

6 ROSEAUX EUROPEENS

Contribution de Brigitte Poulin, Tour du Valat Research Center, Le Sambuc, 13200 Arles, France.

CLASSIFICATION

International : À proprement parler, une roselière est une formation végétale dominée par le roseau commun *Phragmites australis*. La perception environnementale des roselières varie selon le continent et les haplotypes (Marks *et al.* 1994; Güsewell & Klötzli 2000; Ludwig *et al.* 2003), et conformément au biote associé à l'espèce dominante. Pour cette raison, les roselières européennes sont un écosystème différent de ceux dominés par la même espèce dans d'autres continents.

National : Suivant l'abondance et la capacité colonisatrice des *Phragmites australis*, les roselières ne font pas partie de la Directive européenne habitats. Toutefois, compte tenu de sa faune spécifique et vulnérable, elles sont souvent répertoriées comme des zones humides d'importance internationale selon la Convention Ramsar, ou comme des zones de protection spéciale en vertu de la directive oiseaux de l'Union européenne. Il s'agit d'un habitat de priorité dans le Plan d'Action pour la biodiversité du Royaume Uni. En Europe, les roselières sont souvent considérées comme des « habitats d'espèces prioritaires ».

Schémas de classification d'habitats UICN (version 3.0) : 13 Marin côtier /étage supratidal/
13.4 Côtier saumâtre / Lagunes salines / Lacs marins

DESCRIPTION DE L'ECOSYSTEME

Biote indigène caractéristique

Les roselières sont des écosystèmes floristiquement pauvres, qui fournissent une faible diversité de niches, mais une capacité de charge élevée pour la faune. L'espèce végétale dominante, *Phragmites australis*, détermine la structure de l'écosystème. Elle est souvent associée à d'autres espèces de plantes des genres suivants : *Bolboschoenus*, *Carex*, *Glyceria*, *Juncus*, *Phalaris*, *Scirpus*, *Spartina* et *Typha*. Ces héliophytes hautes offrent un habitat protégé et riche en nutriments pour plusieurs arthropodes, oiseaux et poissons (Ward 1992; Hawke & Jose 1996; Okun & Mehner 2005; Self 2005; Valkamaa *et al.* 2008; White *et al.* 2006).



Figure S6.1 Des roselières en été (gauche) et en hiver (droite).

En Europe, les roselières sont le seul ou le principal habitat de reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux vulnérables ou menacés de ce continent (par ex., le butor étoilé, *Botaurus*

stellaris, le héron pourpré, *Ardea purpurea*, le blongios nain, *Ixobrychus minutus*, le lusciniolle à moustaches, *Acrocephalus melanopogon*), ainsi que le principal habitat migratoire du phragmite aquatique, *Acrocephalus paliducola*, qui est vulnérable dans le monde entier (Provost *et al.* 2010). Plusieurs espèces d'oiseaux utilisent les roseaux pour nicher, s'alimenter, se reposer et/ou faire sa mue pendant au moins une période de l'année (Bibby & Lunn 1982; Smiddy *et al.* 2007; Broyer & Calenge 2010).



Figure S6.2. Une rousserolle turdoïde *Acrocephalus arundinaceus* en Camargue.

Environnement biotique

Le roseau commun peut coloniser une variété de zones humides permanentes, semi-permanentes et saisonnières : des deltas, des marais, des rives de lacs, des rivières et des canaux, des bords de routes et des fossés. Normalement il se trouve dans des eaux peu profondes (0-1,5 m), douces ou saumâtres (0-22 ‰), des eaux stagnées ou à faible puissance. Les facteurs qui limitent l'émergence et l'expansion du roseau commun sont la profondeur de l'eau, les vagues ou les courants et des conditions hypertrophiques et hypersalines (Engloner 2009). Dans des conditions optimales, le roseau commun a une tendance à former des environnements monospécifiques et productifs.

Distribution

Le roseau commun se trouve dans tous les continents à l'exception de l'Antarctique, et il est probable que cette angiosperme (plante avec fleur) soit la plus largement distribuée dans le monde. La répartition géographique du butor étoilé, un oiseau pélicaniforme spécialiste du roseau, fournit une bonne approximation de la distribution des roselières en Europe (Fig. 3).

