

6 CAÑAVERALES EUROPEOS

contribución de Brigitte Poulin, Tour du Valat Research Center, Le Sambuc, 13200 Arles, Francia.

CLASIFICACIÓN

Internacional: Estrictamente hablando, los cañaverales son formaciones vegetales dominadas por la caña común *Phragmites australis*. La percepción ambiental de los cañaverales varía según el continente y los haplotipos (Marks et al. 1994; Güsewell & Klötzli 2000; Ludwig et al. 2003), al igual que con la biota asociada a la especie dominante. Por lo tanto, los cañaverales de Europa se consideran como un ecosistema distinto a aquellos dominados por la misma especie en otros continentes.

Nacional: De acuerdo a la abundancia y la capacidad colonizadora de *Phragmites australis*, los cañaverales no han sido incluidos dentro de la Directiva de Hábitat Europeo. Sin embargo, dada su fauna específica y vulnerable, a menudo son catalogados como Humedales de Importancia Internacional bajo el convenio Ramsar, o como Áreas de Protección Especial bajo la Directiva de Aves de la Unión Europea, siendo un hábitat prioritario bajo el Plan de Acción de Biodiversidad en el Reino Unido. En Europa, frecuentemente se refieren a los cañaverales como “hábitats de especies prioritarias”.

Esquema de clasificación de hábitats UICN (Versión 3.0): 13 Marino Costero/Supramareal/ 13.4 Costero salobre/Lagunas salinas/Lagos marinos

DESCRIPCIÓN DEL ECOSISTEMA

Biota nativa característica

Los cañaverales son ecosistemas florísticamente pobres, los cuales proveen baja diversidad de nichos pero una alta capacidad de carga para la fauna silvestre. La especie vegetal dominante, *Phragmites australis*, determina la estructura del ecosistema. A menudo se encuentra asociada con otras especies vegetales de los siguientes géneros: *Bolboschoenus*, *Carex*, *Glyceria*, *Juncus*, *Phalaris*, *Scirpus*, *Spartina* y *Typha*. Estas helófitas altas proveen un hábitat resguardado y rico en nutrientes para varios artrópodos, aves y peces (Ward 1992; Hawke & Jose 1996; Okun & Mehner 2005; Self 2005; Valkamaa et al. 2008; White et al. 2006)2005; Valkamaa et al. 2008; White et al. 2006).



Figura S6. 1. Cañaverales en verano (izquierda) e invierno (derecha).

En Europa, los cañaverales son el único o principal hábitat de reproducción para varias especies de aves vulnerables o en peligro dentro de este continente (e.g. avetoro común *Botaurus stellaris*, la garza imperial *Ardea purpurea*, el avetorillo común *Ixobrychus minutus*, el carricerín real *Acrocephalus melanopogon*), al igual que el principal hábitat migratorio del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*, el cual es vulnerable a nivel mundial (Provost et al. 2010). Varias especies de aves utilizan los cañaverales para anidar, alimentarse, descansar y/o mudar su plumaje durante al menos alguna época del año (Bibby & Lunn 1982; Smiddy et al. 2007; Broyer & Calenge 2010).

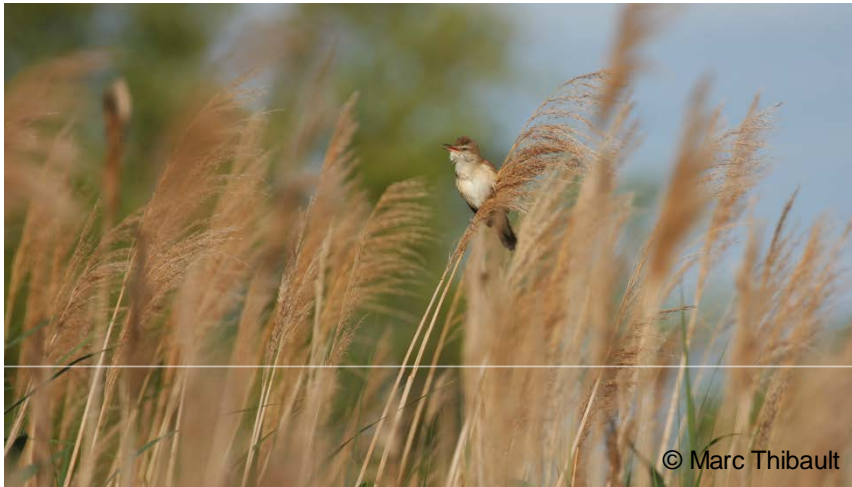


Figura S6. 2. Un carricero tordal *Acrocephalus arundinaceus* en la Camarga.

