

LAS COMUNIDADES DE ORGANISMOS DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS ESPAÑOLES: CONSERVACIÓN Y GESTIÓN

Carlos GRANADO LORENCIO
Departamento de Biología Vegetal y Ecología
Universidad de Sevilla

1 EL AGUA COMO RECURSO: CULTURA VS. NATURALEZA

En cierta ocasión leí una frase que considero bastante gráfica cuando se pretende describir el ciclo del agua en la naturaleza. Ésta era: *si todo el agua del mundo se echara en una bañera, la proporción que se podría utilizar en un año sería la que cupiese en una cucharilla*. La mayor parte del planeta está cubierta de agua, siendo el 97.5% (1.4 billones de kilómetros cúbicos) océanos y alrededor del 2.5, aguas dulces. Gran parte de ella está inmovilizada en forma de hielos o subterránea o en otra forma, por lo que sólo el 0.01% del agua de la Tierra está disponible en ríos y lagos. Alrededor de 113.000 km³ se depositan sobre los continentes cada año, y de éstos, unos 72.000 km³ se evaporan. Sólo 41.000 km³ renuevan ríos y lagos, y recargan los acuíferos. En términos generales, se puede decir que no existe más o menos agua en la actualidad que en el siglo pasado o antes, y sin embargo, la población ahora es mucho mayor⁽¹⁾.

En esta perspectiva, la disponibilidad de agua por habitante, se reduce, año tras año, a una tasa exponencial, de manera que si en los años setenta, nos correspondía unos 13.000 m³ por habitante, a finales de siglo tocaremos a unos 7000 m³. Esta situación distributiva se hace fuertemente limitante, e incluso dramática, cuando se analiza la irregularidad de su reparto geográfico. Según algunos autores, las zonas áridas y semiáridas, que representan el 40% de la superficie del planeta, cuentan tan sólo con el 2% de la escorrentía mundial⁽²⁾.

Esta situación encierra de igual modo aspectos socio-culturales, de difícil integración en modelos de funcionamiento de la naturaleza, como son los de uso tradicional de los recursos acuáticos. España ocupa el tercer lugar del mundo en consumo de agua por habitante, con algo más de 1200 m³ / habitante, por detrás de países como EE.UU. y Canadá. Tal hecho, cierto y objetivo, ha ocasionado una obsesión enfermiza por parte de las administraciones de los países de estas zonas del Planeta, y por ende de la española, en evitar, lo más posible, que los volúmenes que precipitan sobre la superficie de nuestros estados terminen en el mar.

Este razonamiento encierra una falsedad fácilmente denunciabile, desde el punto de vista de la ecología, ya que el ciclo del agua a nivel de la biosfera, se puede considerar como «un todo», de manera que cualquier reducción de caudales circulantes, va en deterioro de ciclos de materia y energía localizados, en ocasiones, a varios miles de kilómetros, el lugar de explotación del recurso hídrico (p.e. los estuarios y la plataforma continental)⁽³⁾. Incluso, se puede decir que cualquier intervención sobre los paisajes naturales acuáticos tiene su expresión en el balance total de agua (al menos a nivel local). Un paradigma de todo ello son los ecosistemas acuáticos intermitentes, característicos de las zonas semiáridas y áridas, y los estuarios.

Los ecosistemas fluviales intermitentes presentan una estructura y funcionamiento distinto de los que podemos encontrar en otros tipos de ambientes acuáticos naturales. Si bien se puede decir que cada río es hidrológicamente distinto, este tipo de ambientes presentan una complejidad tal que las medidas tradicionales de caudales y volúmenes circulantes no son capaces de explicar más que una mínima parte de su funcionamiento. Las distintas fases de expansión, contracción y fragmentación de los cauces les confieren unos patrones funcionales difícilmente explicables por los modelos convencionales⁽⁴⁾. Una aproximación que ha resultado útil, para su estudio, ha sido el análisis jerárquico⁽⁵⁾, es decir, el paisaje fluvial es el resultado de parches progresivamente de menor tamaño o parches, que presentan distintas estructuras y funciones.

La propia estructura peculiar de estos ambientes determina que la intervención del hombre sobre ellos (embalses, canales, trasvases, regadíos,, etc.) magnifique sus cambios funcionales estacionales, modificando la hidrología funcional y el equilibrio natural de colonización y resistencia de los distintos organismos que han evolucionado en ellos.

Conceptualmente, se puede considerar al estuario como el ecotono entre dos ecosistemas de distinto grado de madurez⁽⁶⁾. La zona del estuario debido a su régimen hidrológico y a sus recurrentes periodos de desbordamiento de caudales (en condiciones naturales), con las consiguientes áreas de inundación, se convierte en un ecosistema inmaduro incapaz de mantener una estructura de comunidad estable (c.f. *Pulse stability concept*). Por el contrario, en el momento de máximo nivel, grandes extensiones de tierra se ven anegadas, acelerándose el ritmo metabólico de descomposición de la materia orgánica, liberación de nutrientes y desarrollo de asociaciones biológicas antes inexistentes. En este nuevo estado, la producción no es explotada (canalización del exceso de energía producida) por los organismos residentes, y es cuando las especies migradoras para alimentarse o la reproducción juegan el papel de puente entre el ecosistema maduro (medio marino costero) y el inmaduro.

El excedente de materia y energía es utilizada a nivel de toda la población (especies depredadoras), o por ciertas cohortes (estadios adultos o formas larvarias). Una vez finalizado el periodo de «expolio» ecológico, las especies regresan a sus dominios vitales (tanto costero-marinas como del curso bajo de los ríos), retirando materia y depositándola en otros ecosistemas (picos de entrada de energía). El papel que tiene este tipo de conexiones biológicas entre ecosistemas en distinto grado de madurez pudiera resultar importante en el mantenimiento de especies que de otra manera no podrían persistir (o en situación precaria) en su área de distribución habitual (pesquerías).

