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10972-w>.

- Lenders, H. J. R., Chamulean, T. P. M., Hendriks, A. J., Lauwerier, R. C. G. M., Leuven, R. S. E. W. & Verbek, W. C. E. P. (2016). Historic rise of waterpower initiated the collapse of salmon stocks. *Scientific Reports*, **6**, 29269. <https://doi.org/10.1038/srep29269>.
- Lesage, V., Hammill, M. O. & Kovacs, K. M. (2004). Long-distance movements of harbour seals (*Phoca vitulina*) from a seasonally ice-covered area, the St. Lawrence River estuary, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, **82**, 1070-1081. <https://doi.org/10.1139/204.084>
- Limburg, K.E. & Waldman, J. R. (2009). Dramatic declines in North Atlantic diadromous fishes. *BioScience*, **59**, 955-965. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.7>.
- Link, J.S. & Watson, R. A. (2019). Global ecosystem overfishing: clear delineation within real limits to production. *Science Advances*, **5**, eaav0474. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav0474>
- Lothian, A. J., Newton, M., Barry, J., Walters, M., Miller, R. C. & Adams, C. E. (2018). Migration pathways, speed and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in a Scottish River and the near-shore coastal marine environment. *Ecology of Freshwater Fish*, **27**, 549-558. <https://doi.org/10.1111/eff.12369>.
- Louca, S. & Doebeli, M. (2015). Detecting cyclicity in ecological time series. *Ecology*, **96**, 1724-1732. <https://doi.org/10.1890/14-01261>.
- Makhrov, A. A., Verspoor, E., Artamonova, V. S. & O'Sullivan, M. (2005). Atlantic salmon colonization of the Russian Arctic coast: pioneers from North America. *Journal of Fish Biology*, **67**, 68-79. <https://doi.org/10.1111/j.0022.1112.2005.00840.x>.
- Marshall, L. (1994). Trapping and trucking Atlantic salmon on the Saint John River. In Calabi, S. & Stout, A. (Eds) *A Hard Look at Some Tough Issues: Proceedings of the New England Atlantic Salmon Management Conference* (pp. 158-169). Newburyport, MA: Atlantic Salmon Association.
- Mather, F. J., Jones, L. M. & Jones, A.G. (1995). Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. *United States Department of Commerce, NOAA, NMFS, Southeast Fisheries Science Center*, **370**.
- Mather, M. E., Parrish, D.L., Folt, C. L. & DeGraaf, R. M. (1998). Integrating across scales: effectively applying science for the successful conservation of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55 (Supplement 1)**, 1-8. <https://doi.org/10.1139/d98-000>.
- Mawle, G. W. (1991). Restoration of the River Taff, Wales. In Mills, D. (Ed.) *Strategies for the Rehabilitation of Salmon Rivers* (pp.109-121). London, UK: Linnean Society.
- Mawle, G.W. & Milner, N.J. (2003). The return of salmon to cleaner rivers – England and Wales. In Mills, D. (Ed) *Salmon at the edge* (pp 186-199). Oxford, UK: Blackwell Science.
- McGinnity, P., Ferguson, A., Baker, N., Cotter, D., Cross, T., Cooke, D., Hynes, R., O'Hea, B., O'Maoiléidigh, N., Prodöhl, P. & Rogan, G. (2003). A two-generation experiment comparing the fitness and life-history traits of native, ranched, non-native, farmed and hybrid Atlantic salmon under natural conditions. In Mills, D. (Ed.) *Salmon at the Edge* (pp. 138-143). Oxford, UK: Blackwell Science.
- Middlemas, S.J., Armstrong, J. D. & Thompson, P.M. (2003). The significance of marine mammal predation on salmon and sea trout. In Mills, D. (Ed.) *Salmon at the Edge*. (pp. 43-60). Oxford, UK: Blackwell Science.

- Miller, K. M., Teffer, A., Tucker, S., Shaorong, L., Schulze, A. D., Trudel, M., Juanes, F., Tubata, A., Kaukinen, K. H., Ginther, N. G., Ming, T. J., Cooke, S. J., Hipfner, M., Peterson, D. A. & Hinch, S. G. (2014). Infectious diseases, shifting climates and opportunistic predators: cumulative factors potentially impacting wild salmon declines. *Evolutionary Applications*, **7**, 812-855. <https://doi.org/10.1111/eva.12164>.
- Miller, N. A., Roan, A., Hochberg, T., Amos, J. Kroodsmas, D. A. (2018). Identifying global patterns of transshipment behavior. *Frontiers in Marine Science*, **5**, 240. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00240>.
- Mills, D. (1989). *Ecology and Management of Atlantic salmon*. London, UK: Chapman and Hall.
- Mills, D. (1991). *Strategies for the Rehabilitation of Salmon Rivers*. London, UK: Linnean Society.
- Mills, D. (1993). Control of marine exploitation. In (Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 233-248). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Mills, K. E., Pershing, A. J., Sheehan, T. F. & Mountain, D. (2013). Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. *Global Change Biology*, **19**, 3046-3061. <https://doi.org/10/1111/gcb.12298>.
- Montevicchi, W. A., Cairns, D. K. & Myers, R. A. (2002). Predation on marine phase Atlantic salmon (*Salmo salar*) by gannets (*Morus bassanus*) in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 568-571. <https://doi.org/10.1139/F02-033>.
- Montevicchi, W. A. & Cairns, D. K. (2003). Predation on post-smolt Atlantic salmon by gannets: research implications and opportunities. In *Salmon at the Edge* (Mills, D. ed.). pp 61-77. Blackwell Science, Oxford.
- Moore, A. & Waring, C.P. (1996). Sublethal effects of the pesticide Diazinon on olfactory function in mature, male Atlantic salmon parr. *Journal of Fish Biology*, **48**, 758-775. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1996.tbo1470.x>.
- Myers, R. A., Hutchings, J. A. & Barrowman, N. J. (1997). Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. *Ecological Applications*, **7**, 91-106. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0091:WDFSC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0091:WDFSC]2.0.CO;2).
- Myers, R. A., Mertz, G., Bridson, J. A. & Bradford, M. J. (1998). Simple dynamics underlie sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) cycles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 2355-2364. <https://doi.org/10.1139/f98-059>.
- Nagasawa, K. (1998). Predation by salmon shark (*Lamna ditropis*) on Pacific salmon (*Onchorhynchus* spp.) in the North Pacific Ocean. *North Pacific Anadromous Fish Commission Bulletin*, **1**, 419-433.
- Netboy, A. (1980). *Salmon, the World's Most Harassed Fish*. London, UK: André Deutsch Ltd.
- Nicola, G., Elvira, B., Jonsson, B., Ayllón, D. & Almodóvar, A. (2017). Local and climatic drivers of Atlantic salmon decline in southern Europe. *Fisheries Research*, **198**, 78-85. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.10.012>.
- Nielsen, J.L., Ruggerone, J.L. & Zimmerman, C.E. (2013). Adaptive strategies and life history characteristics of a warming climate: salmon in the arctic. *Environmental Biology of Fishes*, **96**, 1187-12206. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0082-6>.
- Niemelä, E., Erkinaro, J., Dempson, J.B., Julkunen, M., Zubchenko, A., Prusov, S., Svenning, M. A., Ingvaldsen, R., Holm, M. & Hassinen, E. (2004). Temporal synchrony and variation in abundance of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in two subarctic Barents Sea rivers: influence of