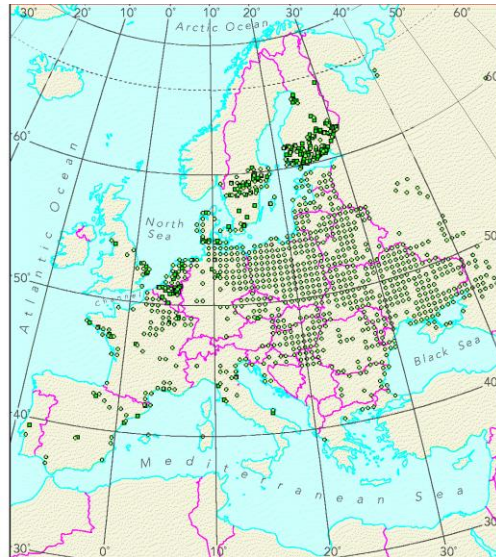


Figure S6.3. Distribution du butor étoilé (cercles) et des zones de protection spéciale (carrés) en Europe.

Source : <http://www.eea.europa.eu/legal/copyright>.

Processus et interactions clés

Le roseau commun peut se développer à partir de graines, mais il se propage principalement par un système de racines du type rhizomes qui s'étendent aussi bien horizontalement que verticalement. Les parties photosynthétiques de la plante fournissent les rhizomes de nutriments et d'oxygène au cours de l'été. En hiver, les tiges mortes apportent l'oxygène au rhizome. Les roselières sont caractérisées par une productivité primaire élevée, ce qui permet une expansion végétative rapide qui conduit généralement à l'accumulation de matière organique et à l'enchaînement vers des bosquets. La présence d'un sol autogène composé de racines rhizomiques et l'accumulation de matière organique contribuent à l'élévation du niveau du sol ou créent des sols flottants. La plasticité morphologique des tiges et la capacité des rhizomes d'accumuler des réserves d'énergie augmentent la résistance des plantes aux stress (Engloner 2009). L'activité bactérienne autour des rhizomes apporte aux plantes des capacités pour purifier l'eau, par le biais de processus aérobies et anaérobies (Chu & Zhang 2006 ; Stamati et al. 2010).

Des processus menaçants

Beaucoup de roselières ont été préservées ou créées parce qu'elles fournissent des services aux populations humaines, y compris les fibres (toits de chaume) et la nourriture (zones de chasse d'oiseaux aquatiques, étangs de poissons et pâturage) et également purifient l'eau, stabilisent les rives, retiennent l'eau et contrôlent les inondations. La principale cause de diminution des roselières au début du XIXe siècle a été le drainage des terres et la conversion de ces terres au développement urbain et agricole (Everett 1989; White et al. 2006). Les menaces actuelles sont associées aux processus de succession naturelle qui ne sont pas compensés par la colonisation de nouvelles zones, la stabilisation et la remontée des niveaux d'eau qui se traduit par des conditions eutrophiques et anoxiques, et l'augmentation de la salinité associée à l'élévation du niveau de la mer dans les zones côtières.

Le tableau 1 présente un résumé des principaux facteurs de menace des roselières en termes

de répartition géographique, substrat abiotique, interactions abiotiques, et réversion. Les usages socio-économiques ne sont pas considérés comme une menace, bien que leur intensification puisse avoir des effets négatifs sur l'écosystème, et pour cette raison ils figurent dans le tableau.

Effondrement de l'écosystème

Pour l'évaluation des critères A et B, les roselières européens s'étaient effondrées lorsque la distribution mappée avait une tendance vers zéro, en raison du remplacement par des développements agricoles ou urbains, la construction de canaux ou par un écosystème terrestre à la suite de stades de succession, ce qui les rend inappropriées au biote indigène caractéristique. Les régimes d'écoulement et les niveaux de polluants ont été considérés comme variables appropriées pour l'évaluation de la dégradation abiotique conformément au critère C, si des données étaient disponibles. L'abondance d'oiseaux et de poissons qui dépendent du roseau étaient des variables appropriées pour l'évaluation de la perturbation des processus biotiques selon le critère D. Sur la base d'une estimation modérée, si l'abondance de ces formations diminuait à zéro, l'écosystème s'était effondré.