Ambiente abiótico

La caña común es capaz de colonizar una gran variedad de humedales permanentes, semi-permanentes y temporales: deltas, ciénagas, orillas de lagos, ríos y canales, bordes de carreteras y zanjas. Típicamente se encuentran en aguas someras (0–1.5 m), dulces o salobres (0–22 ‰), estancadas o de poca corriente. Los factores que limitan la aparición y expansión de la caña común son la profundidad del agua, la presencia de oleaje o corrientes y condiciones hipetróficas e hipersalinas (Engloner 2009). Bajo condiciones óptimas, la caña común tiende a formar ambientes monoespecíficos y productivos.

Distribución

Presente en todos los continentes con excepción de la Antártida, es probable que la caña común sea la angiosperma (planta con flor) de más amplia distribución en el mundo. La distribución geográfica del avetoro común, un ave pelecaniforme especialista de la caña, provee una buena aproximación de la distribución de los cañaverales en Europa (Fig. 3).

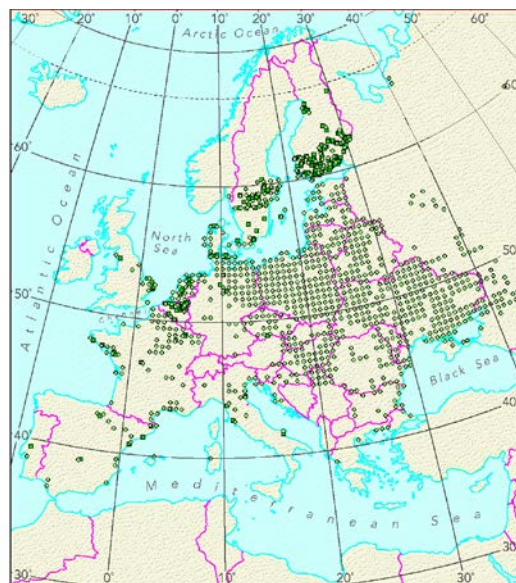


Figura S6. 3. Distribución del avetoro común (círculos) y de las Áreas de Protección Especial (cuadrados) en Europa. Fuente: <http://www.eea.europa.eu/legal/copyright>.

Procesos e interacciones clave

La caña común puede establecerse a partir de semillas, pero se dispersa principalmente por un sistema de raíces tipo rizomas que se extienden tanto horizontal como verticalmente. Las partes fotosintéticas de la planta le proveen a los rizomas de nutrientes y oxígeno durante el verano. Durante el invierno, los tallos muertos aportan oxígeno al rizoma. Los cañaverales se caracterizan por poseer una alta productividad primaria, la cual permite una expansión vegetativa rápida que usualmente conlleva a la acumulación de materia orgánica y la sucesión hacia arboledas. La presencia de un suelo autógeno compuesto por raíces rizomáticas y materia orgánica acumulada contribuye a la elevación del nivel del suelo o crea suelos flotantes. La plasticidad morfológica de los tallos y la capacidad de los rizomas para acumular reservas energéticas aumentan la resistencia de la planta ante el estrés (Engloner 2009). La actividad bacteriana alrededor de los rizomas dotan a la planta de buenas capacidades para la purificación del agua, mediante procesos aeróbicos y anaeróbicos (Chu & Zhang 2006; Stamati et al. 2010).

Procesos amenazantes

Muchos cañaverales han sido conservados o creados porque proveen servicios a las poblaciones humanas, incluyendo fibra (techos de paja) y alimentos (zonas de cacería de aves acuáticas, estanques de peces y pastos), y también purifican el agua, dan estabilidad en las orillas, retienen el agua y controlan las inundaciones. La principal causa de la disminución de los cañaverales a principios del siglo XIX fue el drenaje de la tierra y la conversión de la misma para el desarrollo urbano y agrícola (Everett 1989; White et al. 2006). Las amenazas actuales incluyen procesos de sucesión natural que no son compensados por la colonización de nuevas áreas, la estabilización y crecida de los niveles de agua lo cual se traduce en condiciones eutróficas y anóxicas, así como el aumento de la salinidad asociado con el aumento del nivel del mar en las zonas costeras.