- oceanic conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **61**, 2384-2391. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0343>.
- Nislow, K. H., Sepulveda, A. J. & Folt, C. L. (2004). Mechanistic linkage of hydrologic regime to summer growth of age-0 Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, **133**, 79-88. <https://doi.org/10.1577/T02-168>.
- NRC (National Research Council USA) (2004). *Atlantic Salmon in Maine*. Washington, DC: The National Academic Press.
- Nyberg-Kallio, I., Saloniemi, I. & Koljonen, M-L. (2020). Increasing temperature associated with increasing grilse proportion and smaller grilse-size of Atlantic salmon. *Journal of Applied Ichthyology*, **36**, 288-297. <https://doi.org/10.1111/jai.14033>.
- Obradovich, S. G., Carruthers, E. H. & Rose, G.A. (2014). Bottom-up limits to Newfoundland capelin (*Mallotus villosus*) rebuilding: the euphasiid hypothesis. *ICES Journal of Marine Science*, **71**, 775-783. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst184>
- O'Connell, M. F. & Bourgeois, C. E. (1987). Atlantic salmon enhancement in the Exploits River, Newfoundland, 1957-1984. *North American Journal of Fisheries Management*, **7**, 207-214. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1987\)7<207:ASEITE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1987)7<207:ASEITE>2.0.CO;2).
- O'Connell, M. F., Dempson, J. B. & Reddin, D. G. (1992). Evaluation of the impacts of major management changes in the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fisheries of Newfoundland and Labrador, Canada, 1984-1988. *ICES Journal of Marine Science*, **40**, 69-87. <https://doi.org/10.1093/icesjms/49.1.69>.
- Olafsson, K., Einarsson, S. M., Gilbey, J., Pompoulie, C., Gudmundur, O., Hreggriðsson, G. O., Hjorliefsdottir, S. & Gudjonsson, S. (2015). Origin of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at sea in Icelandic waters. *ICES Journal of Marine Science*, **73**, 1525-1532. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr176>.
- Olmos, M. F., Massiot-Granier, F., Prevost, E., Chaput, G., Bradbury, I. R., Nevoux, M. & Rivolt, E. (2019). Evidence for special coherence in time trends of marine life history traits of Atlantic salmon in the North Atlantic. *Fish and Fisheries*, **20**, 322-342. <https://doi.org/10.1111/faf.12345>.
- Olmos, M., Payne, M. R., Nevoux, M., Prévost, I., Chaput, G., Pontivice, H., Guitton, J., Sheehan, T., Mills, K. & Rivot, E. (2020). Spatial synchrony in the response of a long-range migratory species (*Salmo salar*) to climate change in the North Atlantic Ocean. *Global Change Biology*, **26**, 1319-1337. <https://doi.org/10.1111/gob.41913>.
- Olsen, S. L., Swift, C. C. & Mokhiber, C. (1979). An attempt to determine the prey of the Great Auk (*Pinquius impennis*). *The Auk*, **94**, 790-792.
- Ó Maoiléidigh, N., White, J., Hansen, L.P., Potter, T., Russell, I., Reddin, D. & Sheehan T. (2018). Fifty years of marine tag recoveries from Atlantic salmon. *ICES Cooperative Research Report*, **343**. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4542>.
- Osinov, A.G. & Lebedev, V.S. (2004). Salmonid fishes (Salmonidae, Salmoniformes): the systematic position in the Suborder Protacanthopterygii, the main stages of evolution, and molecular dating. *Journal of Ichthyology*, **44**, 690-715.
- Otero, J., Jensen, A.J., L'Abée-Lund, J.H., Stenseth, N.C., Stovik, G.O., Vøllestad, L.A., (2011). Quantifying the ocean, freshwater and human effects on year to year variability of one-sea-winter salmon angled in multiple Norwegian rivers. *PloS one*, **6(8)**: e24005. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024005>.

