

MASTER 2 PNB : PATRIMOINE NATUREL ET BIODIVERSITÉ

-ANNÉE 2019/2020-

Rapport de stage : **BASTIDE Nicolas**

Mars - Août 2020 / Soutenu en Septembre 2020

Conservation et exigences écologiques des populations de passereaux paludicoles méditerranéens



Structure d'accueil : Association des Amis du Parc Ornithologique du Pont de Gau

Responsable de Stage : **Benjamin Vollot** – Expert indépendant



Co –responsables Master PNB :

Anne-Marie Cortesero

Sébastien Dugravot

Frédéric Ysnel



Remerciements

Je tiens à remercier mon maître de stage, Benjamin Vollot, pour m'avoir accueilli, accepté et de m'avoir accordé sa confiance. Merci de m'avoir fait partager ta passion en m'initiant au baguage, méthode d'étude plus qu'intéressante. Je te suis entièrement reconnaissant pour tout le savoir naturaliste que tu m'as appris : tu m'as formé aux odonates et, comme je te le dis souvent, j'ai eu l'impression de redécouvrir l'ornitho avec le baguage. Grâce à toi, j'ai pu rencontrer beaucoup d'acteurs locaux et me confronter à la réalité du monde professionnel. Je sais que me supporter 6 mois ce n'est pas simple... alors félicitations ;). Merci pour cette superbe expérience humaine, naturaliste et scientifique (oui...) qui de fut de ce stage, pimenté d'humour, une expérience « couronnée de succès ».

Je te remercie aussi de m'avoir présenté ta bande de potes (fous...) qui ont pu m'exposer la réalité du monde professionnel : Cyrille, Jérémy, Jérôme, Julie, Justine, Karline, Pierrick, Rémi et Sybille. Merci aux gestionnaires que j'ai pu rencontrer ; Eloïse, Laetitia, Tatiana, Rémi et Sylvain. Merci aux salariés de la Tour du Valat pour leur accueil lors des baguages de Spatules (Carole, Jocelyn, Thomas ...). Merci à Chloé et Thomas pour le séjour dans le Gers, où j'ai pu baguer mon premier Pic épeiche, le plus beau des piafs. Enfin, je remercie Philippe et Samuel, pour nos échanges et pour m'avoir montré la capture à la canon-net.

J'aimerais remercier Sébastien Dugravot, mon référent de stage, qui a su répondre avec pertinence et humour à mes questions, tout au long de ce stage. Ensuite, j'aimerais féliciter son équipe qui a réussi à passer les quarts de finale de la LDC.

J'en profite pour remercier les professeurs de l'Université de Rennes 1 qui, de par leurs compétences et pédagogie, ont su guider nos réflexions et nous former sur l'écologie, tout en nous impliquant dans la conservation de cette dernière. Une phrase supplémentaire pour remercier Maxime Hervé, alias « Legendre de Rennes », qui m'a conseillé sur les statistiques le long de ce stage.

J'adresse aussi mes remerciements à Brigitte Poulin et Gaëtan Lefebvre pour nous avoir accueillis à la Tour du Valat dans le but de discuter de nos résultats. Un grand merci, car votre relecture et vos commentaires pertinents sur mon rapport n'ont fait qu'améliorer ce dernier.

Surtout, les études étant finies, je remercie ma promo, PNB 2018-2020, pour la bonne ambiance lors de ces deux années d'étude. Plus particulièrement, je souhaite remercier deux amis, Augustin et Ludovic, pour leurs conseils, leur humour et nos discussions déchaînées qui ont fait de

ce Master deux années inoubliables. Un grand merci à mes compères naturalistes qui en plus de donner le sourire, m'ont encouragé ; Antoine, Erwann, Marie et Thomas pour toutes nos discussions captivantes. Je remercie aussi Julie, pour son humour et nos dialogues naturalos qui nous poussent mutuellement à avancer. Je souhaite aussi remercier mes autres amis, Antoine, Benjamin, Benoit, Charles, Clément, Elias, Elisa, Gregory, Loïc, Pauline, Raphael, d'être restés présents, de m'avoir supporté et, surtout, d'être vous-même. Merci à Filipe, pour tous nos échanges et nos sorties passionnantes où j'ai appris beaucoup de choses...