Si el análisis descrito, para ríos y estuarios, lo complementamos en relación a las especies que viven en o de ellos, éstas han desarrollado estilos de vida acordes con su funcionamiento, desde hace millones de años. De manera que, cuando modificamos los caudales en cualquiera de las formas posibles (trasvases, regadío, embalses, etc.) no estamos afectando tan solo a la cantidad de agua sino también a su modelo evolutivo.

Esta aproximación integrada del ciclo del agua, si bien, resulta difícil de entender por parte de los tecnócratas al uso, motivados por la solución de problemas próximos y en beneficio exclusivo del hombre, puede ser contrastada con algunos de los resultados obtenidos en trabajos científicos. Así, se estima que los cambios de caudales vertidos al mar produce importantes efectos sobre las zonas costeras (alrededor del 45 % de la producción primaria se sintetiza en las zonas del up-welling y 20% en zonas someras) (7)(8); sobre la migración de especies diadromas⁽⁹⁾; un cambio del 5% en la producción primaria del mar determina cambios entre el 6-9% de la producción pesquera⁽¹⁰⁾.

Si el análisis lo realizamos según la calidad del agua, las conclusiones obtenidas en distintas reuniones científico-técnicas han puesto de manifiesto que la disponibilidad de agua dulce, de buena calidad, en los inicios del próximo milenio, será un problema que afectará a la totalidad de la Humanidad. Este problema ha sido debatido en distintos foros internacionales, como es el caso de la *Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente* (Dublín, 1992) y de las Naciones Unidas sobre *Medio Ambiente y Desarrollo* (Río de Janeiro, 1992).

En las sociedades avanzadas, las actividades humanas afectan a los ecosistemas acuáticos en diferentes niveles: trasvases, cambio en el uso de la cuenca, sobre la calidad del agua y sus biocenosis, modificaciones en el cauce, destrucción de la vegetación riparia, rompiendo su papel amortiguador de procesos en el ecosistema acuático, etc. En nuestro país corren malos tiempos para defender la naturaleza, en la demanda social del recurso acuático (.....más embalses para regar secano....más trasvases para cumplir con las demandas.....más uso del agua porque ello determina riqueza y puestos de trabajo.....). Todo ello ha dado lugar a una política explotadora del agua. Al igual que en otras zonas del planeta, pocos ríos mantienen sus características naturales⁽¹¹⁾. Más de 1200 embalses, incremento de trasvases, escasa depuración de aguas urbanas, más del 70% por parte del consumo agrícola, elevada carga de pesticidas, etc., son la realidad española.

2 LOS PECES: GRUPO ESTANDARTE DE LOS ORGANISMOS ACUÁTICOS

Al igual que en el caso de los ecosistemas terrestres, somos tendentes a simplificar los conflictos desarrollados por el hombre sobre la naturaleza, “beatificando” especies que bien sintetizan el funcionamiento de los sistemas naturales o que permiten abanderar programas de conservación de hábitats, por su calado socio-cultural o simplemente histórico. Algunos autores los han denominado *especies estandarte*.

Cuando nos aproximamos a los ecosistemas acuáticos, este planteamiento resulta cuando menos arriesgado, ya que al ciudadano le llega una imagen invisible, desconocida, en algunos casos peligrosa; siendo necesario recurrir a especies anfíbios como la

nutria, martín pescador, etc. O la desvirtuada idea del acuario como ambiente acuático. Dentro de esta labor de marketing, quizá más acorde con la salud y conservación de los ecosistemas acuáticos, se encuentran los peces; especialmente cuando se producen grandes mortandades (caso del río Guadiamar). Aunque no soy partidario de este tipo de falso reduccionismo pedagógico, voy a echar mano de él, a fin de establecer un punto de referencia sobre los ambientes acuáticos.

A excepción de algunos mamíferos y reptiles, los peces representan la megafauna más característica de las aguas dulces del mundo. Si alrededor de 25.000 especies están descritas, entre el 40 y 50% tienen su ciclo completo o de forma mayoritaria en las aguas dulces. Los peces representan más de la mitad de la biodiversidad de vertebrados. Así, casi el 25% de la biodiversidad total de vertebrados está concentrada en el 0.01% del agua de la Tierra. Dentro de los vertebrados ibéricos, el grupo de los peces epicontinentales ha sido el de mayor éxito evolutivo.

Los peces se localizan por la totalidad de ambientes acuáticos que existen en el Planeta. Se encuentran en el medio marino, desde los mares polares hasta los arrecifes tropicales; en zonas de estuarios, de forma sedentaria o esporádica durante las migraciones reproductivas o tróficas; y en los ambientes continentales, en ríos, lagos, embalses, lagunas, cuevas, etc. La extrema riqueza de los peces es considerada por algunos autores como una consecuencia del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. La mayor importancia de partición trófica que de partición de hábitats en algunos ecosistemas acuáticos puede ser el resultado de la pronunciada especialización de los peces que viven en hábitats de duración limitada. El papel de los peces en la regulación de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce se puso de moda en la década de los ochenta (13), habiendo remitido en la actualidad

La mayor parte de las extinciones de peces de aguas continentales han sido causadas por la alteración o destrucción de hábitats acuáticos (50%), introducción de especies exóticas (37 %) y sobreexplotación (8%)⁽¹²⁾.