- Paloheimo, J. E. & Elson, P.F. (1974a). Reduction of Atlantic salmon (*Salmo salar*) caught in Canada attributed to the Greenland fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **31**, 1467-1480. <https://doi.org/10.1139/f74-176>.
- Paloheimo, J. E. & P. F. Elson. (1974b). Effects of the Greenland fishery for Atlantic salmon on Canadian stocks. *The International Atlantic Salmon Foundation Special Publication Series*, **5**, 1-34.
- Pasaen, L., Laukkanen-Nevala, P., Launonen, I., Prusov, S., Holmström, L., Niemelä, E. & Erkinaro, J. (2017). Extraction of sea temperature in the Barents Sea by a scale space multiresolution method-prospects for Atlantic salmon. *Journal of Statistics*, **44**, 2317-2336. <https://doi.org/10.1080/02664763.2016.1252731>.
- Park, J., Jungsam, L., Seto, K., Hochberg, T., Wong, B. A., Miller, N. A., Takasaki, K., Kuboto, H., Yoshioki, Y., Doshi, S., Midzik, M., Hanich, Q., Sullivan, B., Woods, P., & Kroodsma, D. A. (2020). Illuminating dark fishing fleets in North Korea. *Science Advances*, **6**, eabb1197. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb1197>.
- Parrish, D.L., Behnke, R.J., Gephard, S.R., McCormick, S.D., & Reeves, G.H. (1998). Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55 (Supplement 1)**, 281-287. <https://doi.org/10.1139/d98-012>.
- Payne, M. R., Egan, A., Fässler, S. M. M., Hátún, H. L., Holst, K. C., Slotte, A., & Loeng, H. (2012). The rise and fall of the northeast Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassau*). *Marine Biology Research*, **8**, 475-487. <https://doi.org/10.1080/17451000.2011.639778>.
- Perez, J., Izquierdo, J. I., Hoz, J. & Garcia-Vazquez, E. (2005). Female biased angling harvests of Atlantic salmon in Spain. *Fisheries Research*, **74**, 127-133. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.03.008>.
- Peyronnet, A., Friedland, K.D. & Ó Maoiléidigh, N. (2008). Different ocean and climate factors control the marine survival of wild and hatchery Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the northeast Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, **73**, 945-962. <https://doi.org/10.1111/j.1095.8649.2008.01984.x>.
- Potter, E. C. E. and Dunkley, D. A. (1993). Evaluation of marine exploitation of salmon in Europe. In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 203-219). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Potter, E. C. E. & Crozier, W. W. (2000). A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. In Mills, D. (Ed.) *The Ocean Life of Atlantic Salmon: Environmental and Biological Factors influencing Survival* (pp. 19-36). Oxford, UK: Blackwell Science.
- Potter, E. C. E., Crozier, W. W., Schön, P. J., Nicholson, M. D., Maxwell, D. L., Prévost, E., Erkinaro, J., Gudbergsson, G., Karlsson, L., Hansen, L. P., MacLean, J. C., Ó Maoiléidigh, N. & Prusov, S. (2004). Estimating and forecasting pre-fishery abundance of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the northwest Atlantic for the management of mixed-stock fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, **61**, 1359- 1369. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.012>.
- Pramod, G., Nakamura, K., Pitcher, T.J. & Delagran, L. (2014). Estimates of illegal and unreported fish in seafood imports to the USA. *Marine Policy*, **48**, 102-113 [doi.10.1016/j.marpol.2014.03.019](https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.03.019)
- Reddin, D. G. 1988. Ocean life of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the northwest Atlantic. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 483-511). London, UK: Croom Helm.

- Reddin, D. G. & Shearer, W. M. (1987). Sea-surface temperature and distribution of Atlantic salmon in the Northwest Atlantic Ocean. In Dadswell, M. J., Klauda, R. J., Moffitt, C. M., Saunders, R. L. Rulifson, R. A. & Cooper, J. E. (Eds.) *Common Strategies of Anadromous and Catadromous Fishes* (pp. 262-275). Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium **1**.
- Reddin, D. G. & Friedland, K. D. (1999). A history of identification to continent of origin of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) at west Greenland, 1969-1997. *Fisheries Research*, **43**, 221-235. [https://doi.org/10.1016/s0165-7836\(99\)00074-0](https://doi.org/10.1016/s0165-7836(99)00074-0).
- Reddin, D. G., Helbig, J., Thomas, A., Whitehouse, B. G. & Friedland, K. D. (2000). Survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) related to marine climate. In Mills, D. (Ed.) *The Ocean Life of Atlantic Salmon: Environmental and Biological Factors Influencing Survival* (pp. 88-91). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Reddin, D.G., Hansen L.P., Bakkestuen, V., Russell, I, White, J. Potter, E. C. E., Dempson. J. B., Sheehan, T. F., Maoiléidigh, Ó. N., Smith G.W., Isaksson, A., Jacobsen, J.A., Fowler, M., Mork, K. A. & Amiro, P. (2012). Distribution and biological characteristics of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at Greenland based on the analysis of historical tag recoveries. *ICES Journal of Marine Science*, **69**, 1589-1597. doi.10.1093/icesjms/fss.087.
- Renkawitz, M.D., Sheehan, T.E., Dixon, H.J. & Nygaard, R. (2015). Changing trophic structure and energy dynamics in the Northwest Atlantic: implications for Atlantic salmon feeding at West Greenland. *Marine Ecology Progress Series*, **538**, 107-211. <https://doi.org/10.3354/meps11470>.
- Ricker, W. E. (1975). *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada **191**.
- Rikardsen, A.H., Hansen, L. P., Jensen, A. J., Vollen, T. & Finstad, B. (2008). Do Norwegian salmon feed in the northern Barents Sea? Tag recoveries from 70-78o N. *Journal of Fish Biology*, **72**, 1792-1798. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01823.x>.
- Ritter, J. A. (1994). Changes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) harvests and stock status in the North Atlantic. In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 3-25). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Ritter, J.A. (1997). The contribution of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) enhancement to a sustainable resource. *ICES Journal of Marine Science*, **54**, 1177-1187. [https://doi.org/10.1016/S1054-3139\(97\)80025-2](https://doi.org/10.1016/S1054-3139(97)80025-2).
- Rosenthal, E. (2008). Europe's appetite for seafood propels illegal trade. New York Times, January 15, 2008. New York, US.
- Rub, A. M. J. & Stamford, B. P. (2020). Evidence of a 'dinner bell' effect from acoustic transmitters in adult Chinook salmon. *Marine Ecology Progress Series*, **641**, 1-11. <https://doi.org/10.3354/meps13323>.
- Ruggerone, G. T., & Irvine, J. R. (2018). Numbers and biomass of natural- and hatchery- origin Pink salmon, Chum salmon and Sockeye salmon in the North Pacific Ocean, 1925-2015. *Marine and Coastal Fisheries*, **10**, 152-168. <https://doi.org/10.1002/mcf2.10023>.
- Russell, I., Aprahamian, M., Barry, J., Davidson, I., Fiske, P., Ibbotson, A., Kennedy, R., MacLean, J., Moore, A., Otero, J., Potter, T. & Todd, C. D. (2012). The influence of the freshwater environment and biological characteristics of Atlantic salmon smolts on their subsequent marine survival. *ICES Journal of Marine Science*, **69**, 1563-1573. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr208>.

