



CAPÍTULO IX

ALGUNAS CONSIDERACIONES SOBRE EL ESTADO DE CONSERVACIÓN Y LOS CRITERIOS DE GESTIÓN DEL SALMÓN EN LOS RÍOS DE LA REGIÓN CANTÁBRICA

F. Braña

El salmón constituye un recurso económico y social importante y es también un elemento clave en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales en muchas regiones de la costa atlántica europea, entre las que se incluye el sector de la costa ibérica comprendido entre el río Miño y el Bidasoa. Este área representa el límite meridional de distribución de la especie (MACCRIMMON y GOTS, 1979), y esto supone también la proximidad de niveles limitantes de ciertos factores ambientales (p. ej., temperaturas extremas en verano), lo cual puede hacer más vulnerables a estas poblaciones. A lo largo de los capítulos precedentes hemos revisado en buena medida el estado actual de nuestros conocimientos sobre las poblaciones de Salmón Atlántico de los ríos cantábricos y hemos tratado de definir sus características biológicas, examinar las tendencias de variación que se aprecian en su estructura demográfica e identificar los posibles factores causales de las mismas. Procede ahora ensayar una valoración de la situación de las poblaciones y de los factores que determinan sus posibilidades de conservación, aun admitiendo que la información disponible es preliminar en muchos aspectos.

Si bien no existen referencias históricas plenamente contrastadas, no es arriesgado afirmar que, paralelamente a lo que ha ocurrido en otras muchas regiones europeas, tanto el número de ríos habitados regularmente por el salmón como el nivel general de las poblaciones han disminuido sensiblemente (ver Capítulos 1 y 2). A lo largo del presente siglo el salmón ha desaparecido de muchos ríos cantábricos (fundamentalmente de los pequeños ríos costeros, pero también de algunos grandes ríos con acusada tradición salmonera, como el Nalón) y ha reducido sensiblemente su nivel poblacional en casi todos los restantes. Incluso dentro del limitado período para el que existen estadísticas de capturas en los ríos ibéricos (desde 1949), hay indicios de una disminución apreciable en el tamaño de algunas poblaciones. Tan acusada reducción no ha tenido probablemente una causa única, sino múltiples, de modo que la conservación de las actuales poblaciones y de su entorno está dificultada por un denso entramado de factores e intereses, desde la extracción pesquera marina y fluvial hasta la interposición de obstáculos que limitan el acceso a los frezaderos, las reducciones del caudal de los ríos o la pérdida de calidad de los hábitats más favorables para la reproducción y alevinaje. Hay que decir, por otra parte, que tal situación no es peculiar de los salmones de la región cantábrica, sino que tanto el diagnóstico general como los probables factores causales coinciden puntualmente con los descritos para otras muchas poblaciones europeas (p. ej., LELEK, 1980; MILLS, 1989; PROUZET, 1990). Se trata, en definitiva, de un aumento progresivo de la presión humana sobre las propias poblaciones (extracción) y sobre su medio vital (utilización del agua para producir energía, para usos agrícolas o como vehículo de eliminación de residuos), que ha llegado a una situación límite.

Evidentemente, una condición básica para ejercer un cierto control sobre las poblaciones de Salmón Atlántico, ya sea con el propósito de asegurar su conservación o de optimizar la explotación pesquera, es conocer sus niveles de abundancia y las posibles variaciones de su estructura y características (proporciones de edades y sexos, tecnología de la remontada, estado de condición y sanitario, etc.). La única posibilidad actual de valorar la situación de los *stocks* cantábricos en el contexto de su propio potencial y de la situación de otras poblaciones próximas se basa en los datos y materiales derivados de la pesca deportiva en los ríos (estadísticas de capturas, tallas y pesos de los salmones pescados, colecciones de escamas, etc.). Con las limitaciones que ya hemos señalado (Capítulo 2), esta información puede proporcionar una base mínima para la gestión de la pesca y conservación de las poblaciones, pero sería necesario iniciar estudios que permitiesen validar estos datos y establecer una correspondencia entre capturas o capturas por unidad de esfuerzo y niveles absolutos de abundancia del *stock*. Sabemos o intuimos, en definitiva, que los cambios más drásticos y persistentes en la abundancia y composición de las poblaciones pueden detectarse a través de las capturas que se producen en la temporada de pesca, pero tenemos también la certeza de que esta información sólo adquiere verdadera relevancia cuando se analizan series largas, y que no resulta totalmente eficaz para detectar cambios menores o predecir tendencias en tanto no estén consolidadas. Se produce en este caso la paradoja de que, siendo la abundancia del *stock* un dato básico para la regulación de la presión pesquera, sólo se obtiene una aproximación indirecta a ese parámetro una vez finalizada la temporada de pesca, y precisamente a través de los resultados de la misma. Es necesario, por tanto, desarrollar, y aplicar de forma continua, sistemas objetivos de valoración de las poblaciones que permitan detectar situaciones de riesgo con la agilidad necesaria para poner en práctica medidas correctoras. Se requiere, además, información complementaria

sobre otros muchos aspectos acerca de los cuales apenas tenemos más que intuiciones, derivadas con frecuencia de investigaciones realizadas en otras poblaciones: comportamiento y movilidad de los salmones desde la remontada hasta la reproducción, importancia de la entrada de otoño, tasas de supervivencia de los salmones entrados en la temporada de pesca, etc.

El análisis de las capturas en los últimos cuarenta años, en lo que respecta a la evolución temporal de la abundancia y de la estructura de edad de las poblaciones, revela algunas pautas acusadas, que son comunes a otras poblaciones europeas y norteamericanas de Salmón Atlántico. Hay, en primer lugar, una tendencia decreciente de las capturas totales, agudizada como en algunos otros *stocks* europeos desde los primeros años de la década de 1970, tal vez en conexión con la extensión de la UDN (*Ulcerative Dermal Necrosis*; PROUZET, 1984; MILLS, 1986, 1989) y con la intensificación de la pesquería en Groenlandia en torno a esos años (JENSEN, 1990). La tendencia global decreciente no se ha verificado en todos los ríos salmoneros del área cantábrica, pero sí en algunos de los más importantes, como el Sella, el Cares o el Asón, y ocurre también en otros ríos de sur de Europa (ARRIGNON *et al.*, 1988; PROUZET, 1990). Se ha producido, además, en los últimos años, un aumento de la frecuencia relativa de los individuos que vuelven al río tras haber pasado un solo invierno de mar, al tiempo que se reduce, hasta la práctica desaparición, la frecuencia de los salmones de gran tamaño que han permanecido en el mar durante tres inviernos. En conexión con este proceso, se modifica la fenología de la remontada en primavera-verano (temporada de pesca), ya que los añales entran en el río más tarde que los salmones que han pasado dos inviernos en el mar, y estos, a su vez, más tarde que los que han permanecido tres inviernos; en definitiva, este cambio se traduce en la pesca de menos peces grandes al principio de la temporada y más peces pequeños al final de la misma, pero también puede implicar una reducción de la fecundidad potencial de la población, no sólo porque las hembras de menor tamaño ponen menor número de huevos, sino porque entre los añales la proporción de machos es mucho más alta que entre los salmones de dos o tres años de mar (PREVOST *et al.*, 1991). Se está registrando, además, como hemos podido documentar en el río Eo (ver Capítulo 2), una notable disminución, hasta la práctica desaparición actual en algunos ríos, de los individuos que se reproducen en más de una ocasión a lo largo de su vida.

