

CRITERIOS ECOLÓGICOS PARA EL DESLINDE DE HUMEDALES RIBEREÑOS

CARLOS MONTES

Dpto. Interuniversitario de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, Ciudad Universitaria de Cantoblanco, Ctra. de Colmenar Viejo, km 16, 28049, Madrid, e-mail: montes@arrakis.es

INTRODUCCIÓN

Normalmente se tiene la creencia errónea de que cuando queremos incluir criterios ecológicos en cualquier estrategia relacionada con la gestión de sistemas naturales y los recursos que representa, estamos hablando de incorporar algún sistema de evaluación del grado de conservación de sus comunidades vegetales y animales o emplear procedimientos particulares que permitan la identificación y protección de excepcionalidades biológicas como especies endémicas, raras, en peligro de extinción o de determinadas especies de gran aceptación popular (emblemáticas); generalmente aves y mamíferos.

Pero hablar de criterios ecológicos no es sinónimo de conservación de las singularidades biológicas de un territorio sino de utilizar un enfoque ecosistémico en el análisis y gestión del medio natural es decir, defender y promover una visión plural y unificada de entender la organización y el funcionamiento de la naturaleza y por tanto la vía más segura para elaborar modelos de extracción-conservación de sus recursos. La meta final es generar estrategias de gestión que permitan la coexistencia armónica y equilibrada entre la explotación de los servicios que suministran los ecosistemas y el mantenimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan su organización, funcionamiento y dinámica; o sea, que posibiliten la salvaguarda de su integridad ecológica. Solo si conservamos la funcionalidad de los sistemas naturales podremos seguir disfrutando de los múltiples servicios que estos prestan a los sistemas humanos.

Esta perspectiva se opone a los modelos más tradicionales de gestión del medio natural que se basan en una visión sectorial y fragmentada de entender la explotación de la naturaleza y que normalmente generan graves problemas de conservación de muchos tipos de ecosistemas, ya que al extraer o utilizar uno de sus componentes sin tener en cuenta la trama de interrelaciones biofísica de la que forma parte deteriora o destruye la integridad del sistema ecológico que suministra el recurso que se está explotando, disminuyendo sensiblemente su capacidad para aportar nuevos servicios en el futuro.

Por este motivo cuando nos planteamos el alcance de una herramienta particular de gestión del medio natural como es el deslinde, o lo que lo mismo, su caracterización jurisdiccional, al

objeto de poder desencadenar medidas efectivas de regulación legal de sus usos, es necesario encuadrarla dentro de marcos generales de planificación integrada del territorio para que de esta forma adquieran sentido y no se convierta en un mero instrumento aislado e inconexo de gestión. En este contexto, este artículo intenta realizar, desde una perspectiva ecosistémica, un análisis general de los aspectos más importantes relacionados con los procedimientos de deslinde del Dominio Público Hidráulico (DPH) en relación a un determinado tipo de sistema ecológico con el que se encuentra íntimamente asociado, como es la llanura de inundación de los márgenes fluviales, sin olvidar el marco de referencia básico dentro de la planificación integrada o biofísica del territorio: las cuencas hidrográficas.

EL DOMINIO PÚBLICO HIDRÁULICO EN EL CONTEXTO DE LAS LLANURAS DE INUNDACIÓN ENTENDIDAS COMO SISTEMAS ECOLÓGICOS

El Dominio Público Hidráulico (DPH) según establece la Ley de Aguas 28/1985 y su Reglamento 849/1986, se refiere a *las aguas epicontinentales y subterráneas junto con los terrenos de los cauces fluviales cubiertos por las aguas en las máximas crecidas ordinarias y los lechos de los lagos, lagunas, embalses en cauces públicos y los acuíferos*. De todos estos ecosistemas acuáticos que forman parte del DPH y por tanto, sometidos a la regulación establecida por la Ley de Aguas, son los cauces fluviales a los que la administración hidráulica les ha prestado más atención. De esta forma la gestión prioritaria del DPH se relaciona directamente con la gestión de los ríos y sus recursos.

El DPH de los sistemas fluviales es decir, los cauces con aguas permanentes o temporales o en términos ecológicos los ecosistemas de aguas fluyentes, no puede ni debe entenderse como una entidad aislada dentro de un valle fluvial sino formando parte de todo un complejo sistema de unidades funcionales interdependientes que conforman su llanura aluvial (Fig. 1). Son los denominados ecosistemas de llanuras de inundación de márgenes fluviales o humedales ribereños.

De una forma general los humedales ribereños hacen referencia a un espacio dentro de la llanura aluvial o en terrazas de los ríos generalmente de orden medio y bajo que es inundado periódicamente por las aguas procedentes de un cauce fluvial, lo que le confiere unas características hidro-geomorfológicas, formaciones superficiales y de comunidades biológicas muy especiales que les diferencian de otros sistemas ecológicos de tipo humedal. Aunque la integridad ecológica de estos ecosistemas está asociada preeminentemente a los pulsos de los flujos superficiales procedentes de los cauces fluviales, no hay que olvidar que las aguas subterráneas de los acuíferos aluviales, con los que normalmente se encuentran asociados, juegan un papel esencial en su régimen de humedad edáfica e inundación y por tanto en su estructura y funcionamiento (Gonzalez Bernaldez *et al.*, 1985) (Fig. 1.).

La originalidad ecológica de los humedales ribereños reside por una parte en su forma lineal a lo largo de ríos y arroyos y por otra por el modo en que procesa los flujos de energía laterales y longitudinales provenientes del sistema fluvial. Por su carácter de frontera entre los ecosistemas terrestres de la cuenca y los acuáticos de los cauces (Naiman y Decamps, 1997), pasan a través de ellas mucha más cantidad de energía y materiales que por cualquier otro tipo