- Rybicki, S., Hamon, K. G., Simons, S., & Temming, A. (2020). To fish or not to fish- economic perspectives of the pelagic Northeast Atlantic mackerel and herring fishery. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00675>.
- Säisä, M., Koljonen, M-L, Gross, R., Nilsson, J., Tähtinen, J., Koskiniemi, J. & Vasemägi, A. (2005). Population genetic structure and postglacial colonization of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Baltic Sea area based on microsatellite DNA variation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**, 1887-1904. <https://doi.org/10.1139/f05-094>.
- Sandal, D. (2006). The rise and decline of blue whiting fisheries – capacity expansion and future regulations. *Marine Policy*, **30**, 315-327. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2005.03.07>.
- Saunders, R.L. & Sprague, J.B. (1967). Effects of copper-zinc mining pollution on a spawning migration of Atlantic salmon. *Water Research*, **1**, 419-432.
- Scarnecchia, D. L. (1984). Climatic and oceanic variations affecting yield of Icelandic stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41**, 917-935. <https://doi.org/10.1039/f84-107>.
- Scarnecchia, D. L., Isaksson, A. & White, S. E. (1991). Effects of the Faroese long-line fishery, other oceanic fisheries and oceanic variations on age of maturity of Icelandic north-coast stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Fisheries Research*, **10**, 207-228. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(91\)90076-R](https://doi.org/10.1016/0165-7836(91)90076-R).
- Schwartzlose, R. A., Alheit, J., Bakun, A., Baumgarther, T. R., Cliete, R., Crawford, R. J. M., Fletcher, W.J., Green-Ruiz, Y., Hagen, E., Kawasaki, T., Lluch-Beida, D, Lluch- Cota, S. E., McCall, A. D., Matura, Y., Narverez-Martinez, M. D., Parrish, R, H., Roy, C., Serra, R., Shust, K. V., Ward, M. N. & Zuzunaga, J. Z. (1999). World-wide, large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *South African Journal of Marine Science*, **21**, 289-347. <https://doi.org/10.2989/02577618909505561>.
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Bourgeois, C.E., Goosney, R.F., King, L., Booth, R.K., Eddy, W., Porter, J.R., Ollerhead L.M.N. & Clarke, K.D. (2008). Hydroelectricity and fish: a synopsis of comprehensive studies of upstream and downstream passage of anadromous, wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, on the Exploits River, Canada. *Hydrobiologica*, **609**, 225-239. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9410-4>.
- Seitz, A. C., Courtney, M. B., Evans, M. D. & Manishin, K. (2019). Pop-up archival tags reveal evidence of intense predation on large immature Chinook salmon (*Onchorhynchus tshawytscha*) in the North Pacific Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **76**, 1608-1615. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018- 0490>.
- Shearer, W. M. (1988). Relating catch records to stocks. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 256-274). London, UK: Croom Helm.
- Shearer, W.M. (1992). *The Atlantic salmon: Natural history, Exploitation, and Future Management*. Oxford, UK: Fishing News Books.
- Shedko, S.V., Miroshnichenko, I.L. & Nemkova, G.A. (2012). Phylogeny of salmonids (Salmoniformes: Salmonidae) and its molecular dating: analysis of nuclear *RAG1* gene. *Russian Journal of Genetics*, **48**, 575-579. <https://doi.org/10.1134/s1022795412050201>.
- Sinnatamby, R. N., Dempson, J. B., Chaput, G., Caron, F., Niemelä, E., Erkinaro, J. & Power, M. (2009). Spatial and temporal variability in the trophic ecology of Atlantic salmon in the North Atlantic inferred from analyses of stable isotope signatures. In 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.) *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment* (pp. 447-463). Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium **69**.
- Skjelkvåle, B. L., Evans, C., Larssen, T., Hindar, A. & Raddum, G.G. (2003). Recovery from acidification in European surface waters: a view to the future. *Ambio*, **32**, 170- 175. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.3.170>.
- Skilbrei, O. T. & Wennevik, V. (2006). The use of catch statistics to monitor the abundance of escaped farmed salmon and rainbow trout in the sea. *ICES Journal of Marine Science*, **63**, 1190-1200. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.05.005>.
- Skilbrei, O. J., Heino, M. & Svåsand, T. (2015). Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway. *ICES Journal of Marine Science*, **72**, 670-685. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu133>.
- Skomal, G., Marshall, H, Galuardi, B., Natanson, L., Braun, C. & Bernal, D (2021). Horizontal and vertical movement patterns and habitat use of juvenile porbeagles (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.624158>.
- Smith, C. H. & Davis, J. M. (1981). A spatial analysis of wildlife's ten-year cycle. *Journal of Biogeography*, **8**, 27-35. <https://doi.org/10.2307/2844590>.
- Soberón, J. (2019). A Grinnellian niche perspective on species-area relationships. *The American Naturalist*, **6**, 760-775. <https://doi.org/10.1086/705898>.
- Søreide, J. E., Hop, H., Carrol, M. L., Falk-Petersen, S. & Hegseth, E. N. (2006). Seasonal food web structures and sympagic-pelagic coupling in the European Arctic revealed by stable isotopes and a two-source food web model. *Progress in Oceanography*, **71**, 59-87. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.06.001>.
- Soto, D. X., Trueman, C.N., Samways, K. M., Dadswell, M. J. & Cunjak, R. A. (2018). Ocean warming cannot explain synchronous declines in North American Atlantic salmon populations. *Marine Ecology Progress Series*, **601**, 203-213. <https://doi.org/10.3354/meps12674>.
- Souza, E. N., Broeder, K., Matwin, S. & Worm, B. (2016). Improving pattern detection from satellite AIS using data mining and machine learning. *PloSOne*, **11(7)**, e0158248. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158248>.
- Spares, A.D., Reader, J.W., Stokesbury, M.J.W., McDermott, T., Zikovsky, L., Avert, T. & M.J. Dadswell. (2007). Inferring marine distribution of Canadian and Irish Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Atlantic Ocean from tissue concentrations of caesium-137. *ICES Journal of Marine Science*, **64**, 394-404. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsl040>
- Spares, A, D., Dadswell, M.J., Dickinson, M.P. & Stokesbury, M.J.W. (2015) Mastery of the marine environment: a critical review of anadromous Salmonidae. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **25**, 503-509. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9392-2>.
- Stansbury, A. L., Götz, T., Deecke, V. B. & Janik, V. M. (2014). Grey seals use antropogenic signals from acoustic tags to locate fish: evidence from a simulated foraging task. *Proceedings of the Royal Society B*, **282**. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1595>
- Stenson, G. B., Haug, T. & Hammill, M. O. (2020). Harp seals: monitors of change in differing ecosystems. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.33889/fmars.2020.569258>.