No es fácil identificar las causas últimas de estas modificaciones, ya que probablemente intervienen diversos factores que se potencian o contrarrestan en distinta medida. El aumento de la proporción de salmones de un solo invierno de mar resulta explicativo de la posible concatenación de factores: se ha atribuido en ocasiones el origen de este proceso a la utilización de progenitores de esa edad en las repoblaciones, y esta influencia resulta verosímil, ya que la edad de maduración es un carácter determinado genéticamente (SCHAFFER y ELSON, 1975; RITTER *et al.*, 1986), aunque puede ser ampliamente modulado por influencias ambientales (ver MEERBURG, 1986). Por otra parte, la pesca oceánica se centra casi exclusivamente en los salmones «multi-invierno», y también las rutinas de pesca deportiva en los ríos cantábricos propician tasas de extracción mayores para los salmones de dos o tres inviernos de mar que para los añales, cuyo período de entrada continúa tras finalizar el de pesca (GARCÍA DE LEÁNIZ *et al.*, 1992). Además, los salmones de gran tamaño tienen mayor facilidad para superar obstáculos y para remontar grandes distancias, y de hecho tienden a predominar en los ríos largos y caudalosos (SCHAFFER y ELSON, 1975; SCARNECCHIA, 1983), pero las actuales zonas de reproducción están cada vez más próximas a la desembocadura, ya que las presas limitan el acceso aguas arriba en muchos ríos de nuestro entorno, lo cual anula uno de los factores de selección que favorece la abundancia de salmones grandes. Todos los factores citados anteriormente operarían en el sentido de favorecer la reproducción diferencial de los salmones de un solo invierno de mar, y promoverían, en consecuencia, el aumento de su proporción en las poblaciones. Sin embargo, esta situación podría ser reversible, ya que algunos autores opinan que está determinada principalmente por factores ambientales, esencialmente de tipo climático, que afectan al crecimiento juvenil (RIDELL, 1986; SCARNECCHIA *et al.*, 1989); en este sentido, existen referencias detalladas para algunas poblaciones sobre períodos extensos de predominio de los añales en las capturas (incluso de varias décadas consecutivas en la segunda mitad del siglo pasado en algunos ríos escoceses) seguidos de períodos igualmente amplios de predominio de salmones de más de un invierno de mar (MILLS, 1986). Por otra parte, si la edad de maduración en el Salmón Atlántico se determina en el contexto de una estrategia evolutivamente estable (ESS, *sensu* MAYNARD SMITH, 1982), lo cual resulta muy verosímil en el caso de las hembras (MYERS, 1986; también, en otro contexto, en los machos: precoces *vs.* anadromos, con tácticas reproductivas diferenciadas; ver, p. ej., GROSS, 1984, 1991; HUTCHINGS y MYERS, 1988), cabe esperar que los individuos de dos o más inviernos de mar incrementen su éxito reproductor a medida que disminuye su frecuencia en la población; esto introduciría un elemento estabilizador en la estructura de la población; que tendería a restaurar su composición «natural», siempre que la manipulación no resulte excesiva. En cualquier caso, no es prudente generalizar con la escasa información cualitativa de que disponemos, ya que en pescas selectivas del tipo descrito se ha demostrado una gradación de efectos que va desde la simple reducción del número de salmones «Multi-invierno» como resultado de su extracción, sin implicar modificaciones en la composición genética de las siguientes generaciones de reproductores, hasta alteraciones profundas en la estructura demográfica y genética de las mismas, dependiendo de la magnitud de las tasas de extracción de salmones de más de un invierno de mar (SCARNECCHIA *et al.*, 1989).

Como otros migradores diadromos, cuyo ciclo vital incluye una fase de vida marina y otra fluvial, los salmones están sujetos a los condicionantes que puedan afectarles específicamente en cada uno de estos medios (contaminación, pesca, etc.) y además a las barreras que dificultan los movimientos migratorios en sentido ascendente o descendente. Algunas grandes presas interrumpen por completo el paso aguas arriba de los reproductores, inutilizando decenas de kilómetros de río desde el momento mismo de su cierre (dos ejemplos próximos: las presas de La Barca y Arbón, en los ríos Narcea y Navia), pero también las pequeñas presas y las canalizaciones asociadas establecen frecuentemente un filtro para la remontada de los salmones hacia las áreas de reproducción, resultando especialmente nocivas cuando se asocian con sequías o restricciones en el caudal, y pueden ocasionar retenciones o mortalidad apreciables en los esguines. También las turbinas de las centrales hidroeléctricas pueden ocasionar una mortandad considerable en los salmones y otros peces migradores (LARINIER y DARTIGUELONGUE, 1989). Algunos análisis con base histórica vinculan muy directamente la regresión del salmón en Francia con la instalación de grandes presas asociadas a los programas de producción hidroeléctrica desde los últimos años del siglo pasado simplemente por la dificultad de acceso de los reproductores (DELARUE, 1987; THIBAUT, 1987). El hecho de que en la mayoría de los ríos cantábricos no parezca existir en la actualidad escasez evidente de áreas de freza en años normales no indica necesariamente que no sea éste un factor limitante; como es general en los salmónidos anadromos, el tamaño de las poblaciones de Salmón Atlántico sufre fluctuaciones interanuales muy acusadas y posiblemente los años de máximo reclutamiento resulten determinantes para la dinámica general de la población, por cuanto sus efectos se extienden a varios años consecutivos: considerando únicamente las seis combinaciones más frecuentes de edad de río (uno o dos años) y edad de mar (1 a 3 inviernos) el retorno de los salmones nacidos de un mismo período reproductor (eclosión en el año X) se escalona a través de cuatro años ($X+2$ a $X+5$). Es verosímil, por tanto, que la reducción de las áreas favorables para la freza y el desarrollo de los juveniles pueda representar un cuello de botella que limite el reclutamiento potencial de juveniles en los años de mayor abundancia de reproductores, y haga que las fluctuaciones de abundancia se produzcan en un nivel medio más bajo. Algunas de las vías por las que podría operar este efecto, y que han sido documentadas en otras poblaciones de salmónidos anadromos en situaciones de alta densidad (y consecuente baja tasa de disponibilidad de hábitats idóneos para la puesta y el desarrollo juvenil, intensificando la competencia), son la sobreexcavación de frezas (MYERS, 1986; BEALL y MARTY, 1987), la reducción de supervivencia de las puestas depositadas en hábitats o sobre substratos subóptimos (ver, p. ej., en el salmón coho, HOLTBY y HEALEY, 1986), o procesos de mortalidad densidad-dependiente durante el período de desarrollo juvenil (GARDINER y SHACKLEY, 1991). También se han señalado las concentraciones de salmones en los años de mayor abundancia como probable situación de riesgo para la propagación de enfermedades infecciosas o parasitarias, y en particular los episodios más virulentos de UDN han coincidido frecuentemente con períodos de proliferación de salmones (MILLS, 1989); un dato aislado, entre los ríos de nuestro entorno, que apoya esta posibilidad: la mayor proporción de salmones enfermos se registró en el Sella en 1986 (60%; ver MARTÍN VENTURA, 1988), sobre un total de 2.737 salmones, cifra que representa la mayor captura en cualquier río del área galaico-cantábrica en los últimos 30 años.