Ensuite, je souhaite remercier le CNER pour tout ce que j'ai pu apprendre grâce aux conférences, aux sorties ou aux animations. Plus particulièrement, je remercie l'escadron naturaliste (Benoit, Clément, Guillaume et Nicolas) et les autres membres actifs, (Antoine, Mathilde D, Mathilde V, Lucas) pour la bonne ambiance et les compétences naturalistes que nous avons échangées.

Je souhaite remercier toute ma famille pour leur soutien constant et leurs encouragements. Plus particulièrement, mes parents, Angélique et Christophe, qui m'ont donné l'opportunité de faire des études. Merci pour votre éducation, vos conseils et la confiance que vous m'avez accordée, qui ont fait de moi ce que je suis aujourd'hui. Par la même occasion, je remercie ma petite sœur, Cécile, pour tous nos moments partagés et notre complicité qui ne fait que se renforcer de jour en jour... Je te remercie pour la correction de l'abstract ; visiblement, tu as hérité du gène de « bilinguïté » que mon patrimoine génétique ne connaît pas.

Enfin, je remercie mon amie, Gabrielle, pour la relecture, la correction du rapport initialement « alambiqué » et pour tous tes conseils pertinents. Je te remercie de me supporter, d'accepter et de partager ma passion pour le naturalisme. Merci pour tes encouragements, ton humeur et ton amour.

*« C'est une triste chose de songer
que la nature parle et que le genre
humain ne l'écoute pas. »*

Victor Hugo

Table des matières

Remerciements

Table des matières

Introduction	1
Matériels et méthodes	5
1) Zone d'étude.....	5
2) Matériel biologique	6
La roselière.....	6
Les passereaux paludicoles	6
3) Méthodes d'échantillonnage.....	7
Paramètres biotiques	7
Paramètre abiotique.....	9
4) Analyses statistiques.....	9
Résultats	11
Tendance des populations de passereaux paludicoles méditerranéens	11
1) Indice de capture.....	11
Les exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens.....	12
2) Les exigences écologiques.....	12
3) Effet gestion sur les caractéristiques des roselières	16
Discussion	17
Tendance des populations de passereaux paludicoles méditerranéens	17
Les exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens.....	18
Effet gestion sur les caractéristiques des roselières	23
Préconisations de gestion pour la conservation les passereaux paludicoles méditerranéens	25
Références	26
Bibliographie.....	26
Sitographie	33

Table des illustrations

Résumé

Abstract

Introduction

Les zones humides sont classées parmi les habitats les plus riches de la planète, constituant des écosystèmes de grand intérêt pour la conservation de la biodiversité (Médail & Quézel, 1999 ; Gibbs, 2000 ; Bobbink *et al.*, 2006). Présentes dans de nombreux paysages, les zones humides (ZH) assurent de nombreux services écosystémiques (i.e. services que la nature rend à l'Homme) tels que l'épuration de l'eau, le stockage et la filtration de matière/nutriments ainsi que la régulation des inondations (Heimlich, 1998 ; Zedler & Kercher, 2005 ; De Groot, 2007). Malgré leur importance, les ZH ont globalement diminué d'au moins 50 % au cours du siècle dernier, sous l'influence des comportements anthropiques (Gibbs, 2000 ; Assessment, 2005 ; Fraser & Keddy, 2005 ; Davidson, 2014).

Parmi ces ZH, nous pouvons trouver la roselière, aussi appelée phragmitaie, qui est une formation végétale caractéristique de ces dernières (Haslam, 1992). *Stricto sensu*, la roselière est un habitat mono-spécifique de Roseau commun (*Phragmites australis*), pouvant être associé à d'autres espèces végétales (Haslam, 1992 ; Sinnassamy & Mauchamp, 2000). A l'instar des autres ZH, la surface totale des roselières a diminué considérablement en France mais aussi en Europe (Nie & Jansen, 1988 ; Van der Putten, 1997). Les causes de dégradations sont multiples et dépendent des zones géographiques (Graveland, 1998 ; Sutherland, 2008 ; Maltby & Barker, 2009). Par exemple, les roselières méditerranéennes françaises sont menacées par des facteurs d'origine naturelle (e.g. l'accumulation de nutriments) ou anthropique (e.g. le réchauffement climatique qui induit une remontée du niveau de la mer, la perte et la dégradation des roselières à des fins socio-économiques telles que la mauvaise gestion de la mise en eau ou la récolte du roseau) (Poulin *et al.*, 2002 ; Beltrame *et al.*, 2015). De plus, suite à l'accumulation de matière organique (atterrissement), les roselières sont colonisées par des ligneux qui, à terme, provoquent la fermeture du milieu et un changement total d'habitat, difficilement réversible.