- Stich, D. S., Zydlewski, G. B., Kocik, J. F. & Zydlewski, J. D. (2015). Linking behavior, physiology, and survival of Atlantic salmon smolts during estuary migration. *Marine and Coastal Fisheries*, **7**, 68-86. <https://doi.org/10.1080/19425120.2015.1007185>.
- Stokesbury, M.J., Lacroix, G., Dadswell, M. J., Price, E.L. & Knox, D. (2001). Identification by scale analysis of farmed Atlantic salmon juveniles in S. W. New Brunswick rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, **130**, 815-822. [https://doi.org/10.1577/15848-86599\(2001\)130<0815:IBSAOF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/15848-86599(2001)130<0815:IBSAOF>2.0.CO;2).
- Strøm, J. F., Thorstad, E. B., Chafe, G., Sørbye, S. H., Righton, D., Rikardsen, A. H. & Carr, J. (2017). Ocean migration of pop-up satellite tagged Atlantic salmon from the Miramichi River in Canada. *ICES Journal of Marine Science*, **74**, 1356-1370. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw220>.
- Strøm, J.F., Thorstad, E. B., Hedger, R.D. & Rikardsen, A. H. (2018.). Revealing the full ocean migration of individual Atlantic salmon. *Animal Biotelemetry*, **6**:2. <https://doi.org/10.1186/s40317-018-0146-2>.
- Strøm, J. F., Rikardsen, A.H., Campana, S.E., Righton, D., Carr, J., Aarestrup, K., Stokesbury, M. J. W., Gargan, P., Javierre, P. C. & Thorstad, E. B. (2019) Ocean predation and mortality of adult Atlantic salmon. *Scientific Reports*, **9**, 7890. <https://doi.org/10.1038/541598-019-44041-5>.
- Strøm, J.F., Thorstad, E.D. & Rikardsen, A.H. (2020). Thermal habitat of adult Atlantic salmon *Salmo salar* in a warming ocean. *Journal of Fish Biology*, **96**, 327-336. <https://doi.org/10.1111/jfb.14187>.
- Taguchi, K. (1957). The seasonal variation of the good fishing area of salmon and the movement of water masses in the waters of the western North Pacific-II. The distribution and migration of salmon populations in offshore waters. *Japanese Society of Scientific Fisheries*, **22**, 515-521.
- Takahashi, M., Watanabe, Y., Yatsu, A. & Nishida, H. (2009). Contrasting responses in larval and juvenile growth to a climate-ocean regime shift between anchovy and sardine. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **66**, 972-982. <https://doi.org/10.1139/F09-051>.
- Taylor, V. R. & Bauld, B. R. (1973). A program for increased Atlantic salmon (*Salmo salar*) production on a major Newfoundland river. In Smith, M. W. & Carter, W. M. (Eds.). *Proceedings of the International Symposium on the Atlantic Salmon: Management, Biology, and Survival of the Species* (pp. 339-348). Fredericton, NB: Unipress.
- Telesetsky, A. (2015). Laundering fish in the global undercurrents: illegal, unreported, and unregulated fishing and transnational organized crime. *Ecological Law Quarterly*, **41**, 939-997. <https://doi.org/10.15779/z386S6G>.
- Templeman, W. (1967). Atlantic salmon from the Labrador Sea and off West Greenland, taken during A.T. Cameron cruise, July-August 1965. *International Commission of North Atlantic Fisheries Research Bulletin*, **4**, 5-40.
- Templeton, W. (1968). Distribution and characteristics of Atlantic salmon over oceanic depths and on the bank and shelf slope areas off Newfoundland, March-May. 1966. *International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries Research Bulletin*, **5**, 62-68.
- Thorstad, E. B., Whorisky, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. H. & Finstad, B. (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon (*Salmo salar*): behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, **81**, 500-542. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03370.x>