Los principales factores de amenaza para los cañaverales en términos de distribución geográfica, sustrato abiótico, interacciones bióticas y reversión se encuentran resumidos en la Tabla 1. Los usos socio-económicos no son considerados amenazas, aunque su intensificación puede tener efectos negativos sobre el ecosistema, por lo cual se incluyeron en la tabla.

Colapso del ecosistema

Para la evaluación de los criterios A y B, se asumió que los cañaverales europeos habían colapsado cuando su distribución mapeada tendía a cero debido al reemplazo por desarrollos agrícolas o urbanos, la construcción de canales, o por un ecosistema terrestre como resultado de procesos sucesionales, haciéndolos inadecuados para la biota nativa característica. Los regímenes de flujo y los niveles de sustancias contaminantes fueron considerados como variables adecuadas para la evaluación de la degradación abiótica bajo el criterio C, en caso de contar con datos disponibles. Se consideró que la abundancia de aves y peces dependientes de la caña eran variables adecuadas para la evaluación de la disrupción de los procesos bióticos bajo el criterio D. De manera conservadora, se consideró que el ecosistema había colapsado si la abundancia de estos organismos disminuía a cero

Evaluación

Resumen

Criterio	A	B	C	D	E	total
subcriterio 1	VU	LC	DD	VU(VU-EN)	DD	VU(VU-EN)
subcriterio 2	DD	LC	DD	DD		
subcriterio 3	VU	LC	LC	LC		

Criterio A

Reducción actual. En las últimas décadas se han reportado disminuciones de los cañaverales en varios países europeos, tales como el Reino Unido (Bibby & Lunn 1982; Boar et al. 1989), España (Paracuellos 2008), Italia (Fogli et al. 2002), Alemania (Sukopp & Markstein 1989; Kubín & Melzer 1997), Suiza (Krumnscheid et al. 1989), Holanda (Graveland 1998), Hungría (van

der Putten 1997), y la República Checa (Čížková et al. 1996; Šantrůčková et al. 2001). Ostendorp (1995) reportó una mortandad de los cañaverales en 35 lagos europeos que variaba entre 18 y 94% (media 53%) . Aunque se han desarrollado técnicas de percepción remota para el mapeo de las áreas de cañaverales y los atributos del ecosistema (Davranche et al 2010; Poulin et al. 2010), la información disponible sobre la pérdida de los cañaverales por lo general es cualitativa o, en caso de ser cuantitativa, se encuentra restringida a áreas muy localizadas. El Reino Unido es uno de los pocos países que proveen un estimado del área total de los cañaverales (5.000 ha en 900 sitios) reportando una pérdida de un 45% desde 1945. En Francia, el área estimada de los cañaverales es de 39.000 ha distribuidas en 1.048 localidades (Le Barz et al. 2009), pero los datos sobre la regresión de los cañaverales son sólo indirectos, estando basados en la desaparición de los avetoros comunes, una especie de ave dependiente de la caña, en 29 de los 46 departamentos durante el período 1970-2008. Una estimación reciente del área de los cañaverales basada en la interpretación de fotografías aéreas del delta del Danubio, el cual comprende el cañaveral europeo de mayor extensión, reportó un área de 220.000 ha, lo cual podría representar una disminución de 22% en comparación con reportes previos de 284.000 ha. En España, se reportó una pérdida de 56% de los cañaverales en un pequeño humedal en la provincia de Almería debido al desarrollo agrícola (invernaderos), lo cual se cree es representativo del país entero, el cual ha perdido por lo menos 60% de la superficie de sus humedales, en su mayoría costeros, en los últimos 200 años (Casado & Montes, 1995). En Alemania, los cañaverales se consideran como vulnerables según la Lista Roja nacional de hábitats (Riecken et al. 2006). En Austria, la mayor extensión de cañaverales (la región del Lago Neusiedler) se ha incrementado desde 1.009 ha a 3.016 ha entre 1855 y 1993, luego de la estabilización de los niveles de agua y el cese del pastoreo extensivo (Kohler et al. 1994). Sin embargo, este sitio no es considerado representativo del país entero, el cual ha perdido 90% de sus humedales desde mediados del siglo XIX. La mayoría de estos estimados de distintos países sugieren pérdidas de los cañaverales de por lo menos 30% en los últimos 50 años, y unos pocos han experimentado una disminución de la distribución mayor al 50%. En general, la disminución en la distribución a lo largo de Europa probablemente sobrepasa el 30%, pero se encuentre por debajo del 50% en los últimos 50 años. Por lo tanto, el estatus del ecosistema bajo el criterio A1 es Vulnerable.