ÉVALUATION

Résumé

Critère	A	B	C	D	E	total
sous-critère 1	VU	LC	DD	VU	DD	VU(VU-EN)
sous-critère 2	DD	LC	DD	DD		
sous-critère 3	VU	LC	LC	LC		

Critère A

Réduction actuelle. Dans les dernières décennies les roselières ont diminué dans plusieurs pays européens, comme le Royaume-Uni (Bibby & Lunn 1982; Boar *et al.* 1989), Espagne (Paracuellos 2008), Italie (Fogli *et al.* 2002), Allemagne (Sukopp & Markstein 1989; Kubín & Melzer 1997), Suisse (Krumnscheid *et al.* 1989), Pays Bas (Graveland 1998), Hongroie (van der Putten 1997), et la République tchèque (Čížková *et al.* 1996; Šantrůčková *et al.* 2001). Ostendorp (1995) a signalé la disparition des roselières dans 35 lacs européens, variant entre 18 et 94% (moyenne de 53%). Bien que des techniques de télédétection existent pour cartographier les zones de roselières et les attributs de l'écosystème (Davranche *et al.* 2010 ; Poulin *et al.* 2010), l'information disponible sur la perte des roselières est généralement qualitative, ou si elle est quantitative, elle est limitée aux zones très localisées. Le Royaume-Uni est l'un des rares pays qui fournit une estimation de la superficie totale des roselières (5 000 ha dans 900 zones) avec une perte de 45% depuis 1945. En France, la superficie estimée de roselières est de 39.000 ha distribués dans 1.048 zones (Le Barz *et al.* 2009). Cependant, les données sur la régression des roselières sont seulement indirectes, se basant sur la disparition des butors communs, une espèce d'oiseau qui dépend du roseau, dans 29 des 46 départements au cours de la période 1970-2008. Une estimation récente de la superficie de roselières fondée sur l'interprétation de photographies aériennes du delta du Danube, qui comprend la plus grande extension de roselières européens, indique une superficie de 220.000 ha, ce qui peut représenter une diminution de 22% par rapport aux rapports précédents de 284.000 ha. En Espagne, une perte de 56% des roselières a été signalée dans une petite zone

humide dans la province d'Almeria, en raison du développement agricole (des serres). Ce chiffre pourrait être représentatif de l'ensemble du pays, qui a perdu au moins 60 % de la surface des zones humides pour la plupart côtières, lors des 200 dernières années (Casado & Montes, 1995). En Allemagne, les roselières sont considérées comme vulnérables selon la Liste rouge nationale pour les habitats (Riecken *et al.* 2006). En Autriche, la zone la plus étendue de roselières (la région du lac Neusiedler) est passée de 1.009 ha à 3 016 ha entre 1855 et 1993, à la suite de la stabilisation des niveaux d'eau et de la fin du pâturage extensif (Kohler *et al.* 1994). Toutefois, cette zone n'est pas représentative de l'ensemble du pays, qui a perdu 90% des zones humides depuis le milieu du XIXe siècle. La plupart de ces estimations dans différents pays indique des pertes de roselières d'au moins 30% dans les 50 dernières années, et quelques uns ont connu une diminution de la distribution de plus de 50%. En général, la diminution de la distribution dans toute l'Europe dépasse probablement 30%, mais elle est au-dessous du 50% au cours des dernières 50 ans. Par conséquent, l'état de l'écosystème selon le critère A1 est vulnérable.

Neusiedler) est passé de 1.009 ha à 3.016 ha entre 1855 et 1993, à la suite de la stabilisation des niveaux d'eau et la fin du pâturage extensif (Kohler *et al.* 1994). Toutefois, cette zone n'est pas représentative de l'ensemble du pays, qui a perdu 90% de ses zones humides depuis le milieu du XIXe siècle. La plupart de ces estimations de différents pays révèle des pertes des roselières, d'au moins 30% dans les derniers 50 ans, et quelques uns ont connu une diminution de la distribution supérieure à 50%. En général, la diminution de la distribution dans toute l'Europe dépasse probablement 30%, mais se situe au-dessous de 50% au cours des derniers 50 ans. Par conséquent, l'écosystème est classifié selon le critère A1 comme **Vulnérable**.

Réduction future : Il est probable que l'invasion d'eau salée dans les zones côtières, l'accumulation de débris dans les régions continentales, la pollution aquatique et l'eutrophisation dans les lacs et les deltas continue dans les prochaines décennies, contribuant à la diminution des roselières malgré les mesures de conservation et de protection. De même, la stabilisation des niveaux d'eau devrait se poursuivre, ce qui empêche la colonisation de nouvelles zones. Ces pertes ne peuvent pas être compensées avec la restauration et la création de roselières en raison de la faible extension des secteurs qui englobent ces efforts. Cela pourrait se traduire par une plus grande perte de roselières d'au moins 30% au cours des 50 prochaines années. Cependant, actuellement l'on ne dispose pas d'estimation quantitative pour prédire la distribution future, par conséquent l'écosystème est classifié comme **Données insuffisantes** (DD) selon le critère A2.