3 ESPECIES EXÓTICAS: UNA VISIÓN PRODUCTIVISTA DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

La visión productivista de los ecosistemas acuáticos ha generado un proceso dramático de introducción de especies exóticas con distintos objetivos, más allá de la simple creencia de que lo diverso es bueno. La introducción de especies ha ofrecido una evidencia adicional del *control top-down* de los ecosistemas acuáticos⁽¹⁴⁾, así como uno de los procesos que más han imbricado la ecología teórica y la conservación de los ambientes acuáticos naturales⁽¹⁵⁾. Según datos de Ross⁽¹⁶⁾ en un porcentaje superior al 75% de los casos estudiados, las especies exóticas han motivado el declive de la ictiofauna nativa.

El éxito de una especie exótica viene determinado por el binomio colonización-extinción (nicho vacío-ocupado, nicho fundamental-realizado y cambio ontogénico del nicho). Si aplicamos la teoría de Biogeografía de Islas⁽¹⁷⁾, la introducción de una especie puede desencadenar distintas situaciones en el ecosistema: desaparición de una o varias especies, con o sin efecto en el nicho de especies nativas similares, desaparición de una

o varias especies por alteración de la cadena trófica o del ecosistema, y finalmente, el fracaso en el establecimiento de la especie invasora.

En términos de ecología teórica, la probabilidad de cada una de ellas va a venir determinada por el estado del ecosistema. Cuanto mayor es el número de especies de la comunidad menor será el de nichos disponibles. El número de especies capaces de ser acogidas en un ecosistema es función de la diversidad de hábitats y de la concentración de recursos. Aunque no siempre es así (lago Victoria). Una comunidad rica en especies y estructurada es más resistente a la invasión (por competencia); y un ecosistema sometido a perturbaciones tiene una distinta capacidad a ser invadido que otro estable.

La introducción de especies en los ecosistemas acuáticos tiene una desigual importancia según se hable del marino o del epicontinental. En muy raras ocasiones se han realizado sueltas intencionadas de ejemplares en zonas marinas antes carentes de las mismas. Por el contrario, en las aguas epicontinentales han sido bastante frecuentes las introducciones de especies en zonas muy alejadas de su área natural de distribución. Si bien a lo largo de la historia de la humanidad, y principalmente durante los dos últimos siglos el interés por las mismas ha variado, los objetivos principales de estas introducciones han sido la acuicultura, interés deportivo, para el incremento de stocks poblacionales, en el control biológico de determinadas plagas, con fines acuariófilos o simplemente por accidente. La importancia de cada uno de ellos ha sido cambiante con el tiempo.

Durante el siglo pasado y principios del actual proliferaron las asociaciones para aclimatar ictiofauna europea y norteamericana en terceros países. El caso más espectacular es el comentado por Allan⁽¹⁸⁾, con respecto a Nueva Zelanda (alrededor del 50 % son especies exóticas). En el área del Mediterráneo se han introducido 70 especies (17 Familias), de las cuales 58 especies están bien establecidas, 12 especies necesitan periódicamente repoblación; el 60% de las especies introducidas han sido durante los últimos 40 años (3 antes de 1850, 10 entre 1851-1990, 16 entre 1901-1950, 41 entre 1950-1993); más del 80% de las especies endémicas coexisten con 1 o dos especies exóticas en el mismo hábitat. La isla de Chipre no tenía especies de agua dulce y en la actualidad hay unas 20 que han sido introducidas (en los embalses construidos, con fines deportivos). Los efectos de las especies exóticas son la hibridación, depredación, competencia y alteración del hábitat (turbidez,...). Algunas especies introducidas han reducido o eliminado la flora y fauna por depredación o competencia, o introduciendo patógenos⁽¹⁹⁾.

En Europa se han introducido un total de 134 especies, pertenecientes a 34 Familias. El grupo con mayor número de representantes es el de los ciprínidos, seguido por salmónidos y coregónidos. Si bien durante el siglo pasado la tasa de introducciones fue baja, a partir del inicio del siglo XX, ésta se ha ido incrementado de forma alarmante. Los únicos estados donde no se tiene evidencia de introducciones son Andorra, San Marino, Mónaco y el Vaticano⁽²⁰⁾. Una situación bastante caótica es la que estamos experimentando en nuestro país, donde algo más del 30% de la ictiofauna epicontinental es introducida⁽²¹⁾⁽²²⁾⁽²³⁾. La península ibérica tiene 69 especies, 18 diadromas, 51 de aguas dulces (19 exóticas y 32 nativas). Elvira, en su trabajo de 1995 aplica un coeficiente de integridad sobre la ictiofauna de las distintas cuencas hidrográficas, obteniendo los siguientes resultados: Norte (0.67), Galicia (0.71), Duero (0.41), Tajo (0.56), Guadiana (0.61), Guadalquivir (0.61), Sur (0.53), Levante (0.65), Ebro (0.58) y Pirineos (0.52).

Los valores cercanos a 1 corresponden a condiciones de buena conservación y los cercanos a 0 a un grado completo de alteración

Moyle, en referencia a la bondad inicial de muchos programas de introducción de especies, denomina a sus consecuencias como Efecto Frankenstein (lo que se plantea como bueno acaba siendo un monstruo ingobernable). Una extensa documentación sobre los efectos negativos de las especies exóticas en las comunidades naturales se puede encontrar en Flecker y Townsend⁽²⁴⁾.

En la legislación española se plantea el problema de la introducción de especies exóticas. En la Ley 4/1989 de 27 de marzo, de *Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre*, en su Título IV, artículo 27, apartado b, establece la obligación de evitar la introducción de especies exóticas, potencialmente competidoras de las ibéricas nativas.