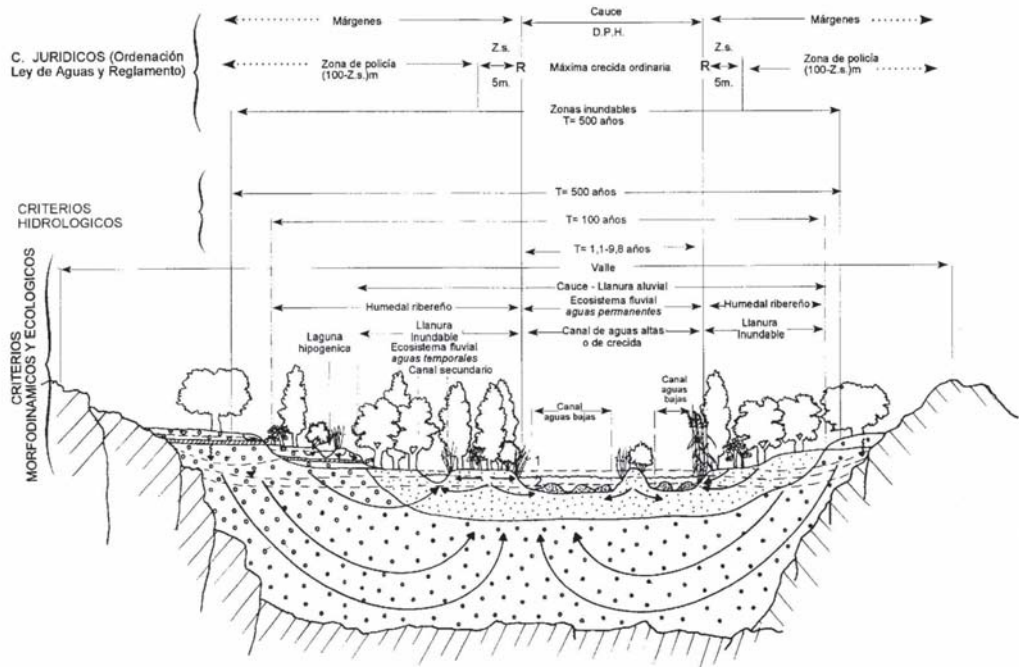


FIG. 1.- Corte transversal del valle bajo de un río ideal mostrando sus ecosistemas y elementos geomorfológicos e hidrológicos más característicos así como una sectorización de cara a su regulación legal utilizando distintos criterios (basado en Pedraza, 1996). D.P.H.= Dominio Público Hidráulico; Z.S.= Zona de Servidumbre; R= ribera; T= tiempo de recurrencia.

de sistema ecológico de la cuenca (Fig. 2.) Constituyen por tanto, unidades funcionales abiertas conectadas con otros ecosistemas acuáticos y terrestres y orientadas alrededor de un eje longitudinal cabecera-desembocadura y otro lateral partes altas-cauce fluvial del valle. Este aspecto de intercomunicador de ecosistemas y de sumidero y transformador de nutrientes junto con el abastecimiento prolongado de agua, especialmente durante los periodos secos, procedente de flujos subterráneos sirve para explicar su elevadísima productividad: (Brinson *et al.*, 1981). Los humedales ribereños no solo poseen mayor productividad que los ecosistemas terrestres adyacentes sino también respecto al cauce fluvial principal ya que este está sometido temporalmente al efecto de fuertes caudales y a la baja intensidad de la luz provocada por la elevada carga de sólidos en suspensión. Las llanuras de inundación constituyen, por tanto, fuentes de carbono orgánico y particulado, que suministran y sostienen las redes tróficas, predominantemente heterotróficas, del cauce fluvial principal (Junk y Welcomme, 1990; Mitsch y Gosselink, 2000).

Los humedales ribereños se presentan en llanuras de inundación que suelen formar sistemas muy complejos de cauces secundarios, lagunas, meandros abandonados, islas, etc. que junto con su carácter ambivalente entre ecosistemas terrestres y acuáticos ocasionado por los periodos de

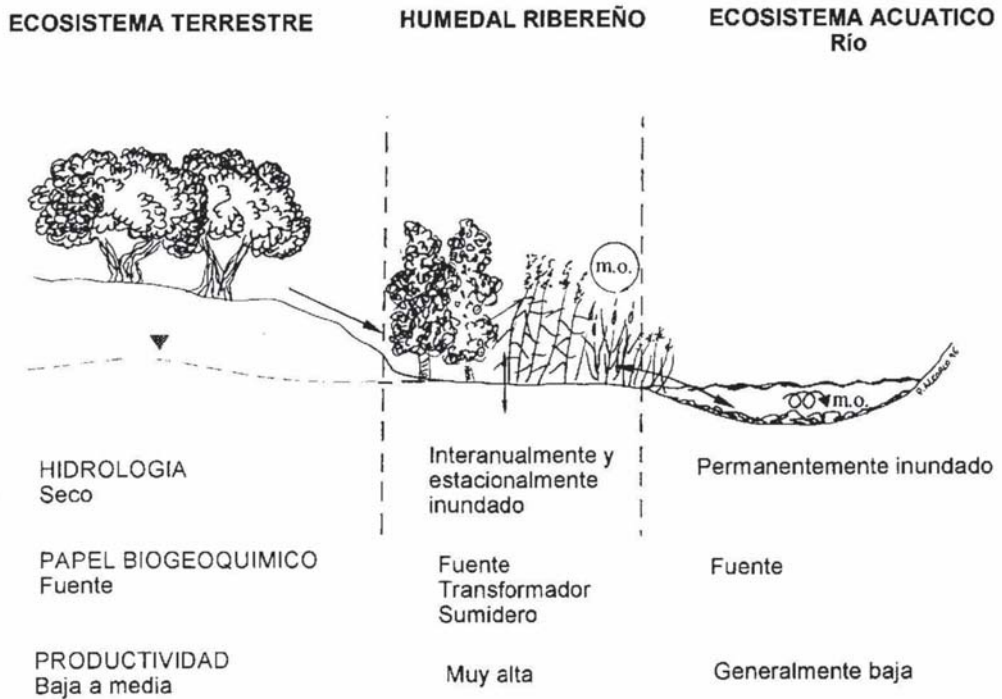


FIG. 2.- Los humedales ribereños se presentan en el contexto de las cuencas hidrográficas como fronteras lineales entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos como son los ríos, lo que le confiere características hidro-bio-geoquímicas únicas.

inundación y sequía, les confiere una gran heterogeneidad ecológica que se traduce en el mantenimiento de una elevada riqueza de especies, muchas de ellas de gran valor de cara a la conservación de sus poblaciones. Además por sus condiciones microclimáticas particulares (áreas más húmedas y frescas que su entorno) constituyen unos excelentes corredores ecológicos que permiten la penetración de una fauna y flora procedente de zonas más oceánicas y montañosas hacia espacios más áridos y esteparios (Sterling, 1996; Mujica *et al.*, 2002).