Réduction historique : À cause du drainage des terres et du développement agricole, des zones humides ont disparu dans la plupart des pays européens depuis 1750. Alors que les pertes subies avant les derniers 50 ans ne sont pas bien documentés, la destruction des roselières en raison du drainage des sols était la principale menace avant 1960 et les estimations disponibles de certains pays (Autriche, par exemple) indiquent que des changements importants ont eu lieu dans le drainage et l'utilisation des terres depuis le milieu du XIXe siècle, tandis que dans d'autres pays (par exemple, le Royaume-Uni), la diminution des roselières au cours des 50 dernières années est proche ou supérieure à 50%. Par conséquent, la réduction de la distribution depuis 1750 est probablement $\geq 50\%$ et l'écosystème, conformément au critère A3, est classifié comme **Vulnérable**.

Critère B

Extension d'émergence : L'écosystème a une extension d'émergence qui couvre la surface totale de l'Europe (10.180.000 km²), malgré la preuve à l'heure actuelle de diminutions et de menaces graves (Tableau 1). Puisque l'extension de l'écosystème dépasse les seuils d'extension d'émergence, l'écosystème est classifié comme de **Préoccupation mineure** selon le critère B1.

Zone d'occupation : En Europe, la superficie totale des roselières est d'environ 5.000 et 10.000 km². Cette zone est largement disséminée sur de nombreuses zones humides. Par conséquent, la zone d'occupation dépasserait 100 cellules de 10 x 10 km, sans prendre en compte des cellules avec de petites extensions couvrant moins de 1% de la superficie. La classification au titre du critère B2 est de **Préoccupation mineure**.

Nombre d'emplacements : Les roselières sont des écosystèmes naturellement disposées en fouillis, qui colonisent les différents habitats et se trouvent dans de nombreuses localités hydrologiquement indépendantes. Ainsi, la classification, au titre du critère B3, est de **Préoccupation mineure**.

Critère C

Réduction actuelle : Les causes de la dégradation de l'environnement physique sont diverses et comprennent une réduction de l'hydropériode due à l'accumulation de sédiments et détritiques, la détérioration de la qualité de l'eau en raison du développement industriel, l'augmentation de l'eutrophisation de l'eau à la suite du développement agricole et la stabilisation des niveaux d'eau avec une diminution du débit de l'eau. La construction de talus est une menace à grande échelle aux fonctions écologiques des roselières. Par exemple, 59 barrages ont été construits tout au long des premiers 1000 km du fleuve Danube afin d'installer des centrales hydroélectriques, avec plus de 700 barrages dans ses principaux affluents. Ainsi, la construction de talus contre les inondations a eu un impact sur 100.000 ha de roselières. Dans le delta du Danube, la diminution de l'écoulement de l'eau et la construction de talus empêchent le renouvellement de l'eau dans les petites lagunes estuariennes en modifiant le niveau de l'eau. En outre, la filtration de boue, de nutriments et de polluants dans les eaux du Danube est restreinte, ainsi que la fertilisation des zones d'inondation à la suite des inondations. Une autre conséquence est la salinisation des polders agricoles voisins et, avec le dragage des rivières, les processus géomorphologiques clés (sédimentation) sont freinés, ce qui augmente le risque d'inondation du delta par la mer. Cependant, les estimations quantitatives de ces processus n'étant pas disponibles, l'écosystème est classifié, conformément au critère C2, comme **Données insuffisantes**.

Réduction future : Un renforcement des mesures de gestion et de protection des roselières restants, ainsi que l'amélioration de la qualité de l'eau, devraient freiner la dégradation de l'environnement physique dans le futur. Environ 15% du delta du Danube a été restauré après élimination partielle de barrages. Cependant, la salinisation due à l'augmentation du niveau de la mer menacerait les roselières dans les 50 prochaines années et dans les décennies suivantes. Les prévisions quantitatives de ces processus n'étant pas disponibles à l'heure actuelle, l'écosystème est classifié, au titre du critère C2, comme **Données insuffisantes**.

Réduction historique : Avant 1960, la destruction des roselières (pour le drainage du sol) était la principale menace. Les facteurs qui perturbent l'environnement physique des roselières (la formation de talus, l'intensification de l'utilisation, la pollution des eaux) étaient,

historiquement, moins importants et graves que pendant les 50 dernières années. Par conséquent, il se peut que l'ampleur et la gravité de la dégradation de l'environnement n'ait pas dépassé 70% depuis 1750 et l'écosystème est classifié, au titre du critère C3, comme **Préoccupation mineure**.