4 REGULACIÓN DE CAUDALES: CONCEPCIÓN BANCARIA DE LA NATURALEZA

Pocos ríos en el mundo mantienen sus características naturales. Cada año 500 grandes embalses (más de 15 m.) se construyen en el mundo. En Europa, embalses con más de 150 metros se construyen a una tasa de 1 cada 1,65 años. La tendencia es a reducir el número de nuevos embalses, pero éstos son mayores -Nurek Dam (Rusia) con más de 300 m de altura y Yangtse Dam (China) será el mayor del mundo. En el año 2000, más del 60% del caudal circulante en el mundo estará regulado. Muchos ríos se han convertido en cascadas de embalses. El agua embalsada es algo más de 2.5 billones de m³, mientras que el caudal de todos los ríos es 40 billones m³/año.

Esta idea de manejo del agua para uso no natural, es la que he denominado “concepción bancaria”; se acumula el recurso y se aplica en actividades más productivas que las naturales. El agua que no se capta, se pierde.

Un efecto claro e inequívoco producido por la construcción de un embalse, azud, etc., es la sustitución de un sistema acuático de aguas corrientes (lótico) por otro de aguas estancadas (léntico); y con ello, la desaparición de la mayoría de biocenosis propias del río, por otras especialmente adaptadas a las nuevas condiciones ecológicas. Algunas especies perviven en el nuevo sistema creado (oportunistas, de escaso valor ecológico, por lo general) y se hacen dominantes; mientras que las fluviales desaparecen; bien por incapacidad adaptativa a las nuevas condiciones o por ser depredadas, en distintas fases de su ciclo de vida (huevo, alevín o adulto), por especies invasoras y/o introducidas artificialmente en este tipo de sistemas acuáticos. En ocasiones, la desaparición de las especies propias de río se debe a la falta de organismos presa (macroinvertebrados acuáticos, principalmente), situados en los niveles tróficos inferiores de la cadena trófica, base de su alimentación. En este sentido, el efecto de la construcción de un embalse, lleva consigo una vertiente destructora difícilmente corregible⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾.

Los efectos (impactos negativos) ocasionados por el uso y gestión de la masa de agua embalsada, se pueden clasificar en aquellos que afectan a las especies existentes en el

embalse y los que actúan sobre las localizadas aguas abajo de la presa⁽²⁷⁾. Con respecto al primer grupo, la variación en el régimen funcional del sistema acuático, desde una situación de aguas fluyentes y dominancia del eje horizontal (nacimiento-desembocadura) a otra de aguas lentas y predominio del eje vertical de transporte (sedimentación) altera las condiciones físico-químicas del agua, tanto a nivel de composición de iones y su metabolismo, como de estructuración espacio-temporal de ciertos parámetros como es el caso del oxígeno y la temperatura, que experimenta una estratificación durante el periodo estival (en nuestras latitudes); observándose procesos de gradiente térmico y anóxia del fondo, en aquellas zonas del embalse con profundidades superiores a 15-20 metros (haciendo inexplorable los fondos por los peces y otros organismos, poco resistentes a bajas tensiones de oxígeno).

La reducción del volumen de agua embalsada, principalmente durante el periodo estival (en el caso de embalses de regulación y regadío), determina un descenso en la disponibilidad de espacio para las poblaciones y un riesgo alto de pérdida reproductiva, ya que las especies que habitan este tipo de embalses suelen reproducirse en verano, en las orillas, y el descenso de nivel ocasiona que las puestas queden al aire y se desecuen. A ello deben sumarse las pérdidas de hábitats de orilla, con el consiguiente deterioro de las biocenosis propias de estas zonas, importante fuente de recursos tróficos para la ictiofauna.

Asímismo, las variaciones de nivel también afectan de manera clara a los factores ambientales desencadenantes de la migración reproductiva de algunas de las especies que eligen el embalse como hábitat de parte de su ciclo de vida, impidiendo tanto la salida hacia los tributarios donde realizan la freza, como su vuelta al mismo (discontinuidad del eje río-embalse) una vez finalizan la reproducción, debiendo quedarse en los tramos del río con agua hasta el periodo de lluvias, con las consiguientes consecuencias debidas al hacinamiento y falta de oxígeno (especialmente durante la noche) y recursos tróficos en las pozas aisladas, que incluso pueden ocasionar mortandades masivas de los peces.

En relación con las biocenosis existentes aguas abajo del embalse, las consecuencias de la regulación de caudales por represamiento son dramáticas, ya que la gestión del agua en función del objetivo prioritario de la obra civil, determina la ausencia de caudales vertidos por el embalse, de manera continuada (el mal llamado *caudal mínimo ecológico*), existiendo incluso variaciones diarias de los mismos (día-noche). Es evidente que si la razón de un embalse de riego, por ejemplo, es acumular agua durante una parte del año para verterla en el periodo estival, la «fuga» continuada reduce el volumen total a gestionar, y por lo tanto, este caudal ecológico suele ser inexistente. Además, de nada sirve realizar vertidos continuos en el tiempo, si las especies existentes en el río están adaptadas a un flujo estacional. Ello contribuye a la desaparición de aquellos taxa con requerimientos ecológicos más estrictos y el manteniendo exclusivo de los oportunistas de ciclo corto, que se adaptan a las nuevas condiciones ambientales reinantes tras la construcción del embalse. Como consecuencia se produce una reducción sensible de la diversidad de macroinvertebrados y fitobentos y pérdidas de biocenosis por deriva, transportados en los caudales de vertido. Normalmente, desaparecen las especies ícticas, o se reduce el número de ellas en relación a las del río aguas arriba. Este fenómeno ha sido atribuido en parte a la competencia entre especies nativas y exóticas, con una fuerte reducción de las primeras⁽²⁸⁾.