Además del efecto de barrera y de sus consecuencias inmediatas sobre la dispersión y el acceso a las áreas de reproducción, las presas más grandes conllevan otros efectos importantes, en la medida en que regulan las condiciones hidrográficas, y pueden modificar la naturaleza del hábitat en varios aspectos relevantes de la ecología de los salmónidos (variabilidad del caudal y valores extremos, velocidad de corriente, profundidad media, temperatura del agua, etc.). Estos factores pueden afectar a la selección de hábitat por parte de los propios salmones (GIBSON, 1993), a las interacciones entre especies (SCHLOSSER, 1985; BAIN *et al.*, 1988), o a la disponibilidad de alimento (GARCÍA DE JALÓN *et al.*, 1988). Se ha señalado incluso el varamiento en las orillas de individuos juveniles al disminuir bruscamente el caudal (HVIDSTEN, 1985). BURT y MUNDIE (1986) han examinado los efectos de la regulación del caudal por presas sobre las poblaciones naturales de salmónidos en 81 ríos de Canadá y Estados Unidos, concluyendo que en una amplia mayoría de los casos (76%) existen disminuciones importantes del tamaño de dichas poblaciones. De acuerdo con estos autores, la causa más común de reducción de las poblaciones es la disminución del caudal durante períodos prolongados, que limita la capacidad productiva del hábitat, pero también intervienen negativamente otros factores como la alteración física del hábitat, ya sea por sedimentación o por remoción de fondos, los cambios en la temperatura del agua o la alternancia frecuente de caudales mínimos y avenidas. Está claro, en definitiva, que la instalación de escalas eficaces sólo resuelve el problema más evidente, aunque ciertamente de carácter limitante, que pueden plantear las presas de cierta envergadura en un río salmonero.

Con respecto a la contaminación, sabemos que los niveles extremos son incompatibles con la presencia de salmones, o al menos con la reproducción y el desarrollo de las fases juveniles. Hay numerosos ejemplos de cómo afectan a los salmones determinados agentes contaminantes (un amplio listado de compuestos con efectos tóxicos demostrados sobre los salmónidos puede encontrarse en el informe n.º 37 EIFAC-FAO, ANÓNIMO, 1980; ver también MILLS, 1989) o procesos generales derivados de la actividad humana como la acidificación (LACROIX y TOWNSEND, 1987; KELSO *et al.*, 1990; HESTHAGEN y HANSEN, 1987) o la concentración de nitritos

(WILLIAMS y EDDY, 1989). Aunque es más difícil de evidenciar, por su condición múltiple e interactiva, es razonable pensar que también la producción de las fases juveniles ha de verse afectada por la contaminación difusa que producen en los tramos medios y bajos de los principales ríos salmoneros los vertidos directos de numerosas pequeñas industrias, instalaciones agropecuarias, piscifactorías y las aguas residuales de los núcleos urbanos. Esta posibilidad está avalada por la evidencia de que este tipo de vertidos contienen habitualmente diversos compuestos tóxicos para los salmónidos (metales pesados, fenoles, amonio, etc.), que en algunos casos pueden actuar de forma sinérgica (ANÓNIMO, 1980).

La pesca oceánica, aunque en la actualidad está muy restringida por cupos y moratorias, ha podido ser uno de los factores que hayan contribuido a la disminución de las poblaciones en las dos décadas pasadas, ya que sólo en la pesquería de Groenlandia occidental se han llegado a extraer más de 2.000 toneladas anuales en el período comprendido entre 1969 y 1975. Esta pesquería afecta exclusivamente a los salmones de más de un invierno de mar y se traduce automáticamente en una reducción importante del retorno en los ríos europeos y americanos; JENSEN (1990) ha calculado que cada tonelada de salmones de origen europeo (entre el 41% y el 60% de la captura total) pescados en Groenlandia occidental se traduce en una pérdida de 1,4 a 1,9 toneladas en los ríos europeos en el año siguiente. Hay que añadir, además, la pesca fluvial, y no sólo la pesca furtiva, sino también la pesca deportiva legal, como un último factor que limita las posibilidades de recuperación del salmón en los ríos de la región cantábrica; a este respecto, conviene recordar que la extracción que se realiza mediante la pesca en el río, además de ser cuantitativamente muy importante (GARCÍA DE LEÁNIZ *et al.*, 1992), se centra en individuos adultos que han superado todas las etapas de su ciclo vital y están en fase prereproductora, por lo que supone una merma directa del potencial reproductor de las poblaciones.