Reducción futura: La intrusión salina en las zonas costeras, la acumulación de detritos en las áreas continentales, la contaminación acuática y los procesos de eutroficación en grandes lagos y deltas probablemente continúen en las próximas décadas, contribuyendo a la regresión de los cañaverales a pesar del aumento en las medidas de conservación y protección. También se espera que continúe la estabilización de los niveles de agua, lo cual previene la colonización de nuevas áreas. Estas pérdidas no pueden ser compensadas con la restauración y creación de cañaverales debido a la poca extensión de las áreas que estos esfuerzos abarcan. Esto podría conllevar a una mayor pérdida de cañaverales de al menos 30% durante los próximos 50 años; sin embargo, actualmente no existen estimados cuantitativos que predigan la distribución futura, por lo cual el estatus del ecosistema bajo el criterio A2 es de Datos Insuficientes (DD).

Reducción histórica: El drenaje de la tierra y el desarrollo agrícola y urbano han resultado en una gran pérdida de humedales en la mayoría de los países europeos desde 1750. A pesar de que las pérdidas previas a los últimos 50 años no se encuentran bien documentadas, la destrucción de los cañaverales debida al drenaje de la tierra era la principal amenaza antes de 1960, y los estimados disponibles para algunos países (i.e. Austria) sugieren que tuvieron lugar importantes cambios en

el drenaje y uso desde mediados del siglo XIX, mientras que en otros países (e.g. Reino Unido), la reducción de los cañaverales sólo durante los últimos 50 años es cercana a o mayor del 50%. Por lo tanto, la reducción en la distribución desde 1750 probablemente sea $\geq 50\%$ y el estatus del ecosistema bajo el criterio A3 es Vulnerable.

Criterio B

Extensión de aparición: El ecosistema tiene una extensión de aparición que abarca el área total de Europa (10.180.000 km²), a pesar de que existen evidencias de reducciones actuales y amenazas serias (Tabla 1). Dado que la extensión del ecosistema supera los umbrales de extensión de aparición, su estatus bajo el criterio B1 es de Preocupación Menor.

Área de ocupación: Se estima que el área total de los cañaverales se encuentra alrededor de 5.000 y 10.000 km² en Europa. Esta área se encuentra ampliamente dispersa a lo largo de muchos humedales. Por lo tanto el área de ocupación (ADO) sobrepasaría 100 celdas de 10 x 10 km, aun excluyendo celdas que contienen apariciones de pequeña extensión que abarquen menos del 1% del área de la misma. Bajo el criterio B2 el estatus es de Preocupación Menor.

Número de localidades: Los cañaverales son ecosistemas dispuestos naturalmente en parches, los cuales colonizan diversos tipos de hábitats y se encuentran en muchas localidades hidrológicamente independientes. Por ello, su estatus bajo el criterio B3 es de Preocupación Menor.

Criterio C

Reducción actual: Las causas de la degradación del ambiente físico son diversas e incluyen una reducción del hidropérido debido a la acumulación de sedimentos y detritos, la disminución en la calidad del agua debido al desarrollo industrial, el aumento en la eutroficación del agua como consecuencia del desarrollo agrícola y la estabilización de los niveles de agua con una disminución del flujo de agua. La construcción de terraplenes es una importante amenaza a gran escala a las funciones ecológicas de los cañaverales. Por ejemplo, 59 represas fueron construidas a lo largo de los primeros 1.000 km del río Danubio para la construcción de plantas hidroeléctricas, con más de 700 represas en sus tributarios principales. En consecuencia, 100.000 ha de cañaverales fueron afectadas por la construcción de terraplenes para la protección contra inundaciones. En el delta del Danubio, la reducción en el flujo de agua y la construcción de terraplenes impiden la renovación de las aguas en las pequeñas lagunas estuarinas mediante cambios en el nivel del agua, e igualmente reducen la filtración de limos, nutrientes y contaminantes en las aguas del Danubio, al igual que la fertilización de las zonas de inundación como resultado de las inundaciones. También contribuye a la salinización de los pólderes agrícolas vecinos, y en conjunto con el dragado de los ríos, inhiben procesos geomorfológicos clave (sedimentación) incrementando el riesgo de que el delta sea ganado por el mar. Sin embargo, no se cuenta con los estimados cuantitativos de estos procesos y el estatus del ecosistema bajo el criterio C2 es por lo tanto Datos Insuficientes.