Por otro lado, existe un intercambio de plantas y animales entre los humedales ribereños y el cauce fluvial que es muy importante conservar para mantener el hábitat de muchas poblaciones de organismos. Así, la producción de bastantes especies de peces fluviales dependen del grado de interconexión entre los dos sistemas ecológicos. Se ha puesto de manifiesto que los flujos laterales río-humedal controlados por los pulsos de caudal del cauce tienen una importancia clave para mantener la integridad ecológica de ambos ecosistemas y no solo los flujos longitudinales del río (Junk *et al.*, 1989). Alteraciones en estos flujos laterales generan cambios importantes en ambos ecosistemas. Todos estos ejemplos ilustran la importante trama

de relaciones biofísicas que se establece entre los ríos y sus humedales ribereños que justifica que no deba llevarse a cabo ningún proyecto de gestión sobre uno de estos ecosistemas, incluido el deslinde, sin tener en cuenta el otro, bajo el mismo nivel de actuación.

También hay que tener en cuenta que las avenidas que se originan con diferentes tiempos de recurrencia (Fig. 1), lejos de desestabilizar los humedales ribereños y los cauces fluviales, constituyen un factor ecológico de gran importancia para mantener la funcionalidad de todos los ecosistemas de la llanura aluvial. Tanto los ecosistemas ribereños como los fluviales mantienen su integridad ajustando su organización y funcionamiento a la intensidad, amplitud y frecuencia de las perturbaciones naturales como son las riadas y las sequías (Fisher y Grimm, 1990). Los organismos acuáticos y terrestres de los humedales ribereños y de los cauces fluviales han desarrollado todo un catálogo de síndromes adaptativos que les permite vivir en estos ambientes tan dinámicos espacial y temporalmente

El resultado es la coexistencia armónica de diferentes estrategias adaptativas, corrientes biogeográficas y pulsos adaptativos. Por tanto, dado que el hidoperiodo y el régimen de perturbaciones naturales constituyen los factores esenciales que determinan la integridad ecológica de los cauces fluviales y sus humedales ribereños asociados, cualquier modificación en el sistema fluvial que interfieran con el funcionamiento hidrológico general de la cuenca a través de medidas de control total de las inundaciones mediante grandes presas o diques de contención, incidirán en los patrones de intensidad, amplitud y frecuencia de las perturbaciones y por consiguiente afectará a la funcionalidad de todos los ecosistema de la llanura aluvial.

Por último, hay que tener presente que los cauces fluviales y sus humedales asociados hay que gestionarlos en el marco de las cuencas hidrográficas y estas hay que concebirlas como una entidad funcional organizada jerárquicamente en ecosistemas interdependientes (Fig. 3) Entre ellos se establece una jerarquía de relaciones de dependencia con un control abiótico desde los niveles superiores hacia los inferiores y uno biológico de menor intensidad desde los inferiores a los superiores. Una alteración en un nivel del sistema afecta generalmente a los componentes más pequeños. De esta forma cualquier perturbación de origen natural o antrópico o cualquier programa de gestión pueden analizarse a modo de un sistema proceso-respuesta, el cual se manifiesta en forma de una cadena o «cascada» de acontecimientos que evolucionan desde los niveles superiores a los inferiores, de arriba a abajo en la jerarquía de escalas.

Por otra parte, los factores y procesos que determinan los patrones característicos de los niveles jerárquicos presentan dimensiones propias, por lo que los ecosistemas organizados jerárquicamente en el marco de referencia de las cuencas hidrográficas funcionan a través de una amplia gama de escalas espaciales y temporales. Los sistemas ecológicos necesitan una cierta dimensión espacial para que los procesos esenciales puedan expresarse y una dimensión temporal para que puedan operar manteniendo su estructura y funcionamiento (Fig. 4.)

Cada nivel jerárquico opera en ciertas escalas espaciales y temporales propias, por lo que si queremos interpretar correctamente los problemas ambientales planteados resulta transcendental escoger las escala o escalas adecuadas de observación y análisis. La elección de la escala correcta de estudio y gestión incrementa la capacidad de explicación y predicción del proceso o patrón ecológico que se está analizando o el problema ambiental que se pretende solucionar. Por este motivo, la selección de la escala o escalas apropiadas de observación se

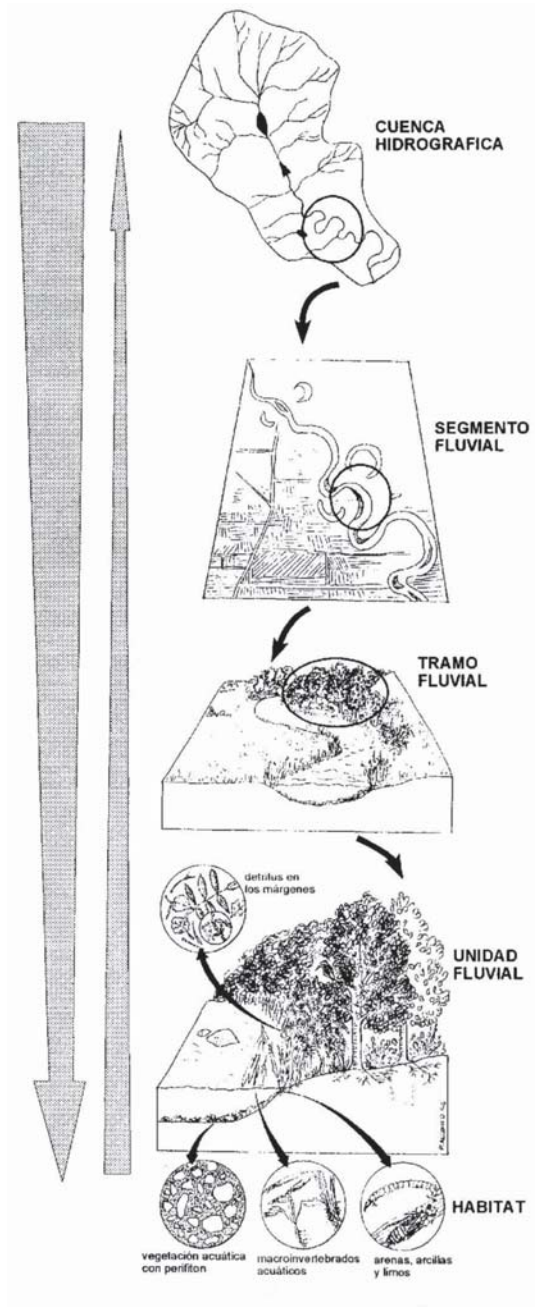


FIG. 3.- La cuenca hidrográfica organizada jerárquicamente como un conjunto de ecosistemas interdependientes. Bajo esta perspectiva los programas de actuación no pueden desarrollarse de una forma aislada ya que van a tener repercusiones más o menos directas en distintos niveles jerárquicos.