El descenso del nivel de las poblaciones y la reducción del hábitat reproductor determinan que la producción natural en las fases juveniles sea crónicamente insuficiente en algunos ríos y puede propiciar fallos periódicos en el reclutamiento en otros. Esta realidad, que ha podido ser constatada a través de los niveles de capturas inusualmente bajos en varios ríos en los últimos años (el río Eo es un ejemplo claro), ha conducido en muchos casos a considerar la repoblación como alternativa inmediata de mejora de las poblaciones de salmón. La aparente facilidad de puesta en práctica y el abaratamiento de los costes, al amparo de la extensión de la piscicultura comercial de salmónidos, han contribuido a extender las repoblaciones, que han contado en sus inicios con el apoyo de todo el entorno de la pesca fluvial (pescadores, guardería, técnicos, etc.). Sin embargo, pasados ya algunos años desde la generalización de las repoblaciones en la mayor parte de los ríos cantábricos, surgen numerosas dudas sobre su eficacia y sobre su inocuidad. En primer lugar, aun cuando apenas se hayan realizado campañas sistemáticas de marcaje y no dispongamos, por tanto, de valoraciones directas del éxito de las repoblaciones (ver, sin embargo, Capítulo 8), es evidente que no han conseguido modificar la tendencia general decreciente de las poblaciones de salmón de nuestros ríos. En un plano más concreto, tampoco se han registrado incrementos sustanciales de la pesca en los años de retorno correspondientes a las mayores inversiones en repoblación.

Hay evidencias de que los juveniles autóctonos tienen tasas de supervivencia mayores que los repobladores de otros orígenes, ya sean implantados en el estado de huevos embrionados (ríos Asón y Nansa; GARCÍA DE LEÁNIZ *et al.*, 1989) o liberados como pintos de varios meses (río Esva; GARCÍA VÁZQUEZ *et al.*, 1991). En el Capítulo 8 se presenta una fuerte evidencia directa de que la supervivencia en diferentes fases y modalidades del proceso de repoblación, y en último término las tasas de retorno como adultos anadromos, son sensiblemente más altas para los juveniles procedentes de reproductores del propio río que para los procedentes de *stocks* diferentes. Las evidencias en este mismo sentido obtenidas en otros ríos europeos y americanos son muy numerosas. Esto contribuye a explicar los malos resultados de las repoblaciones, ya que éstas se han venido haciendo mayoritariamente a partir de *stocks* no autóctonos de variado origen (Irlanda, Noruega, Islandia, Escocia) y sólo en los últimos años se han iniciado campañas de captura de reproductores en los propios ríos destinatarios de las repoblaciones, para proveer generalmente una pequeña fracción de la suelta total. El escaso éxito que atribuimos a las repoblaciones no garantiza, sin embargo, su inocuidad, ya que el retorno sistemático en años sucesivos de un cierto número de individuos de origen alóctono puede dar lugar a hibridaciones (ver Capítulo 6), y en la práctica se han encontrado ya evidencias directas de la incorporación de material genético procedente de *stocks* repobladores en poblaciones «naturales» de salmón de algunos ríos cantábricos (Asón, Pas, Deva, Sella; VERSPOOR *et al.*, 1988). Esta constatación es sumamente grave, ya que los *stocks* de salmón de cada río son entidades discretas que mantienen una identidad acusada gracias al aislamiento reproductor, y están adaptadas a las condiciones de su medio de reproducción y desarrollo juvenil (THORPE, 1988). El carácter discreto de los *stocks* de cada río y la paradoja de que exista una gran riqueza de poblaciones diferenciadas y al mismo tiempo una considerable mezcla de individuos de todas ellas en las fases «adultas no reproductoras» son subrayados por SINCLAIR (1988) como características específicas del Salmón Atlántico. La hibridación puede reducir la capacidad de respuesta de las poblaciones ante los cambios ambientales, llegando a ocasionar efectos negativos a largo plazo difícilmente previsibles (ver THORPE, 1988; WAPLES, 1991). Las vías por las que puede producirse la pérdida de eficacia de los individuos alóctonos o

de los híbridos son múltiples, pudiendo operar algunas de ellas de forma continua (p. ej., funciones fisiológicas sujetas a óptimos térmicos), y otras solamente en situaciones ambientales poco frecuentes o accidentales (temperaturas extremas, sequías, exposición a un agente patógeno, etc.). Procede recordar, a este respecto, que hay decenas de características biológicas del Salmón Atlántico que presenten diferencias específicas entre *stocks* (fecundidad, tamaño de huevo, tasas de crecimiento, edad de reproducción, etc.), en muchos casos con determinismo genético demostrado, por lo que pueden verse afectadas por las hibridaciones (revisión en SAUNDERS y BAILEY, 1980). Lo mismo cabe decir a propósito de un cierto número de enfermedades infecciosas o parasitarias para las que se ha probado que existen variaciones genéticas entre *stocks* en la susceptibilidad y/o nivel de respuesta (p. ej., forunculosis, GJEDREM *et al.*, 1991; vibriosis, GJEDREM y AULSTAD, 1974; infestación por *Gyrodactylus salaris*, BAKKE *et al.*, 1990).

El ciclo de vida del salmón es realmente complejo e incluye movimientos migratorios de gran amplitud entre las áreas de reproducción y desarrollo de los jóvenes en los ríos y las áreas oceánicas más favorables para el crecimiento. La fase juvenil en el río tiene una duración muy variable (desde uno o dos años en los ríos españoles y franceses hasta cinco o incluso más años en el norte de Europa), dependiendo en buena medida de la intensidad del crecimiento (GIBSON, 1993). La época y el tamaño con el que migran al mar parece tener una gran importancia en la supervivencia, de modo que existen mecanismos que regulan el crecimiento asegurando condiciones óptimas de esguinado, que no son iguales para todos los ríos (NICIEZA *et al.*, 1991). En particular, hemos podido demostrar que, en condiciones experimentales comunes, los juveniles del río Narcea y del río Shin (Escocia) tienen pautas de crecimiento diferentes en el primer año de vida, que en parte podrían estar relacionadas con diferencias en las velocidades de digestión a diferentes temperaturas (ver Capítulo 3). En realidad, existen relaciones múltiples entre distintas etapas de crecimiento de los salmones en río y mar, y posiblemente también haya alguna vinculación entre la intensidad del crecimiento inicial y la edad de reproducción (NICIEZA y BRAÑA, 1993 a, b); esto sugiere que el crecimiento juvenil específico de cada población podría ser un factor clave que condicione todo el ciclo de vida de los salmones. Éste es sólo un ejemplo, entre muchos posibles, para ilustrar la idea de que cada población constituye una entidad característica (en ocasiones, es posible incluso reconocer «subpoblaciones» o «*stocks*» diferenciados genéticamente dentro de algunos ríos o cuencas; ver SAUNDERS, 1981; HEGGBERGET *et al.*, 1986) cuya identidad puede verse afectada por las hibridaciones.