Reducción futura: Se espera que el incremento de las medidas de manejo y protección de los cañaverales remanentes, así como la mejora de la calidad del agua, detengan la degradación del ambiente físico en el futuro. Alrededor del 15% del delta del Danubio ha sido restaurado tras la remoción parcial de diques. Sin embargo, se espera que el incremento de la salinización debido al aumento en el nivel del mar amenace a los cañaverales en los próximos 50 años y en las décadas siguientes. Dado que las proyecciones cuantitativas de estos procesos no se encuentran disponibles en la actualidad, el estatus del ecosistema bajo el criterio C2 es Datos Insuficientes.

Reducción histórica: Antes de 1960, la destrucción de los cañaverales (para drenaje de la tierra) era su principal amenaza. Los factores que afectan el ambiente físico de los cañaverales remanentes (formación de terraplenes, intensificación del uso, contaminación del agua) eran menos extensos y severos históricamente que en los últimos 50 años. Por lo tanto, es poco probable que la extensión y severidad de la degradación ambiental haya excedido el 70% desde 1750 y el estatus del ecosistema bajo el criterio C3 es de Preocupación Menor.

Criterio D

La caña común es relativamente tolerante a la reducción de los períodos de inundación, la construcción de terraplenes y la contaminación. Sin embargo, la reducción en la calidad y cantidad del agua afecta directamente a la flora y fauna acuática, las cuales son componentes esenciales de la red trófica. Se ha demostrado que un período de inundación más corto, desde junio a diciembre, reduce la abundancia de invertebrados y aves paserinas durante la primavera siguiente (Poulin et al. 2002). Las aves que anidan son particularmente sensibles al nivel del agua, por lo que la escasez de agua en la primavera temprana/tardía resultará en la deserción de los sitios de apareamiento y/o una disminución en el éxito reproductivo de ciertas especies de garzas y patos (Barbraud et al. 2002; Poulin et al. 2005). Por ejemplo, el avetoro común, una garza especialista de la caña, desapareció en 29 de 46 departamentos en el sur de Francia durante el período 1970-2008 (Poulin et al. 2005). En esta área, la desaparición total de esta especie clave para los cañaverales representaría una disrupción de las interacciones bióticas con una severidad del 100% a lo largo de 63% del área muestreada. La creación de terraplenes resulta en la pérdida de la conectividad del hábitat, reduciendo las áreas de desove para los peces (Self 2005; Kallavuo & Urho 2011). En el delta del Danubio, una de las principales zonas de distribución de los cañaverales, el drenaje, la regulación del agua y la contaminación tuvieron efectos drásticos sobre las aves acuáticas y peces, lo cual resultó en reducciones poblacionales en 20 especies de aves (Schneider 1990), y en el colapso de la industria pesquera dependiente de los esturiones migratorios (*Huso huso*, *Acipenser güldenstaedti* and *Acipenser stellatus*), disminuyendo la captura desde 1.000 toneladas/año al comienzo del siglo XX a 10 toneladas/año en 1990. La sedimentación y la anoxia pueden exacerbar el impacto del pastoreo por parte de mamíferos invasores tales como la nutria *Myocastor coypus* (Boorman & Fuller 1981). En general, las grandes disminuciones de las poblaciones de las aves acuáticas en dos de los principales cañaverales, sugieren una degradación en las interacciones bióticas con una severidad de por lo menos 50% en al menos 50% de la extensión del ecosistema, con algunos de los componentes bióticos disminuyendo en hasta un 90% en algunas partes de la distribución del ecosistema. El estatus del ecosistema bajo el criterio D1 es por lo tanto Vulnerable (rango plausible Vulnerable - En Peligro).