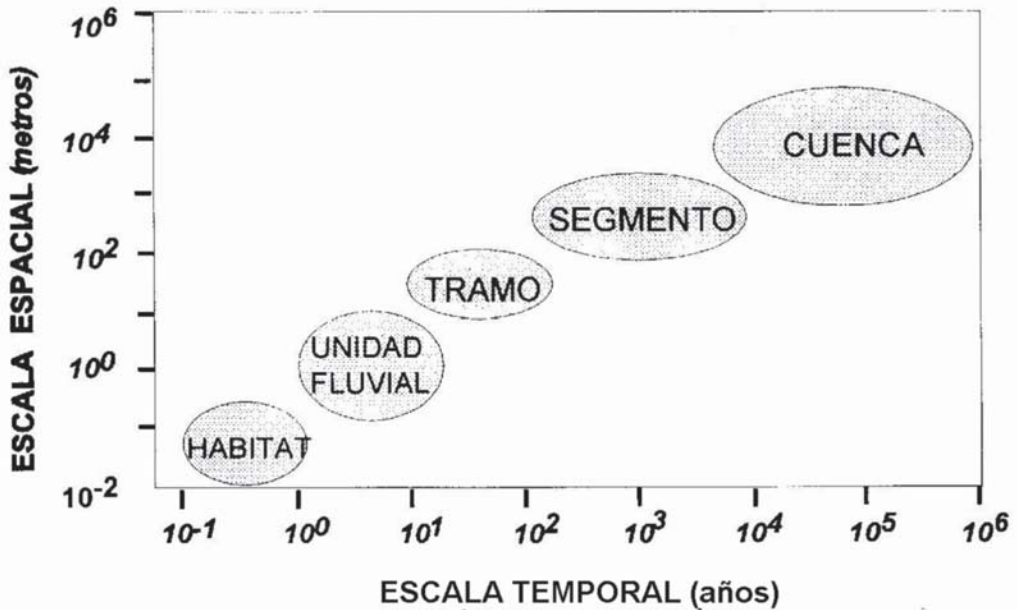


FIG. 4.- Relación entre la escala espacial y temporal de distintos niveles de ecosistemas en una organización jerárquica de las cuencas hidrográficas (basado en Gregory et al., 1991).

convierte, pues, en un tema clave en el diseño de cualquier programa de investigación y conservación de la integridad de los ecosistemas y ésta nunca debe verse afectada por criterios subjetivos-afectivos como modas, intereses, costumbres, tradiciones, restricciones presupuestarias, etc.

Se pone así de manifiesto la importancia de vincular la organización jerárquica de las cuencas hidrográficas a una jerarquía de objetivos de gestión, ya que al concebir el territorio como un conjunto de ecosistemas interdependientes, grandes y pequeños, permite planificarlo y gestionarlo desde una perspectiva multidimensional y multiescalar, como una entidad integrada y unitaria. En general, las escalas amplias son adecuadas para definir las grandes directrices de la política hidrológica de las cuencas mientras que las escalas reducidas constituyen excelentes referentes para la puesta en marcha de programas concretos de diagnóstico, evaluación y valoración de impactos y ordenación de recursos naturales.

Todo esto también viene a decirnos que la clásica zonación o compartimentación que generalmente se suele hacerse para la regulación y asignación de usos para la prevención de avenidas (Fig. 1) es útil en un sentido descriptivo pero tiene un valor limitado como herramienta de gestión ya que ignora las fuertes interacciones que se producen entre estos sectores y todo el sistema aluvial organizado jerárquicamente e incluyendo los ecosistemas terrestres de sus laderas. Desde una perspectiva ecológica para cualquier análisis o proyecto de gestión cada unidad fluvial hay que entenderla como un sistema ecológico es decir, como una unidad

funcional definida por una dimensión longitudinal, lateral, vertical y temporal y formada por tres elementos o ecosistemas de menor rango; el cauce fluvial, los humedales ribereños situados, dependiendo de la morfología y dinámica fluvial en la llanura aluvial y la banda de transición con las terrazas bajas y en tercer lugar el acuífero aluvial.

EL SER HUMANO Y LAS LLANURAS DE INUNDACIÓN. LA CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LOS HUMEDALES RIBEREÑOS

Las llanuras de inundación y sus humedales ribereños han sido centros de atracción para las sociedades humanas desde hace miles de años. Sobre algunas de ellas como la de los ríos Eufrates y Tigris, Nilo, Yangtze y Mekong se desarrollaron grandes culturas. La alta fertilidad de los suelos aluviales, las proteínas suministradas por su abundante caza y pesca, las facilidades de evacuación de residuos y el abastecimiento de agua fueron razones suficientes como para buscar y colonizar estas zonas a pesar de las inundaciones.

Simultáneamente el ser humano trató de intensificar la explotación de estas áreas maximizando los efectos beneficiosos de las inundaciones. La utilización de las llanuras de inundación incluía su aprovechamiento tanto en su fase terrestre como acuática. Cada uno de estos periodos eran gestionado independientemente y conjuntamente a través de sistemas integrados de usos de los recursos que suministraban estos ecosistemas a los sistemas humanos.

Hay que tener en cuenta que el valor social de los ecosistemas puede expresarse en la forma de los “servicios” y los *bienes* que generan o pueden generar, directa o indirectamente, considerables beneficios sociales a escala local, regional o internacional. Los “servicios” se relacionan con la utilidad que, para la sociedad humana, poseen algunas de las funciones que realizan los ecosistemas y, los *bienes* se refieren a los elementos de la estructura abiótica o biótica de los ecosistemas que poseen o pueden poseer un valor social y/o económico. Algunos de los bienes y servicios que pueden generar las llanuras de inundación a la sociedad humana quedan recogidos en la Tabla 1.