Evidentemente, los riesgos de las repoblaciones programadas pueden incluso agravarse cuando se producen escapes de piscifactorías, ya que se trata de estirpes seleccionadas con criterios productivos cuyas características pueden ser muy diferentes de las de las cepas salvajes (en morfología, comportamiento, edad de maduración, etc.) y que presentan una variabilidad genética reducida (VERSPOOR, 1988). Además, no es infrecuente que se produzcan escapes masivos y que en las áreas en que la piscicultura de salmón tiene alguna importancia existan graves problemas de contaminación de las poblaciones naturales, ya sea debido a la hibridación e introgresión genética (p. ej., GAUSEN y MOEN, 1991), a la introducción de enfermedades infecciosas o parasitarias (p. ej., *Gyrodactylus salaris*; JOHNSEN y JENSEN, 1986; revisión en HASTEIN y LINDSTAD, 1991), a la competencia o a otras causas (revisiones en WINDSOR y HUTCHINSON, 1990; HINDAR *et al.*, 1991). En la región cantábrica, a pesar de que la piscicultura de Salmón Atlántico está muy poco extendida y tiene una historia muy corta, ya se ha producido, al menos, un escape de cierta importancia en la cuenca alta del Narcea, aunque el tramo afectado está actualmente aislado de la población natural de Salmón Atlántico por la interposición de la presa de La Barca.

A pesar de los riesgos potenciales asociados, pueden darse situaciones en que la repoblación sea una opción adecuada para restaurar o reforzar poblaciones próximas al tamaño mínimo de viabilidad. En tales casos la repoblación debería realizarse a partir de reproductores de la propia población nativa, utilizando individuos capturados en el río después de haber completado el ciclo migratorio, y debería asegurarse el mantenimiento de la diversidad genética de la población, mediante la selección de un número elevado de reproductores, entre los que deben estar representados todos los fenotipos reconocibles, y en proporciones semejantes a las que presenta la población natural en su conjunto. Algunos autores proponen establecer cuál sería la composición «histórica» del *stock* reproductor y procurar ajustar a ese modelo la contribución de los reproductores a utilizar en repoblaciones (PORTER *et al.*, 1986). Esto requiere el desarrollo de programas de caracterización genética, demográfica y ecológica de las poblaciones, que están ya moderadamente desarrollados en varios ríos de la región cantábrica. La experiencia del río Bidasoa (Capítulo 8) demuestra claramente que es posible obtener muy buenos resultados, medidos en tasas de retorno, con las sueltas de preesguines criados en piscifactoría pero procedentes de reproductores salvajes capturados en el propio río. Sin embargo, esta práctica puede comportar algún riesgo si se aplica a gran escala, ya que, además de la posible pérdida de variabilidad genética de la población, se estarían introduciendo masivamente en el río, como futuros reproductores potenciales, individuos que no han estado sometidos a selección en las condiciones naturales del río en etapas clave del desarrollo; la utilización como reproductores de individuos criados en piscifactoría pero descendientes directos de reproductores salvajes es una posibilidad no desdeñable, pero participa de estos mismos problemas. Una alternativa podría ser el

acondicionamiento de zonas aptas para la freza en canales con condiciones próximas a las naturales, en los que se mejore sustancialmente la supervivencia de los juveniles (BEALL y MARTY, 1987). En todo caso, puesto que estamos hablando ya sea de extraer o de manipular las condiciones de puesta de salmones que están a punto de reproducirse en el río, habría que limitar estas actuaciones a aquellas situaciones en las que existan problemas específicos que ocasionen pérdidas importantes en las frezas o los alevines, siempre que esta situación se mejorase muy sustancialmente en el proceso de desarrollo en piscifactoría; no es este precisamente el caso en la mayor parte de las campañas de desove artificial que se han realizado en los últimos años. Como un complemento, tal vez no muy importante cuantitativamente, es factible la recuperación de individuos postreproductores (zancados) para forzar una segunda reproducción (GRAY *et al.*, 1987; PEPPER y PARSONS, 1987).

Si consideramos al salmón como un elemento relevante en las comunidades fluviales y marinas, y al mismo tiempo como una especie cuyas poblaciones locales en la región cantábrica están sometidas a un cierto riesgo de erradicación, el objetivo de conservación de los *stocks* amenazados ha de ser prioritario sobre el de explotación. En este sentido, es rechazable toda propuesta de manejo que implique, no ya la reducción del tamaño de las poblaciones, sino también la pérdida de su identidad genética específica, y en esta línea debe ser considerada la posibilidad de una regulación más estricta o el cese de la explotación pesquera en algunos ríos como una alternativa más plausible. Salvando las considerables diferencias en los patrones demográficos de las especies, nos encontramos ante un conflicto que no difiere mucho del planteado en décadas pasadas en relación con otros vertebrados igualmente emblemáticos en el área cantábrica (Oso Pardo y Urogallo Cantábrico, por ejemplo), pero en estos casos la repoblación o introducción en las poblaciones nativas de «material genético» extraño apenas llegó a considerarse como una alternativa seria. Lamentablemente, la dialéctica proteccionista se han decantado claramente, en el caso del salmón, hacia la idea de «conservación para la explotación» del recurso pesquero, antes que hacia la conservación plena de las poblaciones naturales y eventual explotación pesquera de excedentes. En la práctica, las presiones más importantes a favor de la reducción de las capturas de salmones en el mar (e incluso la compra de derechos de pesca en los últimos años) provienen del entorno de la pesca fluvial (asociaciones de pescadores, agentes turísticos, etc.) en países con fuerte entramado organizativo y económico con base en la pesca deportiva del salmón, ya que ésta genera un rendimiento económico por cada salmón pescado muy superior a la pesca marina (MILLS, 1989); en definitiva, en muchas ocasiones se trata de pescar menos en el mar para poder pescar más en el río. Ésta ha sido también la idea predominante en el área cantábrica, de manera que el actual consenso sobre la utilización en las repoblaciones de reproductores autóctonos capturados en los propios ríos, no proviene de planteamientos rigurosos de preservación de la identidad de las poblaciones locales, sino del convencimiento, por experiencia propia y por la difusión de los resultados coincidentes de múltiples estudios, del escaso éxito y los riesgos de las repoblaciones tradicionales con salmones importados de otros países.