Reducción futura: No se espera que la disrupción o desacoplamiento de las interacciones bióticas cesen en los próximos 50 años. La salinización de los cañaverales costeros conllevarán a una disminución en la biomasa de la caña y en el número de las especies acuáticas. La intensificación de la explotación de la caña es un escenario plausible considerando el incremento en la demanda energética para el cultivo y de materiales ecológicos renovables para la construcción de “edificaciones verdes”. La disminución total de las abundancias de aves y peces podría conllevar a efectos cascada (Tschardtke 1992; Mancinelli 2002; Xiong et al. 2010). Sin embargo, las proyecciones cuantitativas de estos procesos no se encuentran disponibles actualmente, por lo que el estatus del ecosistema bajo el criterio D2 es Datos Insuficientes.

Reducción histórica: Los factores que afectan las interacciones bióticas, aparte de la destrucción de hábitat, presentaban una menor extensión y severidad históricamente que en los últimos 50 años. Por lo tanto es inverosímil que la extensión y severidad de la disrupción de las interacciones bióticas haya excedido el 70% desde 1750 y el estatus del ecosistema bajo el criterio D3 es Preocupación Menor.

Criterio E

No se han realizado análisis cuantitativos para la evaluación del riesgo de colapso del ecosistema para los cañaverales europeos. El estatus del ecosistema bajo el criterio E por lo tanto es de Datos Insuficientes.

REFERENCIAS

- Barbraud C, Lepley M, Mathevet R, Mauchamp A. 2002. Reedbed selection and colony size of breeding purple herons *Ardea purpurea* in southern France. *Ibis* 144: 227-235.
- Bibby CJ, Lunn J. 1982. Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* 23: 167-186.
- Boar RR, Crook CE, Moss B. 1989. Regression of *Phragmites australis* reed-swamps and recent changes of water chemistry in the Norfolk Broadland, England. *Aquatic Botany* 35: 41-55.
- Boorman LA, Fuller RM. 1981. The changing status of reedswamp in the Norfolk Broads. *Journal of Applied Ecology* 18: 241-269.
- Broyer J, Calenge C. 2010. Influence of fish-farming management on duck breeding in French fish pond systems. *Hydrobiologia* 637: 173-185.
- Casado S, Montes C, 1995. Guía de los lagos y humedales de España. J. M. Reyero, Madrid. Chu WK; Wong MH; Zhang J. 2006. Accumulation, distribution and transformation of DDT and PCBs by *Phragmites australis* and *Oryza sativa* L.: I. Whole plant study. *Environmental Geochemistry and Health* 28: 159-168.
- Čížková H, Strand JA, Lukavská J. 1996. Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rožmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 31: 73-84.
- Davranche A, Lefebvre G, Poulin B. 2010. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. *Remote Sensing of Environment* 114: 552-562.
- Engloner AI, 2009. Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. *Flora* 204: 331-346.
- Essl, F; Egger, G; Ellmauer Th. & Aigner, S. 2002. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen sterreichs: Konzept. UBA-Monographien, Umweltbundesamt, Wien.
- Everett MJ. 1989. Reedbeds: a scarce habitat. *RSPB Conservation Review* 3: 14-19.
- Fogli S, Marchesini R, Gerdol R. 2002. Reed (*Phragmites australis*) decline in a brackish wetland in Italy. *Marine Environmental Research* 53: 465-479.
- Graveland J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in the Netherlands. *Ardea* 86: 187-201.
- Güsewell S, Klötzli F. 2000. Assessment of aquatic and terrestrial reed (*Phragmites australis*) stands. *Wetlands Ecology and Management* 8: 367-373.
- Hawke CJ, Jose PV. 1996. Reedbed management for commercial and wildlife interests, The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK.
- Kallasvuo M, Lappalainen A, Urho L, 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats. *Boreal Environment Research* 16: 1-14.
- Kohler B, Rauer G, Wendeln B. 1994. Landschaftswandel. In: Dick G, Dvorak M, Grill A, Kohler B, Rauer G (eds.): *Vogelparadies mit Zukunft? Ramsa-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel*. Wien: Umweltbundesamt: 21–34.
- Krumscheid P, Stark H, Peintinger M. 1989. Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretations of aerial photographs. *Aquatic Botany* 35: 57-62.
- Kubín P, Melzer A. 1997. Chronological relationship between eutrophication and reed decline in three

lakes of Southern Germany. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 32: 15-23.