Critère D

Le roseau commun est relativement tolérant aux périodes d'inondation plus courtes, à la construction de talus et à la pollution. Toutefois, une baisse de la qualité et la quantité de l'eau perturbe directement la flore et la faune aquatique, des éléments essentiels de la chaîne trophique. Des preuves montrent qu'une période d'inondation plus courte, de juin à décembre, réduit l'abondance des invertébrés et des oiseaux passereaux pendant le printemps suivant (Poulin *et al.* 2002). Les oiseaux nicheurs sont particulièrement sensibles au niveau de l'eau, donc la pénurie d'eau au printemps anticipé ou tardif se traduira par l'abandon des endroits d'accouplement et par une baisse de la reproduction de certaines espèces de hérons et canards (Barbraud *et al.* 2002 ; Poulin *et al.* 2005). Par exemple, le butor commun, un héron spécialiste des roseaux, a disparu en 29 des 46 départements dans le sud de la France, au cours de la période 1970-2008 (Poulin *et al.* 2005). La disparition totale de cette espèce essentielle pour les roselières, représenterait une rupture des interactions biotiques avec un niveau de gravité de 100% sur 63% de la zone échantillonnée. La création de talus entraîne la perte de la connectivité de l'habitat et réduit les zones de frai pour les poissons (Self 2005; Kallasvuori & Urho 2011). Dans le delta du Danube, l'une de principales zones de roselières, le drainage, le contrôle de l'eau et la pollution ont eu des effets drastiques sur les oiseaux aquatiques et les poissons, ce qui a entraîné une diminution de 20 espèces d'oiseaux (Schneider, 1990), et l'effondrement du secteur de la pêche qui dépend des esturgeons migrateurs (*Huso huso*, *Acipenser güldenstaedti* and *Acipenser stellatus*). Par conséquent, la capture de cette espèce est passée de 1.000 tonnes/an au début du XXe siècle à 10 tons/an en 1990. La sédimentation et l'anoxie peuvent aggraver l'impact du pâturage par les mammifères envahissants tels que le ragondin *Myocastor coypus* (Boorman & Fuller 1981). En général, les diminutions importantes des populations d'oiseaux aquatiques dans deux de principaux roselières, indiquent une dégradation des interactions biotiques avec un niveau de gravité d'au moins 50% dans au moins 50% de l'étendue de l'écosystème, avec certains des composants biotiques diminuant jusqu'à 90% dans diverses parties de la distribution de l'écosystème. Ainsi, la classification de l'écosystème, conformément au critère D1, est **Vulnérable** (échelle plausible Vulnérable - en danger).

Réduction future : la perturbation ou découplage des interactions biotiques ne devraient pas disparaître dans les 50 prochaines années. La salinisation de roselières côtières se traduira par une réduction de la biomasse du roseau et du nombre d'espèces aquatiques. L'intensification de l'exploitation du roseau est un scénario plausible, compte tenu de la progression de la demande énergétique pour la récolte et de matériaux organiques renouvelables pour la construction de « bâtiments verts ». La diminution totale de l'abondance d'oiseaux et de poissons pourrait conduire à des effets en cascade (Tscharntke 1992; Mancinelli 2002; Xiong *et al.* 2010). Toutefois, à l'heure actuelle, les projections quantitatives de ces processus ne sont pas disponibles, et de ce fait l'écosystème est classifié, conformément au critère D2, comme **Données insuffisantes**.

Réduction historiques : les facteurs qui agissent sur les interactions biotiques, mis à part la destruction de l'habitat, étaient historiquement moins sévères que dans les derniers 50 ans. Il est donc peu probable que l'ampleur et la gravité de la perturbation des interactions biotiques

aient dépassé 70% depuis 1750, et de ce fait, l'écosystème est classifié, au titre du critère D3, comme **Préoccupation mineure**.

Critère E

Des analyses quantitatives n'ont pas été effectuées pour évaluer le risque d'effondrement de l'écosystème de roselières européennes. Par conséquent, l'écosystème est classifié, en vertu du critère E, comme **Données insuffisantes**.

REFERENCES

- 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, Wendeiln 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, Kerbiriou 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. *Naturschutz 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. *Ring 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, Lyttinen 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.