Igualmente, el efecto aguas abajo de la presa ejerce una presión importante sobre las biocenosis, a través del tipo de gestión de la masa de agua. Es de destacar los efectos nocivos producidos por los caudales hipolimnéticos (de fondo) vertidos durante el periodo veraniego (estratificación de la masa de agua del embalse). Este agua es fría, hasta 12° por debajo de la temperatura superficial, con muy bajo contenido en oxígeno y elevadas concentraciones de iones reducidos, produciendo mortandades muy importantes en el río o en la cola del embalse en cadena durante estos periodos. El caudal de retorno al río, en planes de regadío, exporta al cauce sustancias químicas (pesticidas, defoliantes, etc.) difícilmente metabolizables por la biota y que se van acumulando a lo largo de la cadena trófica, de manera especial en el subsistema bentónico (sedimentos). Otro fenómeno documentado, en relación al vertido de caudales desde los embalses, es la pérdida de elementos pelágicos, hacia el río, entre ellos formas larvarias y alevines de peces⁽²⁹⁾.

Uno de los efectos más importantes que tiene lugar con la construcción de un embalse es la fragmentación espacial del río. El embalse es una barrera infranqueable para las poblaciones de peces e impiden sus migraciones⁽³⁰⁾⁽³¹⁾. Si observamos al río desde la perspectiva de una vía de circulación, donde las especies se desplazan con el fin de maximizar el uso de la energía del sistema⁽³²⁾ no resulta difícil evaluar sus consecuencias. Estas, a una escala local significan el aislamiento de poblaciones; mientras que a nivel macrogeográfico y mundial, determinan la pérdida de hábitats de reproducción o alimenticios para especies diadromas con áreas vitales de varios miles de kilómetros, como ya se comentó anteriormente. Resulta fácil minimizar el impacto de este tipo de actuaciones. Muchos han sido los países que han desarrollado planes de regeneración consistentes en la colocación de escalas para peces en los embalses⁽³³⁾⁽³⁴⁾. Son aleccionadoras las políticas de construcción de escalas en países como la Unión Soviética (16 sólo en el Volga), o los Planes de recuperación de las especies migradoras en el río Gironda (Francia).

En resumen, se puede argumentar que la construcción de un embalse atiende a razones de tipo socio-económico, y sin duda sus efectos son altamente valorables a nivel de progreso y de riqueza para las zonas afectadas o en general del país; empero, los efectos ambientales observados en muchos trabajos realizados en el mundo ponen de manifiesto que suelen ser negativos y rompen la continuidad del río⁽³⁵⁾⁽³⁶⁾. En este sentido, la realización de estudios de impacto ambiental previos a la construcción de embalses, sólo puede aportar información sobre la magnitud de la destrucción; siendo una decisión básicamente política.

5 SOBRE LOS CAUDALES ECOLÓGICOS: EL GRIFO QUE GOTEA

Posiblemente el problema de los caudales ecológicos, es una consecuencia de las malas planificaciones hidrológicas en el país, o al menos, a nivel de cuenca hidrográfica.

Se puede enmarcar esta idea de *caudales ecológicos*, en la etapa clorofílica que está sufriendo las sociedades desarrolladas, y en especial, la española. Se pudiera considerar cualquier otra denominación a estos caudales que no fuera el de ecológico, por su escasa relación con el natural. Otros países hablan de *caudal reservado* o caudal derivado del

natural que hay que reservar para algún fin concreto; de *caudal recomendado* (caudales deducidos de un estudio) o *caudal regulado* (regulaciones a partir de los caudales naturales). También se utiliza el *caudal mínimo* (próximo al valor 0). Otra denominación sería el *caudal medioambiental* ⁽³⁷⁾.

Como muy bien plantea Palau, en su trabajo, la definición de *caudal de mantenimiento* permite determinar el caudal que se debe dejar en un río, aguas abajo de cada aprovechamiento, para que se mantenga un nivel admisible de desarrollo de la vida acuática. El problema es establecer cual es el nivel de funcionalidad del río que queremos mantener, porque siempre existe un cambio con respecto al funcionamiento natural. Que fluya el agua asegura la existencia de vida, pero no de una vida similar a la que existía antes de la obra de regulación o derivación.

Para el cálculo de los caudales se deben considerar los siguientes elementos: la base de cálculo es el estudio de la regularidad natural real, es decir los caudales fluyentes, en condiciones naturales, que se puede considerar como el marco de coevolución entre las especies y el funcionamiento del ecosistema; en segundo lugar, el cálculo se debe realizar de forma personalizada para cada río, no sirven caudales generales para todos los ríos (restar poco de poco puede ser catastrófico, mientras que quitar mucho de mucho puede ser sostenible).

Las metodologías que se utilizan actualmente son: *hidrológicas* (basados en series hidrológicas temporales), *hidráulicos o hidraulicos-biológicos* (evolución de parámetros morfohidráulicos definidores del hábitat fluvial) y los métodos de *simulación de hábitats* (relación caudal, morfología, organismos) ⁽³⁸⁾⁽³⁹⁾.

6 CONSERVACIÓN: NATURALEZA VS. ACUARIOS AL AIRE LIBRE

Los peligros que tienen los organismos acuáticos en las sociedades avanzadas son (entre paréntesis se sitúan los efectos): Efluentes industriales y domésticos (contaminación, envenenamiento, bloqueo de rutas migratorias), vertidos ácidos (acidificación y metales pesados), uso del medio terrestre (eutrofización, acidificación, sedimentación), desarrollo industrial, incluida la construcción de carreteras (sedimentación, obstrucciones), descarga de vertidos térmicos (desoxigenación, incremento de temperatura), embalses (bloqueo de migraciones, sedimentación de substratos), bombeo y canalizaciones (pérdida de hábitat, y recursos tróficos), fluctuaciones de nivel en embalses (pérdida de hábitats, alimento, etc.), piscifactorias (eutrofización, introducciones, enfermedades, cambios genéticos); pesca deportiva e industrial (sobreexplotación, introducciones), introducción de especies exóticas (eliminación de especies nativas, enfermedades,...), cambio de clima (cambios en estilos de vida,...).