- Tiews, K. (1978). On the disappearance of bluefin tuna in the North Sea and its ecological implications for herring and mackerel. *Rapport Proceedings-v Réunion Conseil International Exploration de la Mer*, **172**, 301-309.
- Tingley, M. W., Monahan, W. B., Beissinger, S. R. & Moritz, C. (2009). Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. *Proceedings of the National Academy of Science*, **106 (Supplement 2)**, 19637-19643. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901562106>.
- Todd, C. D., Hughes, S. L., Marshall, C. T., MacLean, J. C., Lonergan, M. E. & Biuw, E. M. (2008). Detrimental effects of recent ocean surface warming on growth condition of Atlantic salmon. *Global Change Biology*, **14**, 958-970. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01522>.
- Trueman, C. N., MacKenzie, K. M. & Palmer, M. R. (2012). Stable isotopes reveal linkages between ocean climate, plankton community dynamics and survival of two populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *ICES Journal of Marine Science*, **69**, 784-794. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss066>.
- Tucker, S., Pazzia, I., Rowan, D. & Rasmussen, J.E. (1999). Detecting pan-Atlantic migration in salmon (*Salmo salar*) using <sup>137</sup>Cs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**, 2235-2239. <https://doi.org/10.1139/f99-267>.
- Tucker, S., Hipfner, J. M. & Trudel, M. (2016). Size and condition dependent predation: a seabird disproportionately targets substandard individual juvenile salmon. *Ecology*, **97**, 461-471. <https://doi.org/10.1890/15.0564.1>.
- Turrell, W. R. & Shelton, T. G. J. (1993). Climatic change in the north-eastern Atlantic and its impacts on salmon stocks. In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 40-78). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Verspoor, E., O'Sullivan, M., Arnold, A. I., Knox, D. & Amiro, P. G. (2002). Restricted matrilineal gene flow and regional differentiation among Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations within the Bay of Fundy, eastern Canada. *Heredity*, **89**, 465- 472. <https://doi.org/10.1038/sj.ndy.6800166>.
- Verspoor, E., Knox, D. & Marshall, S. (2016). Assessment of interbreeding and introgression of farm genes into a small Scottish Atlantic salmon (*Salmo salar*) stock: ad hoc samples and ad hoc results? *Journal of Fish Biology*, **89**, 2680-2696. <https://doi.org/10.1111/jfb.13173>.
- Vester, H. & Hammerschmidt, K. (2013). First record of killer whales (*Orcinus orcas*) feeding on Atlantic salmon (*Salmo salar*) in northern Norway suggest a multi-prey feeding type. *Marine Biodiversity Records*, **6**, e9. <https://doi.org/10.1017/S1755267212001030>.
- Vigfússon, O. & Ingólfsson, A. (1993). Quota purchase. In Mills, D. (Ed.) *Salmon in the Sea and New Enhancement Strategies* (pp. 249-266). Oxford, UK: Blackwell Science.
- Vollset, K.W., Krøntveit, R.I., Jansen, P. A., Finstad, B., Barlaur, B.T., Skilbrei, O.T., Krkošek, M., Romunstad, P. Aunsmo, Jensen, A.J. & Dohoo, I. (2015). Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish and Fisheries*, **17**, 714-730. <https://doi.org/10.1111/faf.12141>.
- Walters, C. J. & Collie, J. S. (1988). Is research on environmental factors useful to fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 1848-1854. <https://doi.org/10.1139/f88-217>.

- Watanabe, Y., Zenitani, H. & Kimura, R. (1995). Population declines of the Japanese sardine *Sardinops melanostictis* owing to recruitment failures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**, 1609-1616. <https://doi.org/10.1039/f95-154>.
- Watt, W.D. (1987). A summary of the impact of acid rain on Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, **315**, 27-35. <https://doi.org/10.1007/BF00183841>.
- Weimerskirch, H., Collet, J., Corbeau, A., Pajot, A., Hoaran, F., Marteau, C., Filippi, D. & Patrick, S. C. (2020). Ocean sentinel albatrosses locate illegal vessels and provide the first estimate of the extent of nondeclared fishing. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **117**. <https://doi.org/10.1073/pnas.1915499117>.
- Weitkamp, L.A., Goulette, G., Hawkes, J., O'Malley, M. & Lipskey, C. (2014) Juvenile salmon in estuaries: comparisons between North American and Pacific salmon populations. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **24**, 713-736. <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9345-y>.
- Wells, B. K., Field, J. C., Thayer, J. A., Grimes, C. B., Bograd, S. J., Sydeman, W. J., Schwing, F. B. & Hewitt, H. R. (2008). Untangling the relationships among climate, prey and predators in an ocean ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, **364**, 15- 29. <https://doi.org/10.3354/meps51486>.
- Wheeler, A. & Gardner, D. (1974). Survey of the literature of marine predators on salmon in the north-east Atlantic. *Fisheries Management*, **5**, 63-66. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1974.tb01213.x>.
- Whitehead, A. (2003). Progress in ending mixed-stock interceptor fisheries: United Kingdom. In Mills, D. (Ed.) *Salmon at the Edge* (pp. 78-83). Oxford, UK: Blackwell Science.
- Whitfield, C. J., Aherne, J., Watmough, S. A., Dillon, P. J. & Clair, T. A. (2006). Recovery from acidification in Nova Scotia: temporal trends and critical loads for 20 headwater lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 1504- 1514. <https://doi.org/10.1139/F06-053>.
- Windsor, M. L. & Hutchinson, P. (1988). International cooperation through NASCO. In Mills, D. & Piggins, D. (Eds.) *Atlantic Salmon: Planning for the Future* (pp. 1-11). London, UK: Croom Helm.
- Windsor, M. L. & Hutchinson, P. (1994). International management of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by the North Atlantic Salmon Conservation Organization, 1984-1994. *Fisheries Management and Ecology*, **1**, 31-44.
- Witbooi, E., Ali, K-D., Santosa, M. A. Hurley, G., Husein, Y., Maharaj, S., Okafor- Yorwood, I., Quinoz, I. A. & Salas, O. (2020). Organized crime in the fisheries sector threatens sustainable ocean economy. *Nature*, **588**. <https://doi.org/10.1038/s41586-2020-2913-5>
- Worm, B. (2016). Averting a global fisheries disaster. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113**, 4895-4897. <https://doi.org/10.1073/pnas.1604008113>.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halprin, B. S., Jackson, J. B. C., & Lotze, H. K. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, **314**, 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- Worm, B., Davies, B. Kettener, L., Ward-Paige, C. A., Chapman, D., Heithaus, M. R., Kessel, S. T. & Gruber, S. H. (2013). Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy*, **40**, 194-204. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.034>.