De todos estos bienes y servicios, uno de los más apreciados siempre ha sido la capacidad de las llanuras de inundación para modular de los picos de crecida de las riadas. Efectivamente la vegetación de los humedales ribereños desempeña un papel muy eficaz como barrera protectora de las fértiles vegas frente a la fuerza erosiva de las grandes avenidas. Reducen sensiblemente el flujo del agua, lo almacenan por algún tiempo y lentamente la van liberando río abajo. De esta forma, los picos de crecida de los tributarios son desincronizados y las aguas de inundación no alcanzan el cauce principal al mismo tiempo. También, la inundación suministra el agua y los nutrientes necesarios para la vegetación ribereña y elimina muchos productos de desecho del metabolismo del suelo y de los sistemas radiculares de las plantas. Por todo esto, la conservación de los humedales ribereños constituye una importantísima herramienta para minimizar los daños provocado por las avenidas a los sistemas humanos.

A partir del siglo pasado los grandes avances tecnológicos le dieron a los seres humanos una gran capacidad para controlar los sistemas fluviales iniciándose grandes esfuerzos para pasar de una protección y aprovechamiento de la inundación, a un control y rechazo de esta perturbación. Mientras que originalmente el hombre aceptaba la inundación como un hecho

TABLA 1

Ejemplos de algunos bienes y servicios suministrados por humedales ribereños bien conservados (con integridad ecológica) a los sistemas humanos.

Bienes	Servicios
Especies animales con valor cinegético	Control de inundaciones
	Control microclimático
Poblaciones de peces con valor comercial	Almacenamiento de agua
	Depuración y Mantenimiento de la calidad del agua
	Sumidero/Fuente de nutrientes
Ganadería	Mantenimiento del habitat de múltiples especies
Agua para abastecimiento y agricultura	Mantenimiento de las redes tróficas
Madera y celulosa	Generación y Fertilidad del suelo
Reservorio genético	Asimilación de residuos
Espacios para el ocio y recreo	Retención de sedimentos
Espacios para la educación	Control de la erosión
Corredor ecológico	Placer estético y emocional
	Heterogeneidad/Calidad del paisaje
Bienes culturales	Conectividad

natural organizando su estructura social y económica en función del régimen de riadas y sequías, actualmente utiliza la llanura de inundación independientemente de los riesgos de avenidas. Se ha puesto muy poca atención en desarrollar estrategias de gestión adaptadas al régimen de inundaciones y sequías que caracterizan a estos sistemas ecológicos. Por el contrario, se han hecho grandes esfuerzos en elaborar múltiples procedimientos estructurales de control de los caudales de crecida (presas, diques, rectificación de cauces, etc.) que han modificado y alterado la integridad ecológica de estos ecosistemas fluctuantes y por consiguiente se ha disminuido o interrumpido el antiguo flujo servicios que aportaba a los sistemas humanos.

A este respecto se han creado grandes contradicciones en las relaciones entre los sistemas humanos y los humedales ribereños. Para el caso de España, la Ley de Aguas que supone una de las normativas más restrictivas para la protección de los humedales, acepta el valor ambiental de estos ecosistemas sólo como hábitats de especies singulares de organismos, especialmente las aves acuáticas, y no como fuente de múltiples servicios algunos tan importantes como el control de avenidas. De esta forma, el Plan Hidrológico Nacional lejos de aceptar el valor de las llanuras de inundación y sus humedales ribereños como esponjas naturales que reducen y laminan los caudales de crecida, son considerados elemento negativos, en aquellos segmentos y tramos fluviales susceptibles de sufrir desbordamientos, por lo que son degradados a través de una importantísima inversión económica en infraestructuras (Montes, 1995)

Hoy día existen múltiples experiencia en países como Estados Unidos o Canada (Tiner, 1984; Hey y Philippi, 1995) en las que se pone de manifiesto como con una muy reducida inversión en infraestructuras, una ordenación racional de usos de la cuenca y sobre todo conservando o restaurando la funcionalidad de las llanuras de inundación y su tramas de

relaciones biofísicas con los cauces fluviales se consigue reducir los caudales de crecida hasta un 80 % respecto a las cuencas que tienen degradados o destruidos sus humedales ribereños (Fig. 5.) consiguiéndose un importante ahorro económico en medidas estructurales.

En algunos países como España, el valor potencial de las llanuras inundación como amortiguadores de las crecidas de los sistemas fluviales se ha visto sensiblemente reducido, dado que es el tipo de humedal que más superficie ha perdido en las últimas décadas (Casado y Montes, 1995). En España se ha destruido alrededor del 80% de la superficie original de llanura de inundación (Fig. 6) por lo que habría que hacer un importante esfuerzo en la restauración de sus funciones

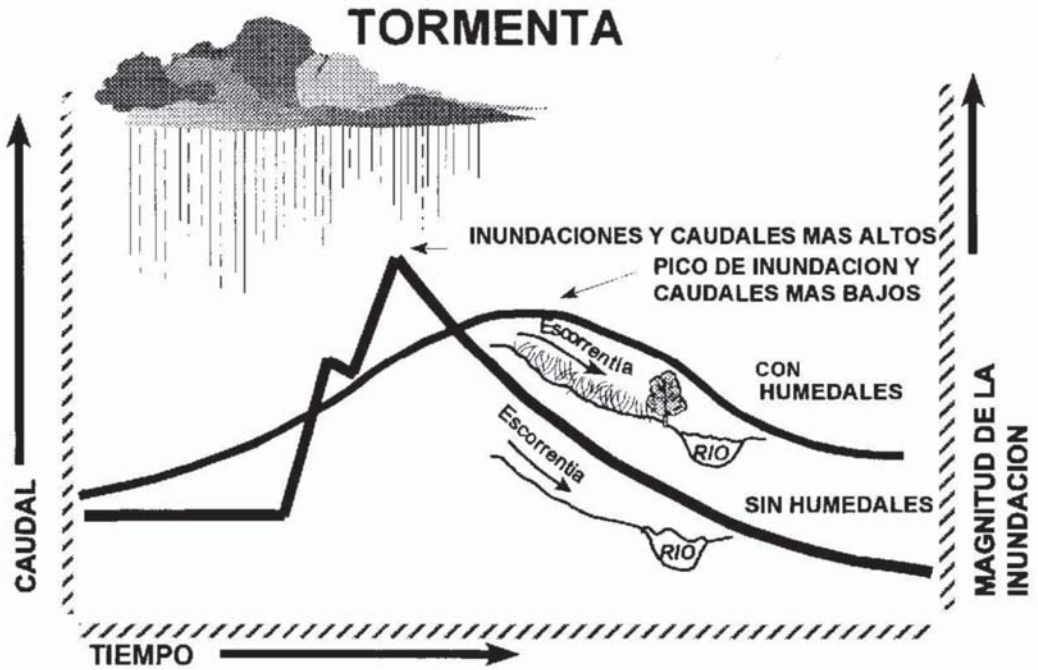


FIG. 5.- Valor social de uno de los servicios de los humedales ribereños relacionado con la reducción del efecto catastrófico de las riadas en los sistemas humanos después de unas fuertes lluvias. Se pone de manifiesto el comportamiento contrastado de los hidrogramas de crecida de dos cuencas hidrográficas, una con sus llanuras de inundación y humedales ribereños bien conservados y otra destruidas (basado en Tiner, 1984).