Récolte du roseau	Pâturage et récolte d'été	Chasse d'oiseaux aquatiques	Pisciculture	Formation de talus	Montée du niveau de la mer	Montée des niveaux d'eau ou apport de nutriments	Pollution aquatique xénobiotique	Processus de succession naturelle	Drainage	Menaces sur l'écosystème
Il n'y a pas de diminution de la superficie du roseau, roseau tolérant à l'hiver, bénéfique au moment de réduire l'accumulation de biomasse	Des pratiques non durables réduisent la dominance et la zone du roseau.	Développement des zones d'eaux ouvertes aux dépens du roseau	Réduction de la ceinture de roseau dans les étangs de poissons.	Une plus grande perturbation augmente les risques de conversion agricole.	Évolution des marais côtiers à lagunes, avec la disparition des roselières au dessus d'eaux de surface de 20 g/L.	Recul du roseau ce qui entraîne sa disparition dans une cause de sa ou deux décennies sous des conditions sévères	Peu d'effet sur le secteur du roseau à résistance à la pollution.	Évolution des roselières à des bois	Des extensions de roseau remplacées par des terres agricoles et des centres urbains	Réduction de la distribution géographique
Compression du sol et risque de dommages à la racine si les machines de découpage ne sont pas adaptées aux terrains doux.	Des sols moins compacts et oxygénés pour le pâturage et la découpe mécanique	Inondation permanente avec une augmentation de l'eutrophisation de l'eau	Diminution de la fréquence de changements du niveau d'eau, l'eutrophisation augmente, absence de pentes graduées.	Stabilisation des niveaux de l'eau, réduction du flux et oxygénation, qualité de l'eau réduite (purification)	Salinisation des eaux de surface / souterraines	Eutrophisation et anoxie de l'eau, couche épaisse de boue avec biomasse végétale non décomposée	Qualité de l'eau pauvre	Réduction de la période d'inondations due à l'accumulation de sédiments / biomasse	Perte complète du substrat de l'écosystème	Dégradation du substrat abiotique
Perte du roseau sec comme refuge pour la faune en hiver, des possibilités d'accouplement réduites pour les oiseaux au printemps	Remplacement du roseau par des espèces moins résistantes à l'été avec des pertes de la faune typique	Dégradation des lits hydrophytes, réduction des possibilités de recherche de nourriture et de nidification pour des oiseaux qui sont pas de gibiers	Dégradation des lits hydrophytes, diminution de la diversité de poissons et richesse des guildes trophiques avec un impact sur les oiseaux.	Diminution de la densité et la vigueur du roseau, réduction des zones de fraie pour les poissons.	Réduction de la biomasse des roseaux au départ de 5 g /L, diminution de la faune aquatique d'invertébrés	Diminution de la recherche de nourriture et des possibilités de nidification pour des oiseaux, appauvrissement de la faune aquatique	Diminution de la richesse et abondance d'organismes aquatiques et ses prédateurs	Perte d'organismes aquatiques et faune spécialiste de la roselière	Perturbation complète des interactions biotiques des roselières	Perturbation de processus biotiques

										Indicateurs
De grandes surfaces avec seulement du roseau vert (en croissance) au printemps- été	Perte de l'hauteur et multiplication des bourgeons latéraux avant la disparition du roseau	Des zones d'eau libre créées artificiellement, faible richesse de macrophytes submergées	Des pentes verticales d'étangs, ceinture de roselière limitée ou absente	Talus	Salinité de l'eau de surface et souterraine	Présence d'algues vertes, d'eaux sombres / malodorantes, des roseaux en cépées à rhizomes flottants détachés	Qualité de l'eau	Forte proportion de tiges vertes / sèches, quantité de biomasse, invasion de mauvaises herbes.	Modification de l'utilisation des sols	
Promotion de pratiques durables avec entretien d'une mosaïque de fouillis cultivés / non cultivés	Promotion du pâturage extensif (0,5 bétail / ha) non suivi d'inondations, des coupures d'été en mosaïque	Promotion de pratiques durables avec des diminutions périodiques du niveau de l'eau et entretien du 50% de la région de roseaux	Promotion de pratiques durables, rénovation des rives	Restauration possible par la suppression (partielle) de barrages	Réversible localement avec une amélioration de la gestion (introduction d'eau douce)	Réversible avec un niveau d'eaux bas en été	Des règlements devraient améliorer la qualité de l'eau	Irréversible sans gratter le sol, compensant officiellement la colonisation de nouvelles zones	Irréversible, mais compensée partiellement par la formation des roselières sur de petites surfaces	Réversibilité

Tableau S6.1. Identification de principales menaces à l'écosystème des roselières avec leur relation aux critères de la liste rouge.