- Wringe, B. F., Jeffrey, N. W., Stanley, R. R. E., Hamilton, L. C., Anderson, E. C., Fleming, I. A., Grant, C., Dempson, J. B., Veinott, G. & Bradbury, I. R. (2018). Extensive hybridization following a large escape of domesticated Atlantic salmon in the Northwest Atlantic. *Communications Biology*, **1**, 108. <https://doi.org/10.1038/s42003.018-0112-9>.
- Yablokova, A. (1994). Validity of whaling data. *Nature*, **367**, 108. <https://doi.org/10.1038/387108A0>.
- Yokawa, H. & Uozumi, Y. (2001). Analysis of operation patterns of Japanese longliners in the tropical Atlantic Ocean and their blue marlin catch. *ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers*, **53**, 318-336.

## BIBLIOGRAFÍA ELECTRÓNICA

- Anon (2009). A review of IUU salmon fishing and potential conservation strategies in the Russian Far East. *The Wild Salmon Center*. Available: <https://www.wildsalmoncentre.org>.
- Anon. (2018). *State of North American Atlantic salmon Populations*. Atlantic Salmon Federation. Available: <http://www.asf.ca>.
- Anon (2019b). Status of wild Atlantic salmon in Norway, 2019. (English Summary). *Norwegian Scientific Advisory Committee for Atlantic Salmon*. (Forseth, T. & Thorstad, E. B., eds.). Available: <https://www.vitenskapsradet.no/Nyheter/Nyhetsartikkel/ArticleId/4854>.
- Anon (2020). International collaboration is a key element for success in combatting IUU fishing in the North Pacific. *North Pacific Anadromous Fisheries Commission Newsletter* 48, 3-4. Available: <https://www.npafc.org/wp.content/uploads/Newsletter/NWSL-48.pdf>.
- Ashley, K. (2019). Wild salmon. *SPICe Briefing* **19-48**. Available: <https://www.digitalpublications.parliament.scot/Research/Briefings/Report/2019/8/19/Wild-Salmon>.
- CEFAS (2020). Centre for environment, fisheries, and aquaculture science. Available: <https://www.cefas.co.uk>.
- CIUUVL (2021) Combined IUU Vessel List. Available: <https://www.iuu-vessels.org>. Crozier, W. W., Whelan, K., Buoro, M., Chaput, G., Daniels, J., Grant, S., Hyatt, K., Irvine, J., Ó'Maoiléidagh, Provost, E., Riot, E., Russell, I., Schmidt, M & Wells, B. (2017). Atlantic salmon mortality at sea: developing an evidence based 'likely suspects' framework. Atlantic Salmon Trust Workshop, November 2017. Available: <https://www.atlanticsalmontrust.org>.
- Dadswell, M. J. (1968). Atlantic salmon (*Salmo salar*) investigations in the Point Wolfe and Upper Salmon Rivers, Fundy National Park. *Canadian Wildlife Service Manuscript Report*. Available: <https://www.parksCanada.gc.ca/en/pn-np/fundy>.
- DFO (Department of Fisheries and Oceans). (1999a). Stock status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Miramichi River, 1998. *Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document* **99/049**. Available: <https://www.publications.gc.ca/site/end/9.804984/publication.html/Fs70-1/1999-49eng-pdf>.
- DFO (Department of Fisheries and Oceans). (1999b). Atlantic salmon Maritime provinces overview for 1999. *Science Stock Status Report* **D3-XX**. Available: [https://www.publications.gc.ca/collections/collection\\_2016/mpo-dfo/Fs76-1-D3-14-2000-eng.pdf](https://www.publications.gc.ca/collections/collection_2016/mpo-dfo/Fs76-1-D3-14-2000-eng.pdf)
- DFO (Department of Fisheries and Oceans). (2011). Impacts of grey seals on fish populations in eastern Canada. *Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report* **2011/071**.