Le Barz C, Michas M, Fouque C. 2009. Les roselières en France métropolitaine : premier inventaire (1998-2008). *Faune Sauvage* 283 : 14-26.

Ludwig DE, Iannuzzi TJ, Esposito AN. 2003. Phragmites and environmental management: A question of values. *Estuaries* 26(2B): 624-630.

Mancinelli G, Costantini ML, Rossi L. 2002. Cascading effects of predatory fish exclusion on the detritus-based food web of a lake littoral zone (Lake Vico, central Italy). *Oecologia* 133: 402-411.

Marks M, Lapin B, Randall J. 1994. *Phragmites australis* (p communis): threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal* 14: 285-294.

Navodaru, I. 1998. Transition in the Danube Delta fisheries management. The World Bank/WBI's CBNRM Workshop. <http://srdis.ciesin.org/cases/romania-002.html>

Okun N, Mehner T. 2005. Distribution and feeding of juvenile fish on invertebrates in littoral reed (Phragmites) stands. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 139-149.

Ostendorp W. 1989. Die-back of reeds in Europe - a critical review of literature. *Aquatic Botany* 35: 5-26.

Paracuellos M, 2008. Effects of long-term habitat fragmentation on a wetland bird community. *Revue d'Écologie - Terre Vie* 63: 227-238.

Poulin B, Lefebvre G, Mauchamp A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107: 315-325.

Poulin B, Lefebvre G, Mathevet R. 2005. Habitat selection by booming bitterns *Botaurus stellaris* in French Mediterranean reed-beds. *Oryx* 39: 265-274.

Poulin B, Davranche A, Lefebvre G. 2010. Ecological assessment of *Phragmites australis* wetlands using multi-season SPOT-5 scenes. *Remote Sensing of Environment* 114: 1602-1609.

Provost P, Kerbirou C, Jiguet F. 2010. Foraging range and habitat use by Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola* during a fall migration stopover. *Acta Ornithologica* 45: 173-180.

Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E., Ssymank A. 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Naturshutz und Biologische*.

Vielfalt Heft 34. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Šantrůčková H, Pícek T, Šimek M, Bauer V, Kopecký J, Pechar L, Lukavská J, Čížková H. 2001. Decomposition processes in soil of a healthy and a declining *Phragmites australis* stand. *Aquatic Botany*. 69: 217-234.

Schneider E. 1990. The wet grasslands in the catchment area of the lower Danube. *International Wet-Pasture Symposium*, Rastatt, 1988.

Self M, 2005. A review of management for fish and bitterns, *Botaurus stellaris*, in wetland reserves. *Fisheries Management and Ecology* 12: 387-394.

Smiddy P, Cullen C, O'Halloran J, 2007. Time of roosting of Barn Swallows *Hirundo rustica* at an Irish reedbed during autumn migration. *Ringling and Migration* 23: 228-230.

Stamati FE, Chalkias N, Moraetis D, Nikolaidis NP, 2010. Natural attenuation of nutrients in a mediterranean drainage canal. *Journal of Environmental Monitoring* 12: 164-171.

Sukopp H, Markstein B, 1989. Changes of the reed beds along the Berlin Havel 1962-1987. *Aquatic Botany* 35: 27-39.

Tscharntke T, 1992. Cascade effects among four trophic levels: bird predation on galls affects density-dependent parasitism. *Ecology* 73: 1689-1698.

Valkama E, Lyytinen S, Koricheva J, 2008. The impact of reed management on wildlife: a meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation* 141: 364-374.

van der Putten WH, 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research program on reed die-back and progression. *Aquatic Botany* 59: 263-275.

Ward D, 1992. *Reedbeds for wildlife*. Oxford: Royal Society for the Protection of birds, University of Bristol.

White G, Purps J, Alsbury S, 2006. *The bittern in Europe: a guide to species and habitat management*. Sandy: The RSPB.

Xiong L, Wu X, Lu JJ, 2010. Bird predation on concealed insects in a reed-dominated estuarine tidal marsh. *Wetlands* 30: 1203-12.

Tabla S6. 1. Identificación de las principales amenazas que afectan el ecosistema de los cañaverales con su relación a los criterios de la Lista Roja.