Cuando el planteamiento se realiza atendiendo al concepto de conservación, las contradicciones sociales se hacen máximas. La idea romántica de conservación de especies, choca con la visión productivista de mantener poblaciones para su manejo y gestión. La conservación de paisajes frente a las especies, o de especies estandarte (aves y mamíferos, principalmente) frente a lo organismos que no se ven (los peces y demás fauna acuática). Del mismo modo, nos encontramos con pugnas conservacionistas entre aquéllos

que defienden la vuelta a una naturaleza y formas de vida del pasado más remoto, mientras otros pretenden admitir la evolución de la sociedad industrial con refugios naturales (Parques Nacionales, Parques Naturales, zoológicos,...). En ocasiones la conservación de la naturaleza se opone al desarrollo industrial y sus consecuencias (contaminación). En todo este collage conservacionista o de la conservación nos encontramos con una obsesión por parte de las empresas en cumplir las legislaciones medioambientales más que en proteger el medio ambiente que les rodea; ya no consiste en preservar el medioambiente sino en no infringir las legislaciones de los distintos estados, de ahí la gran proliferación de las auditorías ambientales, que tratan de evaluar la eficiencia productiva sin ocasionar infracciones de los reglamentos establecidos a nivel estatal o transfronterizo.

Todo este proceso se hace más contradictorio cuando el nivel de políticas de conservación se aplica al ecosistema acuático y sus organismos. Ello se produce por varios motivos, entre los que cabe destacar la dificultad en el establecimiento de los límites (el agua que discurre por un arroyo, termina en otro río principal, en el estuario, en el mar,...) y también porque los organismos que viven en las aguas no tienen un interés claro para los ciudadanos, posiblemente porque son organismos virtuales, no forman parte de la naturaleza susceptible de ser vista o filmada, como la avifauna, el lince o los osos. Rara vez los ciudadanos tienen conciencia de lo que vive debajo del agua, sería la historia de **Alicia a través del espejo**. Solo toman conciencia, cuando se producen fenómenos de mortandad masiva, y tan solo en relación a las especies que se pueden reconocer. El episodio del río Guadiamar ha permitido compartir el protagonismo de las carpas y barbos con las cigüeñas y garzas, pero nada se ha dicho de otras muchas especies de la ictiofauna del río,, especialmente endémicas de la Península Ibérica, por no hablar de macroinvertebrados y otros organismos que perecieron sepultados por el río de lodo contaminante.

En un sentido similar, en ocasiones la idea de conservar la ictiofauna se confunde con el mantenimiento de las poblaciones de especies con interés deportivo, objeto de uso lúdico.

Pero también existe una cuestión curiosa, y es que los ciudadanos se acercan al agua en la naturaleza y sus organismos, desde una postura de limpieza del agua. Un río limpio es sinónimo de conservado, pero un río con algas o elementos flotantes, no se le considera como un ambiente fluvial bello. A esta visión de la naturaleza acuática han contribuido de manera beligerante los medios de comunicación y en especial la proliferación de los acuarios públicos, que reproducen una naturaleza sesgada, estéticamente limpia, pero alejada de la realidad (una prolongación de ello son los acuarios domésticos). No es fácil encontrar acuarios en donde se puedan ver algas filamentosas, o paredes llenas de incrustaciones. Antes bien, los conservadores de estos ambientes artificiales se preocupan mucho de que no exista ningún elemento distorsionante que impida la observación directa de los organismos grandes expuestos (principalmente peces).

Cuando se plantea conservar ambientes acuáticos, nos encontramos con otra visión que ha calado a fondo en las sociedades modernas: *el agua como agente destructor*. Han sido muchos los casos aparecidos, en forma mediática, en estos últimos años, en los que se potencia el papel del agua como agente agresivo que perturba la vida diaria de nuestras ciudades. Las inundaciones de pueblos y ciudades se ve como un castigo de la natu-

raleza. Los cauces fluviales se urbanizan, las avenidas se laminan, los meandros se modifican, los cauces se canalizan. La gente quiere naturaleza pero alejada de su zona de vivienda habitual, se fumigan los humedales para evitar los mosquitos, se reestructuran las pozas fluviales para hacer piscinas, se modifican las orillas de los ríos para hacerlas utilizables por los domingueros, etc.

Pero también alrededor del agua existe un afán de dominio para sólo ciertos sectores de la sociedad: agua para abastecimiento, agua para regadío, agua para producir energía o agua para otros usos industriales. Pero el agua es un bien que debemos compartir con los organismos que viven en ella. La idea posesiva del hombre y su uso exclusivo debe dejar paso a una conciencia de solidaridad con la biosfera en su conjunto. Incluso, desde una perspectiva egoísta, que le beneficiará a más largo plazo. Debemos reconsiderar esta idea productivista del recurso acuático, con una clara asimetría con respecto al resto de los organismos, y en especial, a los que lo tienen como hábitat de vida. Sin esta visión claramente contrapuesta a la llevada a cabo durante los dos últimos siglos, los conflictos estarán siempre presentes, y con difícil resolución.

Si recordamos las tres razones que plantea Ehrlich⁽⁴⁰⁾ para conservar cualquier especie (beneficios económicos directos para el hombre, beneficios indirectos a través del papel en el ecosistema y por ética); la biocenosis acuática cumple todas ellas. Incluso se podría argumentar el denominado Principio de Noé⁽⁴¹⁾, en el cual la conservación simplemente se debe producir porque existe la especie y ha existido durante mucho tiempo. Esta aproximación científico-filosófica no parece impresionar a los legisladores españoles; de otra forma, la lista de especies protegidas sería algo más extensa.