Resulta realmente contradictorio dedicar recursos cuantiosos a la producción de alevines o de preesguines para utilizar en repoblaciones, con resultados dudosos y riesgos reales, al tiempo que se extraen varios centenares de individuos reproductores de cada río en la temporada de pesca legal. Es evidente que bastaría con que llegase a reproducirse con éxito una pequeña fracción de los salmones pescados legalmente para producir muchos más huevos que los que año tras año se han venido importando con destino a repoblación, o se han mermando del potencial reproductor natural en las campañas de desove artificial de reproductores salvajes. En consecuencia, la alternativa más evidente a la repoblación sería la regulación de la presión de pesca, llegando a la supresión de esta actividad en los casos en que fuese necesario. La adecuación de la presión de pesca a entrada de salmones, regulando el «escape» de un número de reproductores que garantizase el nivel de la población, requeriría la existencia de contadores en escalas o zonas de paso obligado en el curso medio o bajo de los ríos, o bien la elaboración de modelos predictivos que permitan establecer «*a priori*» el volumen de remontada esperable (ver, por ejemplo, PETERMAN, 1982; GROS y PROUZET, 1988; SCARNECCHIA, 1984). La realización de muestreos estratificados de juveniles en «zonas índice» (BAGLINIÈRE y CHAMPIGNEULLE, 1986) proporcionaría al mismo tiempo un elemento a incluir en los modelos predictivos y un elemento de contraste para valorar el éxito reproductor en el período anterior. Esta opción exige disponer de una cierta infraestructura y requiere una puesta a punto metodológica, pero abriría el camino a una gestión racional que debiera completarse con acciones de fondo encaminadas a eliminar los obstáculos y garantizar los caudales y calidad de las aguas requeridos para la restauración a medio plazo de las poblaciones de salmón de los ríos cantábricos. Puesto que la situación actual no deriva únicamente de la explotación excesiva, sino también en una medida importante de la disminución (por inaccesibilidad y pérdida de calidad) de los medios adecuados para la reproducción y alevinaje, no cabe sino aplicar programas integrados que contemplen todas las facetas del problema, lo cual requiere una planificación cuidadosa, y probablemente larga. Mientras tanto, es imprescindible minimizar los riesgos de pérdida irreversible de las poblaciones locales; en este sentido es claramente preferible la opción de restringir las tasas de extracción que intentar compensarlas con repoblaciones, puesto que, como señala acertadamente WAPLES (1991), sabemos ya mucho sobre lo que no se debe hacer si queremos preservar las poblaciones naturales de salmónidos, pero bastante menos sobre cómo restaurarlas una vez alteradas.

BIBLIOGRAFÍA

- Anónimo (1980): «Water quality criteria for European freshwater fish». EIFAC Technical Paper N.º 37, 49 pp.
- Arrignon, J.; Tane, J. P., Y Latreille, M. (1988): «Exploitation of the resource in France», pp. 29-68, en D. Mills y D. Piggins (eds.), *Atlantic salmon: planning for the future*. Croom Helm, Londres.
- Baglinière, J. L., Y Champigneulle, A. (1986): «Populations estimates of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) as indices of smolt production in the River Scorff, Brittany». *J. Fish Biol.*, 29: 467-482.
- Bakke, T. A., Jansen, P. A., Y Hansen, L. P. (1990): «Differences in the host resistance of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocks to the monogenean *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957». *J. Fish Biol.*, 37: 577-587.
- Beall, E., Y Marty, C. (1987): «Optimisation de la reproduction naturelle du saumon atlantique en chenal de fraie: influence de la densité des femelles», pp. 231-233, en M. Thibault y R. Billard (eds.), *La restauration des rivières à saumons*. INRA, París.
- Bain, M. B.; Finn, J. T., Y Booke, H. E. (1988): «Stream flow regulation and fish community structure». *Ecology*, 69: 382-392.
- Burt, D. W., Y Mundie, J. H. (1986): «Case histories of regulated stream flow and its effects on salmonid populations». *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1477: 1-98.
- Delarue, J. (1987): «L'altération de la ressource saumon par l'implantation de microcentrales électriques», pp. 407-411, en M. Thibault y R. Billard (eds.), *La restauration des rivières à saumons*. INRA, París.
- García De Jalón, D.; Montes, C.; Barceló, E.; Casado, C., Y Menes, F. (1988): «Effects of hydroelectrical scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees». *Regulated rivers: research and management*, 2: 479-491.
- García de Leániz, C.; Verspoor, E., Y Hawkins, A. D. (1989): «Genetic determination of the contribution of stocked and wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., to the angling fisheries in two Spanish rivers». *J. Fish Biol.*, 35, A: 261-270.
- García de Leániz, C.; Caballero, P.; Valero, E.; Martínez, J. J., Y Hawkins, A. D., (1992): «Historical changes in some Spanish rod and line salmon, *Salmo salar* L., fisheries: why are large multi-sea-winter fish becoming scarcer?». *J. Fish Biol.*, 41 (suppl. B): 179.
- García Vázquez, E.; Morán, P., Y Pendás, A. M. (1990): «Chromosome polymorphism pattern indicate failure of a Scottish stock of *Salmo salar* transplanted into a Spanish river». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 170-172.
- Gardiner, W. R., Y Shackley, P. E. (1991): «Stock and recruitment and inversely dependent growth of salmon in a Scottish stream». *J. Fish Biol.*, 38: 691-696.
- Gausen, D., Y Moen, V. (1991): «Large-scale escapes of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 426-428.
- Gibson, R. J. (1993): «The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production». *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3: 39-73.
- Gjedrem, T., Y Aulstad, D. (1974): «Differences in resistance to vibriosis of salmon parr». *Aquaculture*, 3: 51-59.
- Gjedrem, T.; Salte, R., Y Gjoen, M. (1991): «Genetic variation in susceptibility of Atlantic salmon to furunculosis». *Aquaculture*, 97: 1-6.