Afin de pallier à ces altérations, des mesures de gestion peuvent être effectuées sur les roselières. Toutefois, ces dernières nécessitent un diagnostic précis pour comprendre les facteurs d'altérations, pour hiérarchiser les enjeux et orienter les mesures de gestion (Sinnassamy & Mauchamp, 2000). La gestion hydraulique incluant des assecs (assèchement de la zone), majoritairement utilisée pour contrôler les roselières méditerranéennes, est essentielle pour conserver un bon état de celles-ci (Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 2014). L'accumulation de la matière organique, induite par la forte productivité des roseaux, peut être limitée par trois autres gestions adoptées sur le pourtour méditerranéen, à savoir : le pâturage, la sagne et le brûlage. Cette dernière n'est généralement pas conseillée à cause des dégâts environnementaux qu'elle peut causer (Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 2014). En plaçant du bétail (i.e. chevaux ou

taureaux), la gestion par pâturage vise généralement à ouvrir le milieu. Enfin, la sagne (ou le faucardage) correspond à la coupe hivernale du roseau permettant de favoriser une repousse plus dense des tiges le printemps suivant. Cette gestion, souvent utilisée à des fins économiques, permet la commercialisation du roseau pour la fabrication de toitures ou de palissades (Pôle-relais lagunes méditerranéennes, 2014). Le Roseau commun est une espèce qui présente une grande plasticité morphologique. Par conséquent, le stade de développement de la roselière, ainsi que la gestion appliquée sur celle-ci, sont des facteurs qui influencent fortement la structure du roseau et donc, les caractéristiques des roselières (Mathevet, 1999).

Toutefois, les différentes gestions appliquées ne sont pas forcément compatibles avec la conservation des espèces inféodées à la roselière. En effet, les roselières sont reconnues comme habitat patrimonial, représentant un enjeu majeur de conservation en Europe (Poulin *et al.*, 2002). De nombreuses espèces dépendent, pour une partie ou la totalité de leur cycle de vie, des roselières. On les caractérise alors de « paludicoles » (Le Barz *et al.*, 2009). Malgré les nombreuses menaces qui peuvent peser sur cet habitat, les roselières ne sont pas reconnues comme un écosystème menacé en France, mais comme un habitat de reproduction d'espèces rares et menacées, particulièrement pour l'avifaune (Poulin *et al.*, 2002 ; UICN, 2016). Effectivement, les roselières sont d'excellents gîtes, des sites d'alimentation, de reproduction ou d'hivernage pour de nombreuses espèces d'oiseaux paludicoles, telles que les Ardéidés (e.g. Butor étoilé -*Botaurus stellaris*-, le Héron pourpré -*Ardea purpurea*-) ou les passereaux (la Rousserole turdoïde -*Acrocephalus arundinaceus*-, la Rémiz penduline -*Remiz pendulinus*-, la Panure à moustaches -*Panurus biarmicus*-) (Beaman *et al.*, 1999). L'enjeu des roselières paraît donc fondamental, d'autant plus que de nombreuses espèces de paludicoles apparaissent sur les listes rouges avec des statuts défavorables (UICN, 2016). D'autres espèces ou sous-espèces, représentent des enjeux conséquents en Méditerranée de par leur répartition limitée (e.g. la Lusciniole à moustaches -*Acrocephalus melanopogon*- ou le Bruant des roseaux à gros bec -*Emberiza schoeniclus ssp witherbyi*-). Ainsi, avec l'enjeu de conservation que représentent ces espèces et l'activité socio-économique des roselières, un compromis doit être trouvé dans le but de répondre aux diverses attentes. Il semble donc important d'étudier la tolérance des espèces paludicoles quant aux mesures de gestion mises en place dans les roselières méditerranéennes.