Amenazas al ecosistema	Drenaje	Procesos de sucesión natural	Contaminación acuática xenobiótica	Aumento en los niveles de agua o la entrada de nutrientes	Aumento del nivel del mar	Formación de terraplenes	Piscicultura	Cacería de aves acuáticas	Pastoreo y cosecha de verano	Cosecha de la caña
Reducción en la distribución geográfica	Extensiones de caña reemplazadas por tierras agrícolas y centros urbanos	Evolución de cañaverales a arboledas	Poco efecto sobre el área de la caña debido a su resistencia ante la contaminación.	Retroceso de la caña que resulta en su desaparición en una o dos décadas bajo condiciones severas.	Evolución de las ciénagas costeras a lagunas, con desaparición de cañaverales por encima aguas superficiales de 20 g/L.	Mayor perturbación incrementa los riesgos a la conversión agrícola.	Reducción del cinturón de caña en los estanques de peces.	Aumento de las áreas de aguas abiertas a expensas de la caña.	Prácticas no sostenibles reducen la dominancia y área de la caña.	No hay reducción en el área de la caña, caña tolerante al corte de invierno, beneficioso al reducir la acumulación de biomasa
Degradación del sustrato abiótico	Pérdida completa del sustrato del ecosistema	Reducción del período de inundación debido a la acumulación de sedimentos/ biomasa	Calidad del agua pobre	Eutroficación y anoxia del agua, capa gruesa de lodo con biomasa vegetal no descompuesta	Salinización de aguas superficiales/ subterráneas	Estabilización de los niveles de agua, reducción de flujo y oxigenación, calidad de agua reducida(purificación)	Reducción de la frecuencia de cambios del nivel de agua, aumenta eutroficación, ausencia de cuevas graduales.	Inundación permanente con un aumento de la eutroficación del agua	Suelos menos compactos y oxigenados para el pastoreo y corte mecánico	Compactación del suelo y riesgo de daños a la raíz si las máquinas de corte no se adaptan al suelo suave.
Disrupción de procesos bióticos	Disrupción completa de las interacciones bióticas de los cañaverales	Pérdida de organismos acuáticos y fauna especialista del cañaveral	Disminución de la riqueza y abundancia de organismos acuáticos y sus depredadores	Disminución del forrajeo y oportunidades de anidar para aves. anidado, empobrecimiento de la fauna acuática	Reducción de la biomasa de caña partiendo de 5 g /L disminución de la fauna acuática invertebrada	Disminución de la densidad y vigor de la caña, reducción de las áreas de desove para peces.	Degradación de los lechos hidrófitos, reducción en las especies de peces y riqueza de gremios tróficos con consecuencias sobre las aves.	Degradación de los lechos hidrófitos, reducción de oportunidades de forrajeo y anidar para aves que no son de caza.	Sustitución de la caña por especies menos comestibles o resistentes al corte de verano con pérdidas de la fauna típica	Pérdida de caña seca como refugio para la fauna en invierno, oportunidades de apareamiento reducida para las aves en primavera.
Indicadores	Modificación del uso de la tierra	Alta proporción de tallos verdes/ secos, cantidad de biomasa, invasión de maleza.	Calidad del agua	Presencia de algas verdes, aguas oscuras/ malolientes, cañas en macollas con rizomas flotantes sueltos	Salinidad del agua superficial y subterránea	Taludes	Pendientes verticales de estanques, cinturón de cañaveral limitado o ausente	Áreas de aguas abiertas creadas artificialmente, baja riqueza de macrófitas sumergidas	Pérdida de la altura y multiplicación de los brotes laterales antes de la desaparición de caña.	Grandes áreas con solo caña verde (creciendo) en primavera-verano
Reversibilidad	Irreversible, pero compensado parcialmente por la formación de cañaverales en áreas pequeñas	Irreversible sin raspar el suelo, compensando formalmente por la colonización de nuevas áreas	Se espera que regulaciones mejoren la calidad del agua	Reversible con una baja del nivel de agua en verano	Reversible localmente con una mejoría en el manejo (introducción de aguas frescas)	Restauración posible por la remoción (parcial) de diques	Promoción de prácticas sostenibles, reperfilado de orillas	Promoción de prácticas sostenibles con bajas periódicas del nivel del agua y mantenimiento de 50% del área de caña,	Promoción del pastoreo extensivo(0.5 ganado/ha) no seguido por inundación, cortes de verano en mosaico	Promoción de prácticas sostenibles con mantenimiento de un mosaico por parches cultivados/ no cultivados