- González Morales, M. (1982): «El Asturiense y otras culturas locales. La explotación de las áreas litorales de la región cantábrica en los tiempos epipaleolíticos». *Monografías del Centro de Investigación y Museo de Altamira*, 7, 295 pp.
- Gray, R. W.; Cameron, J. D., Y McLennan, A. D. (1987): «Artificial reconditioning, spawning and survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., kelts in salt water and survival of their F1 progeny». *Aquaculture and Fisheries Management*, 18: 309-326.
- Gros, Ph., y Prouzet, P. (1988): «Modèle stochastique prévisionnel des captures de saumons de printemps (*Salmo salar*) dans l'Aulne (Bretagne): éléments d'aménagement de la pêche». *Acta oecologica, Oecologia Applicata*, 9: 3-23.
- Gross, M. R. (1984): «Sunfish, salmon, and the evolution of alternative reproductive strategies and tactics in fishes», pp. 55-75, en G. W. Potts y R. J. Wootton (eds.), *Fish reproduction: strategies and tactics*. Academic Press, London.
- Gross, M. R. (1991): «Salmon breeding behaviour and life history evolution in changing environments». *Ecology*, 72: 1180-1186.
- Håstein, T., Y Lidstad, T. (1991): «Diseases in wild and cultured salmon: possible interactions», *Aquaculture*, 98: 277-288.
- Heggberget. T. G.; Lund, R. A.; Ryman, N., Y Ståhl, G. (1986): «Growth and genetic variation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from different sections of the River Alta, North Norway». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1828-1835.
- Hindar, K.; Ryman, N., Y Utter, F. (1991): «Genetic effects of cultured fish on natural fish populations». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 945-957.
- Holtby, L. B., Y Healey, M. C. (1986): «Selection for adult size in female coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*)». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1946-1959.
- Hesthagen, T., Y Larsen, B. M. (1987): «Acidification and Atlantic salmon in Norway». *ICES, Anadromous and catadromous Committee*, 28: 1-19.
- Hutchings, J. A., Y Myers, R. A. (1988): «Mating success of alternative maturation phenotypes in male Atlantic salmon, *Salmo salar*». *Oecologia (Berl.)*, 75: 169-174.
- Hvidsten, N. A. (1985): «Mortality of presmolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated river Nidelva, central Norway». *J. Fish Biol.*, 27: 711-718.
- Jensen, J. M. (1990): «Atlantic salmon at Greenland». *Fisheries Research*, 10: 29-52.
- Johnsen, B. O., Y Jensen, A. J. (1986): «Infestations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, by *Gyrodactylus salaris* in Norwegian rivers». *J. Fish Biol.*, 29: 233-241.
- Kelso, J. R. M.; Shaw, M. A.; Minns, C. K., Y Mills, K. H. (1990): «An evaluation of the effects of atmospheric acidic deposition on fish and fishery resource of Canada». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 644-655.
- Lacroix, G. L., Y Townsend, D. R. (1981): «Responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to episodic increases in acidity of Nova Scotia rivers». *Can. J. Fish. Aquat., Sci.*, 44: 1475-1484.
- Larinier, M., Y Dartiguelongue, J. (1989): «La circulation des poissons migrateurs: le transit a travers les turbines des installations hydroélectriques». *Buil. Fr. Pêche Piscic.*, 312-313: 1-90.
- Lelek, A. (1980): *Les poissons d'eau douce menacés en Europe*. Collection Sauvegarde de la Nature, N.º 18. Conseil de L'Europe, Strasbourg.

- MacCrimmon, H. R., Y GOTS, B. L. (1979): «World distribution of Atlantic salmon, *Salmo salar*». *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 422-457.
- Martín Ventura, J. A. (1988): «The Atlantic salmon in Asturias, Spain: analysis of catches, 1985-86. Inventory of juvenile densities», pp. 210-227, en D. Mills y D., Piggins (eds.), *Atlantic salmon: planning for the future*. Croom Helm, Londres.
- Maynard Smith, J. (1982): *Evolution and the Theory of Games*. Cambridge University Press.
- Meerburg, D. J. (ed.) (1986): *Salmonid age at maturity*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 89: 1-118.
- Mills, D. H. (1986): «The biology of Scottish salmon», pp. 10-19, en D. Jenkins y W. H. Shearer (eds.), *The status of the Atlantic salmon in Scotland*. ITE Symposium N.º 15, NERC.
- Mills, D. (1989): *Ecology and management of Atlantic salmon*. Chapman & Hall, Londres.
- Myers, R. A. (1986): «Game theory and the evolution of Atlantic salmon (*Salmo salar*) age at maturation», pp. 53-61 en D. J. Meerburg (ed.), *Salmonid age at maturity*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 89.
- Nicieza, A. G.; Braña, F., Y Toledo, M. M. (1991): «Development of length-bimodality and smolting in wild stock of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L., under different growth conditions». *J. Fish Biol.*, 38: 509-523.
- Nicieza, A. G., Y Braña, F. (1993a): «Compensatory growth and optimum size in one-year-old smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*)», en Gibson, R. J., y Cutting, R. E. (eds.), *Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 118.
- Nicieza, A. G., Y Braña, F. (1993b): «Relationships among smolt size, marine growth, and sea age at maturity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in northern Spain». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50.
- Pepper, V. A., Y Parsons, P. (1987): «An experiment on aquaculture potential of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., kelts in Newfoundland, Canada». *Aquaculture and Fisheries Management*, 18: 327-344.
- Peterman, R. M. (1982): «Model of salmon age structure and its use in pre-season forecasting and studies of marine survival». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1444-1452.
- Porter, T. R.; Healey, M. C.; O'connell, M. F.; Baum, E. T.; Bielak, A. T., Y Côté, Y. (1986): «Implications of varying the sea age at maturity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) on yield to the fisheries», en D. J. Meerburg (ed.), *Salmonid age at maturity*, *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 89: 110-117.
- Prévost, E.; Vauclin, V.; Baglinière, J. L.; Braña, F., Y Nicieza, A. G. (1991): «Application d'une méthode de détermination externe du sexe chez le Saumon Atlantique (*Salmo salar* L.) dans les rivières des Asturies (Espagne)». *Bull. Fr. Pêche Pisc.*, 323: 149-159.
- Prouzet, P. (1984): «Caractéristiques du stock de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) capturé à la ligne sur l'Aulne (rivière de Bretagne-nord) durant le période 1973-1981». *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 46: 285-298.
- Prouzet, P. (1990): «Stock characteristics of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in France: a review». *Aquat. Living Resour.*, 3: 85-97.
- Riddell, B. E. (1986): «Assessment of selective fishing on the age at maturity in Atlantic salmon (*Salmo salar*): a genetic perspective», pp. 102-109, en D. J. Meerburg (ed.), *Salmonid age at maturity*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 89.
- Ritter, J. A.; Farmer, G. J.; Misra, R. K.; Goff, T. R.; Bailey, J. K., Y Baum, E. T. (1986): «Parental influences and smolt size and sex ratio effects on sea age at first maturity of Atlantic salmon (*Salmo salar*)», pp. 30-38, en D. J. Meerburg (ed.), *Salmonid age at maturity*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 89.
- Saunders, R. L. (1981): «Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and management implications in the Canadian Atlantic Provinces and New England, USA». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1612-1625.