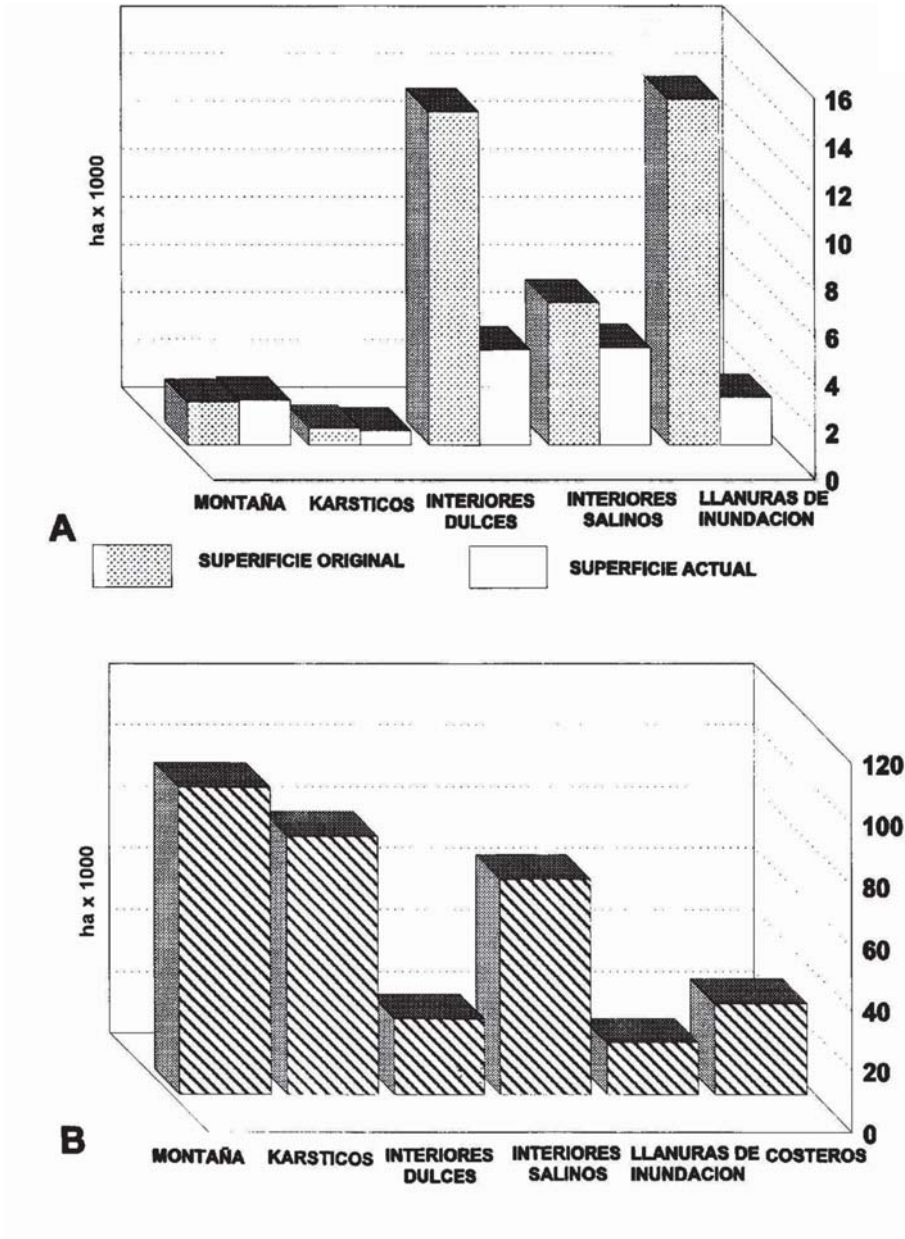


FIG. 6.- Situación actual de la superficie de los grandes tipos ecológicos de humedales y lagos interiores españoles en relación a su superficie original (A) y porcentaje de superficie conservada (B) (de Casado y Montes, 1995). Obsérvese como las llanuras de inundación han sido el tipo de humedal que más superficie ha perdido en las últimas décadas, reduciéndose considerablemente su capacidad de suministrar bienes y servicios a los sistemas humano, destacando su capacidad de amortiguar las riadas.

EL DESLINDE DE LOS CAUCES FLUVIALES Y LAS LLANURAS DE INUNDACIÓN COMO INSTRUMENTO BÁSICO PARA LA GESTIÓN EFICAZ DEL DOMINIO PÚBLICO HIDRÁULICO

Determinar si un espacio concreto es o no un determinado tipo de ecosistema, en nuestro caso un ecosistema fluvial o un humedal ribereño, no es un tema baladí, ya que puede traer consigo importantes consecuencias respecto al desarrollo de programas de conservación o explotación, inversiones económicas, problemas legales de uso del suelo, etc. La ausencia de una definición clara y operativa de la entidad que se desea gestionar genera un importante clima de confusión en la toma de decisiones relacionadas con binomio explotación-conservación ya que plantea serias dificultades a la hora de llevar a cabo el proceso de identificar y caracterizar sus límites para posteriormente expresarlos en un mapa a una determinada escala. La cartografía de ecosistemas entendidos como unidades de gestión, constituye una herramienta imprescindible dentro de la planificación territorial.