- Available: [https://www.dfo-mpo.gc.ca/CSAS/Csas/publications/sar-as/2010/2010\\_071\\_e.pdf](https://www.dfo-mpo.gc.ca/CSAS/Csas/publications/sar-as/2010/2010_071_e.pdf).
- DFO (Department of Fisheries and Oceans). (2013). Recovery potential assessment for southern upland salmon. *Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report* **2013/009**. Available: [https://www.publications.gc.ca/collections/collection\\_2013/mpo-dfo/Fs70-5-2013-e.pdf](https://www.publications.gc.ca/collections/collection_2013/mpo-dfo/Fs70-5-2013-e.pdf)
- DFO (Department of Fisheries and Oceans) (2014). Stock assessment of Newfoundland and Labrador-2013. *Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report* **2014/023**. Available: <https://www.publications.gc.ca/site/eng/9.803104/publication.html/Fs70-6/2014-023E-PDF>
- DFO (Department of Fisheries and Oceans) (2017). Update of indicators of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in DFO Gulf region salmon fishing areas 15-18 for 2016. *Canadian Science Advisory Secretariat, Science Response*, **2017/013**. Available: <https://www.publications.gc.ca/site/fra/9.834387/publication.html/Fs70-7/2017-013E-PDF>
- DFO (Department of Fisheries and Oceans) (2018). Stock assessment of Newfoundland and Labrador Atlantic salmon-2017. *Canadian Science Advisory Secretariat, Science Advisory Report* **2018/034**. Available: [https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2018\\_034-eng.html](https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2018_034-eng.html)
- DFO (Department of Fisheries and Oceans) (2019). Update on indicators of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in DFO Gulf region, salmon fishing areas 15-18 for 2018. *Canadian Science Advisory Secretariat, Scientific Response* **2019/021**. Available: <https://doi.10.13140/RG.2.2.21253.50504>.
- DFO (Department of Fisheries and Oceans) (2020). Stock status update of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in salmon fishing areas (SFA) 19-21 and 23. *Canadian Science Advisory Secretariat, Scientific Response* **2020/002**. Available: [https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2020\\_002.eng.html](https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2020_002.eng.html).
- FAO (World Food and Agriculture Organization). (2003). The extent and effects of IUU fishing in areas of competence. Available: <https://www.fao.org/3/y5361e/y5361e06.html>.
- George, A.F. (1982). *Cyclic variations in the return migration of Scottish salmon by sea- age, c. 1790-1976*. (Master's thesis, Open University, UK). Available: <https://doi.org/10.21954/ou.ro.0000f7df>.
- Gibson, A. J. F., Amiro, P. & Robichaud-LeBlanc, K. A. (2003). Densities of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in inner Bay of Fundy rivers during 2000 and 2002 with reference to past abundance inferred from catch statistics and electrofishing surveys. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document*, **2003/121**. [https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2003\\_121-eng.html](https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2003_121-eng.html).
- Halfyard, E, H. (2014). *The estuarine and early marine survival of Atlantic salmon: estimation, correlates, and ecological significance*. (Doctoral thesis, Dalhousie University, NS). Available: <https://www.dalSPACE.library.dal.ca>.
- ICES (2001). Report of the working group on the assessment of demersal stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK) ICES CM 2001/ACFM:07. Available: <https://ices.dk/sites/pub/Publications%20Reports/Expert%20Group%20Report/acfm2000/wgnssk/WGNSSK01-Part.1.pdf>.

- ICES (2003) Report of the ICES advisory committee on fisheries management 2003. *ICES Cooperative Research Report*, **248**. Available: <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7647>.
- ICES (2015). Working group on North Atlantic salmon (WGNAS). *ICES CM 2015/ACOM:09*. Available: [https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Export%20Group%20Report/acom/2015WGNAS/wgnas\\_2015.pdf](https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Export%20Group%20Report/acom/2015WGNAS/wgnas_2015.pdf).
- ICES (2019). Working group on North Atlantic salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports*, **1**, **16**. Available: <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4978>.
- ICES (2020). Working group on North Atlantic salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports* **2**, **21**. Available: <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5973>.
- Jákupsstovu, S. H. I. (2002). The pelagic fish stocks, pilot whales and squid in Faroese waters-migration pattern, availability to fisheries and possible links to oceanographic events *ICES CM 2002/N:07*. <https://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Documents/2002/N/N0702.PDF>.
- Jones, R. A., Anderson, L. & Clarke, C.N. (2014). Assessment of the recovery potential for the outer Bay of Fundy population of Atlantic salmon (*Salmo salar*): status, trends, distribution, life history characteristics and recovery targets. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document*, **2014/008**. Available: <https://www.publications.gc.ca/site/eng/477286/publication.html/Fs70-5-2014-008-eng.pdf>.
- McDermott, T. (1996). Screebe: historical review of angling records from a salmonid fishery in the west of Ireland (1865-1995). Screebe Workshop@Marine.ie. Lauridsen, R. (2019). Fisheries research review 2018: River Frome. Available: <https://www.gwct.org.uk/fisheriesreport>.
- McKinnell, S & Trudel, M. (2014). SALOSIS (Salmon Ocean Surveillance Information System). *North Pacific Anadromous Fisheries Commission Document. Fisheries and Oceans Canada 1524*. Available: <https://www.npfac.org>.
- NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organization). (2019). *State of North Atlantic Salmon*. Available: <https://www.nasco.int/pdf/iys/SoS-final-online.pdf>.
- Nevin, A., McCauley, M. & Scott, R. (2016). Foyle area and tributaries catchment status report 2015. *Loughs Agency of the Foyle Carlingford and Irish Lights Commission LA/CSR/F/16*. Available: <https://www.loughs-agency.org>.
- Norway (2017). Map: Norway's top Atlantic salmon fishing rivers. Available: <https://www.norway.bendiksen.org/map.salmon.php>
- NRW (Natural Resources Wales) (2019) Salmon and sea trout stocks in Wales. Available: <https://www.naturalresources.wales>.
- Radchenko, V. I. (2020). IUU fishing indicators and warnings: how to organize information collection and dissemination. *North Pacific Anadromous Fish Commission Newsletter* **48**, 11-25. Available: <https://www.npafc.org/wp-content/uploads/Newsletter/NWSL-48.pdf>.
- Sackton, J. (2018). Chinese crackdown on salmon smuggled through Vietnam in nation-wide raids. *Seafoodnews. Com*. April 5, 2018. Available: <https://www.tinyur.com.iy7c7ms2l>.
- Sheehan, T. (2017). Overview of the current west Greenland Atlantic salmon sampling program. Available: <https://www.nefsc.noaa.gov/publications>.
- Sheehan, T. (2019). Current status of knowledge, data, and research efforts on Atlantic salmon at Greenland: what do we have, what do we need, and what should we do moving forward.

*US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center Reference Document, 19-10.* Available: <https://www.nefsc.noaa.gov/publications>.

Thorstad, E. B., Fleming, I. A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V. & Whorisky, F. (2008). Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. Norwegian Institute of Nature Research Special Report **36**. Available: <https://www.worldwildlife.org>.

Zubchenko, A. V. & Sharov, A. F. (1993) Salmon rivers in the Kola Peninsula. Status of Atlantic salmon stocks. ICES C.M. **1993/M:54**. Available: [https://www.ices.dk/sites/pub/CM Documents/1993/M1993\\_M54.pdf](https://www.ices.dk/sites/pub/CM Documents/1993/M1993_M54.pdf)