- Saunders, R. L., Y Bailey, J. K. (1980): «The role of genetics in Atlantic salmon management», pp. 182-200, en A. E. J. Went (ed.), *Atlantic salmon: its future*. Fishing News Books, Farnham.
- Scarnecchia, D. L. (1983): «Age at sexual maturity in Icelandic stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*)». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 1456-1468.
- Scarnecchia, D. L. (1984): «Forecasting yield of two-sea-winter Atlantic salmon (*Salmo salar*) from Iceland rivers». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1234-1240.
- Scarnecchia, D. L.; Isaksson, A., Y White, S. E. (1989): «Effects of oceanic variations and the West Greenland fishery on age at maturity of Icelandic west coast stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*)». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 16-27.
- Schaffer, W. M., Y Elson, P. F. (1975): «The adaptive significance of variations in life history among local populations of Atlantic salmon in North America». *Ecol.*, 56: 577-590.
- Schlosser, I. J. (1985): «Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes». *Ecology*, 66: 1484-1490.
- Sinclair, M. (1988): *Marine populations. An essay on population regulation and speciation*. Books in Recruitment Fishery Oceanography, Washington Sea Grant Program. University of Washington Press, Seattle & London.
- Thibault, M. (1987): «Eléments de la problématique du saumon atlantique en France», pp. 413-425, en M. Thibault y R. Billard (eds.), *La restauration des rivières à saumons*. INRA, Paris.
- Thorpe, J. E. (1988): «Salmon enhancement: stock discreteness and choice of material for stocking», pp. 373-388, en D. Mills y D. Piggins (eds.), *Atlantic salmon: planning for the future*. Croom Helm, Londres.
- Verspoor, E. (1988): «Reduced genetic variability in first generation hatchery populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*)». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1686-1600.
- Verspoor, E.; García de Leániz, C., Y Hawkins, A. D. (1988): «A preliminary genetic assessment of stocking on Spanish Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations». *ICES, CM 1988/M*: 19.
- Waples, R. S. (1991): «Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: lessons from the Pacific Northwest». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (Suppl. 1): 124-133.
- Williams, E. M., Y Eddy, F. B. (1989): «Effect of nitrite on the embryonic development of Atlantic salmon (*Salmo salar*)». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 1726-1729.
- Windsor, M. L., Y Hutchinson, P. (1990): «The potential interactions between salmon aquaculture and the wild stocks: a review». *Fisheries Research*, 10: 163-176.

RESUMEN

Las poblaciones de Salmón Atlántico se han reducido considerablemente a lo largo del presente siglo en los ríos del norte de España, tanto en lo que se refiere a la abundancia como al número de cuencas en que la especie se reproduce con regularidad. Además, en algunas poblaciones se han vuelto escasos hasta la práctica desaparición los salmones de tres inviernos de mar mientras que, por el contrario, ha aumentado la frecuencia relativa de los peces de un solo invierno de mar en los últimos años. Tanto el diagnóstico como las presuntas causas a las que se atribuye este declive coinciden con las descritas para otras poblaciones europeas: sobreexplotación, contaminación y pérdida de calidad de las aguas, disminución de los frezaderos y zonas de potenciales de alevinaje por reducción del caudal e interposición de presas infranqueables. El desarrollo de programas de recuperación requiere en primer lugar acciones de fondo encaminadas a mejorar la calidad de las aguas y facilitar la movilidad de los peces en las cuencas, tanto para las migraciones ascendentes como descendentes. Además, se requiere una valoración continua de los niveles de abundancia de la población para comprobar el cumplimiento de los objetivos de restauración. A este respecto las estadísticas de captura representan solamente una primera aproximación, insuficiente para fundamentar toda la estrategia de conservación de las poblaciones; sería necesario, por tanto, desarrollar sistemas

complementarios de adquisición de información: medidas del esfuerzo de pesca, capturaderos, control de zonas índice, elaboración de modelos predictivos. La repoblación se ha contemplado frecuentemente como la alternativa más viable para la recuperación de las poblaciones, pero puede presentar numerosos inconvenientes derivados de la hibridación, la competencia o la introducción de enfermedades. Por otra parte, hay crecientes evidencias de que las tasas de supervivencia y retorno son más altas para los repobladores descendientes de reproductores salvajes capturados en el propio río que para los de otro origen. En definitiva, es imprescindible considerar que cada población es una entidad diferenciada, y fundamentar su manejo en no sólo en el mantenimiento de los niveles de abundancia, sino principalmente en preservación de su identidad genética.

SUMMARY

Conservation status and management principles for Atlantic salmon in rivers of the Cantabric region (northern Spain).

Atlantic salmon populations in rivers of northern Spain have strongly decreased through the present century in both the size of the spawning stocks of most rivers and the number of basins where the species continues to spawn. Moreover, there has been in recent years a number of stocks in which the three-sea-winter salmon almost disappeared, whereas the relative frequency of one-sea-winter fish hardly increased. Both the diagnosis and the putative causes of this situation are the same reported for other European populations: overfishing, water pollution and loss of habitat quality, and reduction of many spawning areas by flow shortage or interposition of unpassable dams. The development of enhancement programmes firstly requires general restoration of water quality and removal of obstacles or management to facilitate both the upstream and downstream fish migration. In addition, continuous population survey would be necessary in order to assess the fulfilment of the restoration objectives. Catch data, although may provide some insight about population size and structure, are no reliable enough to lay the foundations of the whole management policy. Therefore, there is the need of reinforce the data acquisition system by means of reliable records of fishing effort, building of trapping facilities, and development of systems of forecasting smolt production and salmon yield. Stocking has been frequently viewed as the main way to restore salmon stocks or to compensate chronic recruitment shortage. However, recent studies have supplied increasing evidence of risks associated to stocking, as a consequence of hybridisation, competition or disease introduction, among others. Then, the relevant tenet in this respect is to consider the genetic distinctness of every salmon stock, evolved because of the reproductive isolation of populations developing in different environmental conditions and manage to preserve not only salmon number but also stock identity. In addition, there is also evidence that stocking with juvenile salmon from fish native source have usually higher survival and return rates than that from foreign source.