El procedimiento de deslinde no significa definir un determinado tipo de ecosistema, sino aplicar una definición de referencia, es decir, una descripción con base científica, independiente de criterios políticos, legales o administrativos, que ponga de manifiesto los factores y procesos biofísicos esenciales de determinan la integridad ecológica o funcionalidad de ese tipo de ecosistema. La definición de referencia debe dejar claro los criterios científicos que sirven para determinar los indicadores generales y específicos que valgan para reconocer espacialmente los ecosistemas, tanto en campo como a partir de la foto aérea o las imágenes de satélite. Se eligen por su capacidad para reconocer y delimitar los diferentes tipos de ecosistemas definidos y no por su importancia en el funcionamiento del sistema. Deben ser fácilmente reconocibles y medibles en campo, por lo que generalmente se relacionan con las características estructurales de los ecosistemas.

Bajo esta perspectiva sin una definición científica de referencia, aunque se tenga una definición legal (criterios jurídicos), no puede llevarse a cabo programas efectivos de gestión de cualquier tipo de ecosistema. Como ejemplo se puede poner, de nuevo, el caso de los humedales españoles que, aunque están protegidos por la Ley de Aguas al incorporar una definición legal de carácter formal y no una definición legal con base ecológica, no ha sido posible su aplicación y como consecuencia se sigue perdiendo y degradando superficie de muchos tipos de humedales en nuestro país (Montes, 1995).

Entre los distintos programas que se han puesto en marcha para una gestión eficaz de los cauces fluviales y sus márgenes y dentro de este marco general relacionado con la identificación y delimitación de ecosistemas, destaca el proyecto LINDE cuyo objetivo fundamental consiste en delimitar físicamente las zonas de DPH sometidas a distintas tensiones generadas por diferentes actividades antrópicas que puedan degradarlo. Constituye por tanto, una etapa previa e imprescindible para el desarrollo de cualquier programa de gestión de cauces fluviales y los recursos que representan.

El proyecto LINDE no incluye una definición de referencia del DPH, es decir una descripción con base científica de lo que significa este espacio dentro de un sistema fluvial, sino que utiliza, para su delimitación, un criterio hidrológico que define en parte su funcionalidad.

Se caracterización y delimita el espacio cubierto por las aguas de la máxima crecida ordinaria identificada por la media de los máximos caudales en su régimen natural producidos durante 10 años consecutivos, que sean representativos del comportamiento hidráulico de la corriente.

La utilización de un procedimiento monofactorial para el deslinde de ecosistemas altamente fluctuantes como son la mayoría de nuestros cauces fluviales plantea problemas. Emplear solo criterios hidrológicos en un marco climático mediterráneo tiene fuertes limitaciones para determinar la máxima crecida ordinaria con registros de solo 10 años. Dada la gran variabilidad temporal anual e interanual de los parámetros hidrológico y en especial de los caudales harían falta largas serie de datos que desgraciadamente cuentan muy pocas estaciones de aforo de este país.

Actualmente los manuales de deslinde de ecosistemas acuáticos disponibles, que tienen su referencia en los elaborados en Estados Unidos por diferentes Agencias Federales para el caso de los humedales incluyendo las llanuras de inundación (NCR, 1995; Tiner, 1999) emplean un sistema multicriterio incorporando indicadores hidrológicos, edafológicos y vegetación consiguiéndose un mayor alcance y fiabilidad en los procedimientos de caracterización de los límites de los distintos tipos de humedales (Fig. 7). De cualquier forma las llanuras de inundación y los cauces fluviales asociados no son ecosistemas fáciles de deslindar por su gran heterogeneidad espacial y temporal que se traduce en un complejo mosaico de elementos geomorfológicos y comunidades biológicas dentro de un sistema más amplio como es la llanura aluvial.

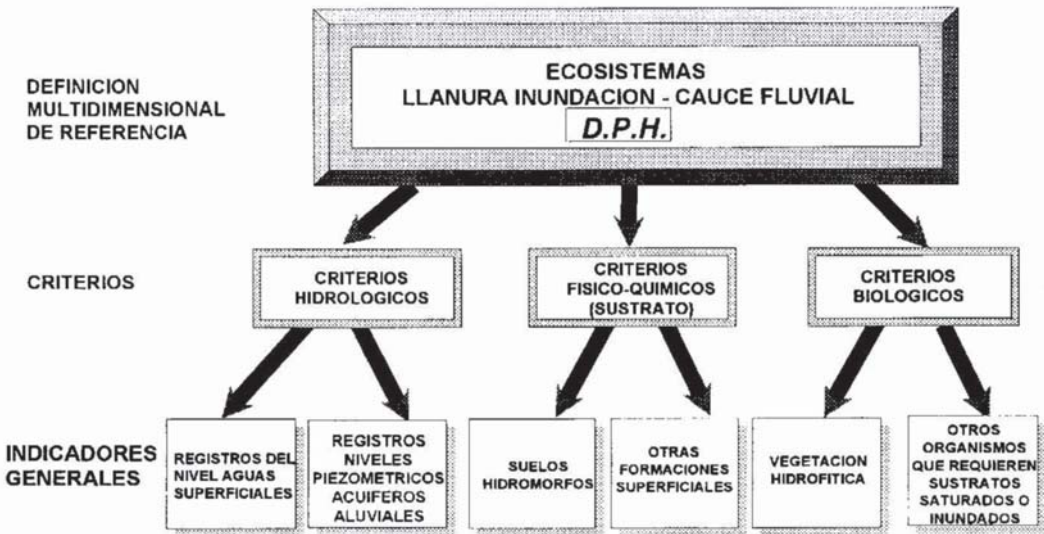


FIG. 7.- Diagrama que muestra el empleo de un modelo multicriterio para el deslinde del Dominio Público Hidráulico dentro del marco general de las humedales ribereños (llanura de inundación - cauce fluvial). Es necesario partir de una definición ecológica de referencia donde se establezcan los distintos tipos de criterios a emplear así como los indicadores generales y específicos a utilizar para llevar a cabo de una forma concreta, la caracterización de sus límites.