Actualmente existen 10 convenciones abiertas a todos los países y dirigidas a cuestiones de ámbito global (zonas húmedas, especies migradoras,...). Con relación al ámbito regional existen 32 convenciones más (Mediterráneo, Antártida, Amazonas,...) y otras 40 hacen referencia a determinadas especies (plantas, cetáceos, osos polares,...). Entre la legislación aplicable a los distintos grupos presentes en los ecosistemas acuáticos⁽⁴²⁾, se puede resaltar: Convenio de Berna (septiembre, 1979) que entra en vigor en España en 1986. Inspirada en este Convenio se promulga la Ley 4/89, de 27 de marzo, de *Conservación de los Espacios naturales y de la Flora y Fauna Silvestres*, la cual establece la protección genérica de todas las especies silvestres; crea el *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*, y con la atención preferente a la protección de hábitats.

En 1990 se promulga el Real decreto Ley 439/1990 de 30 de marzo por el que se regula el *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*, dando contenido a la anterior Ley. En su Anexo I (especies y subespecies catalogadas en peligro de extinción, es decir que requieren una acción urgente e inmediata para garantizar su conservación) se incluyen 4 *pteridophytas*, 53 *angiospermas*, 2 PECES, 1 *anfibio*, 1 *reptil*, 11 *aves* y 4 *mamíferos*; En el Anexo II (especies y subespecies catalogadas de interés especial, que requieren medidas de protección) se incluyen 5 especies de la Flora, 5 de peces, 20 de anfibios, 39 de reptiles, 268 aves y 35 mamíferos.

En 1992 se publica la Directiva 92/43/CEE del Consejo, en relación a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres. Establece una Red Europea de Zonas de conservación para los hábitats enumerados en su Anexo I y para las espe-

cies listadas en su Anexo II. En el Anexo II aparecen las siguientes especies: *Petromyzon marinus*, *Acipenser sturio* (única especie considerada como prioritaria), *Alosa alosa*, *Alosa fallax*, *Anaocypris hispánica*, *Barbus comiza*, *Chondrostoma polylepis wilkommii*, *Iberocypris palaciosi*, *Rutilus lemmingii*, *Rutilus alburnoides*, *Lebias ibera*. En su Anexo IV aparecen *Acipenser sturio* y *Anaocypris hispánica*. En el Anexo V, *Alosa alosa*, *Alosa fallax*, *Barbus comiza*, *Barbus microcephalus* y *Barbus sclateri*.

En 1995 se publica el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Se incluye la Directiva de Hábitats, incluyendo los mismos Anexos.

El *Convenio sobre Diversidad Biológica* (1992), entra en vigor en España en marzo de 1994, y tiene como objetivo la conservación de la diversidad biológica y su uso sostenible.

Además de las distintas leyes que hacen hincapié sobre la conservación de la ictiofauna, existen normas legales que asientan sus bases sobre la protección del recurso acuático, a través del control de la calidad del agua de los tramos piscícolas. La Directiva 78/659/CEE del Consejo del 18 de julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas, y que sean aptas para la vida de los peces. En relación a esta ley, en el marco de España, se han promulgado el real Decreto 927/1988 de 29 de julio, por el que se aprueba el reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (Títulos II y II de la Ley de Aguas, de 1985). Orden del MOPU de 16 de diciembre de 1988, que establece los métodos y frecuencias de análisis de las aguas continentales que requieren protección o mejora para el desarrollo de la vida piscícola.

En su V Programa de Acción, la Unión Europea ha establecido como uno de sus temas prioritarios la protección de la naturaleza y de la biodiversidad. Si desde un punto de vista conservacionista estas palabras enorgullecen a cualquier habitante de este planeta, también determinan el recelo de todos aquéllos que hemos estado luchando a pie de obra. La conservación debe ser un elemento ético para devolver a las próximas generaciones un patrimonio que nos fue dado por nuestros antepasados. Además conservar la naturaleza no es conservar solo las especies de mayor respaldo popular. Conservar es hacerlo con respecto a todas las especies existentes. Y los organismos acuáticos, aunque no se vean, también requieren de los esfuerzos.....

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (1) STIASSNY, M.L. 1996. An overview of freshwater biodiversity: with lessons from African fishes. *Fisheries* 21 (9): 7-9
- (2) SZÖLLOSI-NAGY, A.; NAJLIS, P. Y BJÖRKLUND, G. 1998. Evaluación de los recursos mundiales de agua dulce. *Naturaleza y Recursos*. 34 (1): 10-20
- (3) LLOYD, J.W. 1994. Estuarine barrages and their influence on groundwater. *Journal of Hydrology* 162: 247-265
- (4) STANLEY, E.H.; FISHER, ST. G. Y GRIMM, N.B. 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience* 47 (7): 427-435
- (5) URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V. Y SHUGART, H.H. 1987. Landscape ecology. *BioScience* 37: 119-127
- (6) FRONTIER, S. 1978. Interface entre deux écosystèmes: exemples dans le domaine pélagique. *Ann. Inst. Oceanogr.* 54 (2): 95-106.
- (7) BAKUN, A. 1990. Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science* 247: 198-201
- (8) BRYAN, K. Y M.J. SPELMAN. 1985. The ocean's response to CO₂ -induced warming. *J. Geophysical Research* 90: 11679-11688
- (9) SHUTER, B.J. Y J.R. POST. 1990. Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fishes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 314-336
- (10) GUCINSKI, H.; R.T. LACKEY Y B.SPENCE. 1990. Global climate change: policy implications for fisheries. *Fisheries* 15. 33-38
- (11) KARR, J.R. 1993. Protecting ecological integrity: an urgent societal goal. *Yale Journal International Law* 18(1). 297-306
- (12) THOMAS, C.D. 1994. Extinction, colonization and metapopulations: environmental tracking by rare species. *Conservation Biology* 8(2): 373-378
- (13) CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.R. Y HODGSON, J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- (14) LI, H.W. Y MOYLE, P. 1993. Management of introduced fishes, pp 287-308 In Kohler, Ch. y W. Hubert (eds). *Inland Fisheries Management in North America*. Bethesda, USA, 594 pp
- (15) BUNN, S.E. 1993. Riparian-stream linkages: research needs for the protection of in-streams values. *Australian Biologist* 6(1): 46-51
- (16) ROSS, S.T. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Env. Biol. Fishes* 30: 359-368
- (17) MCARTHUR, R.H. Y WILSON, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Monogr. Popul. Biol. 1: 202 pp
- (18) ALLAN, J.D. 1995. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Chapman and Hall, Londres.