CONSIDERACIONES FINALES

Se ha intentado defender y promover una perspectiva ecosistémica de la gestión de los cauces fluviales, incluyendo los procedimientos de deslinde del DPH. Bajo esta perspectiva, la gestión de los cauces fluviales (DPH) no puede hacerse de una forma independiente de sus humedales ribereños ni fuera de los procesos bio-geo-físico-químicos que tienen lugar a escala de cuenca hidrográfica. Esta forma de actuar no suele ser frecuente, por lo que no resulta raro que la mayor parte de los planes desarrollados desde la administración para el control y prevención de riesgos relacionados con el agua, como las inundaciones o las sequías, no hayan tenido el éxito que se les atribuía en un principio. Desgraciadamente las acciones previstas dentro del Plan Hidrológico para prevenir y reducir los daños provocados por las inundaciones implican el desarrollo de importantes medidas estructurales (encauzamientos, corrección cauces, drenajes, embalses de laminación, etc.), que conllevan un gran coste económico y ambiental, y muy pocas actuaciones que puedan considerarse incluidas dentro de un modelo unitario de planificación ecológica.

En este contexto, uno de los debates más importantes es el relacionado con el balance entre la efectividad del número y variedad de medidas estructurales diseñadas, y la degradación ambiental que generan en los cauces fluviales y llanuras de inundación. Pero, desde mi punto de vista, el análisis casuístico y crítico del impacto ambiental generado por cada actuación diseñada dentro de un plan de prevención de riesgos relacionados con el agua es un aspecto importante, pero la discusión hay que llevarla a una escala más amplia. La cuestión clave se centra en comprobar si el plan posee una filosofía o marco general de planificación, es decir, un esquema lógico de gestión donde cualquier actuación -un embalse de laminación, un encauzamiento, una reforestación, etc.- adquiera sentido. Sin la presencia de este marco general no se habrá elaborado realmente un Plan de Prevención sino más bien una relación o catálogo de obras inconexas. Bajo un enfoque integrado, global o ecosistémico, un Plan de Prevención de Riesgos se entiende como un programa coordinado de actuaciones a diferentes escalas espaciales y temporales que, dentro de unos escenarios demográficos y socioeconómicos determinados, tenga en cuenta en primer lugar la realidad ecológica de los ecosistemas acuáticos sobre los que se van a intervenir y posteriormente la realidad territorial, económica y cultural de los sistemas socioeconómicos con los que se relaciona de una forma intensa e inseparable (sistema ecológico-económico).

Bajo este enfoque, cuando nos planteamos el alcance de una herramienta particular de gestión del medio natural como es el deslinde del Dominio Público Hidráulico al objeto de poder desencadenar medidas efectivas de regulación legal de sus usos, es necesario encuadrarla dentro de marcos generales de planificación integrada o biofísica de las cuencas hidrográficas para que de esta forma adquieran sentido y no se convierta en un mero instrumento aislado e inconexo de gestión. La meta final es generar estrategias de gestión dirigidas a anteponerse a los problemas y no solo actuar cuando estos aparecen (gestión preventiva)

En este contexto, el futuro de los planes de control y prevención de los riesgos relacionados con el agua no va a ir ligado solamente al desarrollo de nuevas normativas legales o a la puesta en marcha de más obras hidráulicas sino al incremento de conocimientos relacionados con la organización, funcionamiento y evolución en el tiempo de los ecosistemas fluviales y sus

cuencas hidrográficas. Solo unos principios de cooperación y no de competencia entre una investigación teórica y aplicada y entre científicos, técnicos, gestores y planificadores pueden generar un marco de trabajo común que pueda abordar de un forma efectiva los graves problemas de conservación que actualmente tiene planteado nuestro patrimonio natural de humedales ribereños. Desgraciadamente esta armonía no suele existir y los aspectos científicos tienen una influencia muy limitada frente a las soluciones técnicas en el diseño y desarrollo de políticas ambientales relacionadas con la prevención de riesgos naturales. La única forma de elaborar modelos de gestión consistentes y factibles a largo plazo, es mejorando la comunicación entre científicos, gestores y políticos.

AGRADECIMIENTOS

Algunas personas como Marisol Manzano, Isabel Castro o Alberto Martín me solucionaron algunas dudas sobre distintos aspectos hidrogeológicos, limnológicos o jurisdiccionales. Alicia de Juanas confeccionó el manuscrito final y, junto con Paloma Alcorlo, dibujó las figuras.

BIBLIOGRAFÍA

- Brinson, M. M.; Swift, B. L.; Plantico, R. C. y Barclay, J. S. (1981). *Riparian Ecosystems: Their Ecology and Status*. FWS/OBS-81/17 US. Fish and Wildlife Service.
- Casado, S. y Montes, C. (1995). *Guía de los Lagos y Humedales de España*. Reyero Ediciones. Madrid.
- Hey, D. y Philippi, N. (1995). Flood reduction through wetland restoration: The upper Mississippi river basin as a case history. *Restoration Ecology*, 3: 4-47.
- Fisher, S. G. y Grimm, N. (1990). Streams and disturbances: are cross-ecosystem useful. En, Cole, J. (ed.): *Comparative analyses of ecosystems: patterns, mechanism and theories*, pp. 196-221. Springer-Verlag. New York.
- Gonzalez Bernaldez, F.; Pérez, C. y Sterling, A. (1985). Areas of evaporative discharge from aquifers: little know spanish ecosystem deserving protection. *Journal of Environmental Management*, 21: 321-330.
- Gregory, S. V.; Swanson, F. J.; McKee, W. A. y Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41: 540-551.
- Junk, W. J.; Bayley, B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *J. Cand. Fish. & Aq. Sci.*, 106: 111-127.
- Junk, W. J. y Welcomme, R. L. (1990). Floodplains. En, Pattern, B. C. (ed.): *Wetlands and shallow continental water bodies*, pp. 491-524. Academic Publ.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. 3ª edición. Van Nostrand & Reinhold. New York.
- Montes, C. (1995). La explotación y gestión de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales españoles: Una perspectiva ecológica. En, Custodio, E. (ed.): *Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas española: Un decenio de experiencia*, pp. 305-327. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español.

- Naimam, R. J. y Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 28: 621-658.
- National Research Council (1995). *Wetlands. Characteristics and Boundaries*. National Academic Press. Washington.
- Pedraza, J. (1996). *Geomorfología. Principios, Métodos y Aplicaciones*. Rueda. Madrid.
- Sterling, A. (1996). *Los Sotos, Refugio de Vida Silvestre*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Tiner, R. W. (1984). *Wetlands of the United States: Current Status and Recent Trends*. US Fish and Wildlife Service. Washington.
- Tiner, R. W. (1999). *Wetland Indicators. A Guide to Wetland Identification, Deliniation, Classification and Mapping*. Lewis Publishers. Boca Raton.