- (19) CARLTON, J.T. 1989. Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Cons. Biol.* 3 (3): 265-273.
- (20) HOLÇIK, J. 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (suppl 1): 13-23
- (21) ELVIRA, B. 1995. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33: 103-108
- (22) ELVIRA, B. 1995. Freshwater fish introduced in Spain and relationships with autochthonous species, pp 262-265 In Philipp, D.P.; Epifanio, J.M.; Marsden, J.E. y Claussen, J.E. (eds.). *Protection of Aquatic Biodiversity. Procc. World Fisheries Congress, Theme 3*, Oxford & IBH Publ. Co. Pvt. Ltd., New Dehli
- (23) ELVIRA, B. 1996. Endangered freshwater fish of Spain, pp 55-61 In A. Kirchofer y D. Hefti (eds.) *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag Basel, Switzerland
- (24) FLECKER, A.S. Y TOWNSEND, C.R. 1994. Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecological Applications* 4(4): 798-940
- (25) BALON, E. 1992. How dams on the river Danube might have caused hybridization and influenced the appearance of a new cyprinid taxon, pp 167-180 In Wieser, W.; Fr. Schiener; A. Goldschmidt y K. Kotrschal (editores). *Environmental Biology of European Cyprinids*. Kluwer Academic Publs., Holanda.
- (26) BRAVARD, J.O.; AMOROS, C. Y PANTOU, G. 1986. Impact of civil engineering works on the sucessions of communities in a fluvial system. A methodological and predictive approach applied to a section of the upper Rhône river, France. *Oikos* 47: 92-111.
- (27) PETT, G.E. 1984. *Impounded river*. Willey and Sons, Nueva York.
- (28) STANDFORD, J.A. Y WARD, J.V. 1986. Fish of the Colorado River System, pp 385- 402 In B.R. Davies y K.F. Walker (editores). *The ecology of River System*. Dr. W. Junk Publs., Doerchecht, 520 pp
- (29) WILLIS, D.W. Y STEPHEN, J.L. 1987. Relationship between storage ratio and population density, natural recruitment, and stocking success of walleye in Kansas reservoirs. *North Amer. J. Fish. Mngm.* 7: 279-282
- (30) GOSSET, C.; F. TRAVADE Y C. GARAICOECHEA. 1992. Influence d'un écran électrique en aval d'une usine hydroélectrique sur le comportement de remonteé du saumon atlantique (*Salmo salar*). *Bull. Fr. Pêche Pisc.* 324: 2-25
- (31) BARAS, E.; H. LAMBERT Y J.-CL. PHILIPPART. 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized Tiver Meuse (Belgium). *Aquat Living Resources* 7: 181-189.
- (32) HALL, Ch. 1972. Migration and metabolism in a temperate stream ecosystem. *Ecology* 53 (4): 585-604
- (33) PORCHER, J.P.Y TRAVADE, F. 1992. Les dispositifs de franchissement: bases biologiques, limits and rappels réglementaires. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 326-327: 5-14

- (34) LARINIER, M. 1992. Généralités sur les dispositifs de franchissements. Bull. Fr. Pêche Piscic. 326-327: 30-44
- (35) BROWN, A.M. 1986. Modifying reservoir fish habitat with artificial structures, pp 98-102 In Hall, G.E. y van den Avyle, M.J. 1986. (Editores). Reservoirs fisheries management. Strategies for the 80's. American Fisheries Society, 327 pp.
- (36) NICOLA, G.G.; B. ELVIRA Y A. ALMODÓVAR. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. Arch. Hydrobiol. Suppl. 113 (1-4): 375-379
- (37) PALAU, A. 1997. Los ecosistemas acuáticos epicontinentales. Limitaciones para la gestión de los peces, 49-65 In Granado Lorenzo, C. (Editor). Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica. Monografía de la Estación de Ecología Acuática, Sevilla
- (38) ESTES, C.C. Y ORSBORN, J.F. 1986. Review and analysis of methods for quantifying instream flow requirements. Water Resources Bulletin 22: 389-398
- (39) TENNANT, D.L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. Fisheries 1 (4): 6-10
- (40) EHRLICH, P.R. 1987. Population biology, conservation biology, and the future of humanity. BioScience 37: 757-763.
- (41) EHRENFELD, D.W. 1976. The conservation of non-resources. Amer. Scie. 64: 468-656
- (42) PINTOS, R. 1997. Marco legal para la conservación y gestión de los peces, pp 31- 65 In Granado Lorenzo, C. (Editor). Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica. Monografía de la Estación de Ecología Acuática, Sevilla