Les espèces possèdent la capacité de peupler un ou plusieurs types de milieux selon leur tolérance à supporter les conditions biotiques ou abiotiques d'un écosystème (Julve, 2009). C'est la tolérance des espèces aux conditions du milieu qui conditionnera ce que l'on nomme les exigences écologiques (Ausden, 2007). Les espèces généralistes possèdent moins d'exigences

écologiques que les espèces spécialistes (Olivieri & Vitalis, 2001 ; Sutherland *et al.*, 2004 ; Lovette & Flitzpatrick, 2016). Lorsque les espèces sont spécialistes, elles constituent de bons bio-indicateurs de la qualité du milieu et leur abondance peut être corrélée avec les caractéristiques de ce dernier (Maurer, 1986 ; Morganti *et al.*, 2019). Pour la réalisation de cette étude, nous nous focaliserons sur les passereaux paludicoles qui, inféodés à la roselière et étant représentés par plusieurs espèces, sont d'excellents bio-indicateurs de la qualité des phragmitaies (Bibby, 1983 ; Poulin *et al.*, 2002). A l'instar des roselières (Ostendorp, 1989 ; Poulin, 2001), les passereaux paludicoles ont considérablement décliné en Europe au cours des dernières décennies (Bibby & Lunn, 1982 ; Graveland, 1998 ; Foppen *et al.*, 1999).

Les roselières méditerranéennes voient leur cortège de passereaux paludicoles varier en fonction des saisons (Flitti *et al.*, 2009 ; Faune-France) : la Rémiz penduline, la Gorgebleue à miroir (*Cyanecula svecica*) et la sous-espèce nominale du Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus schoeniclus*) sont des hivernants stricts, tandis que la Rousserolle turdoïde et la Rousserolle effarvate (*Acrocephalus scirpaceus*) sont des estivants nicheurs. D'autres espèces sont sédentaires comme la Panure à moustaches, la Lusciniole à moustaches ou le Bruant des roseaux à gros bec. Ainsi, pour comprendre les dynamiques des populations inféodées aux roselières méditerranéennes, nous devons étudier la période hivernale et la période de nidification. Actuellement, les espèces nicheuses sont assez bien étudiées, comme signalé dans les plans de gestion (e.g. Francon, 2011 ; RNCFS *et al.*, 2015), *a contrario* de l'hiver qui est une période sous étudiée chez les oiseaux (Sutherland *et al.*, 2004). Toutefois, les conditions environnementales des zones d'hivernage peuvent avoir une certaine conséquence sur la forme physique des individus, influant alors sur les dynamiques de populations (Bednekoff & Houston, 1994 ; Marra *et al.*, 1998). Par exemple, Peach et ses collaborateurs (1991) ont mis en relief que le déclin du Phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenobaenus*) est causé par la sécheresse. Cette dernière diminue la surface des zones humides africaines, où il séjourne l'hiver. Ainsi, afin d'analyser les populations de passereaux paludicoles durant la période hivernale et de nidification, nous avons fait le choix d'utiliser la méthode de baguage, protocole suivant le principe de Capture Marquage Recapture (CMR). Le baguage permet de donner une tendance sur l'état des populations et une indication sur l'état des milieux en mettant en relation les captures des oiseaux (abondance, richesse spécifique) avec la gestion des sites (CRBPO).

De ce fait, à l'aide de cette méthode, nous étudierons **(i) la tendance des populations de passereaux paludicoles méditerranéens français**. Nous pouvons émettre l'hypothèse qu'en Méditerranée, comme dans le reste de l'Europe, les passereaux paludicoles voient leurs populations

décroître (Graveland, 1998, Báldi, 2001).

A notre connaissance, aucune étude publiée n'a recensé les exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens en hiver, et peu l'ont fait lors de la période de nidification (e.g. Poulin *et al.*, 2002). Les études réalisées sur les passereaux paludicoles ont majoritairement analysé l'influence des caractéristiques paysagères sur les dynamiques de ces derniers (e.g. Burgess, 1989 ; Ward, 1992), mais peu d'entre elles ont examiné les caractéristiques à une plus petite échelle, comme l'influence de la structure du roseau (e.g. Provost *et al.*, 2013). En outre, les roselières méditerranéennes se caractérisent par un cortège d'espèces aviaires, des mesures de gestion et un climat qui sont différents des autres zones géographiques (Poulin *et al.*, 2002). Par conséquent, nous allons également étudier **(ii) les exigences écologiques des populations de passereaux paludicoles méditerranéens, durant leur période de reproduction et d'hivernage**. Nous pouvons nous attendre à des exigences écologiques plus fortes lors de la période de reproduction (Sutherland *et al.*, 2004). Nous émettons aussi l'hypothèse que l'abondance des espèces ayant des exigences écologiques plus strictes (e.g. la Rousserolle turdoïde, la Panure à moustache, la Lusciniole à moustache, le Bruant des roseaux à gros bec et la Rémiz penduline), sera positivement corrélée à des caractéristiques de vieilles roselières (Cramp, 1988, 1992 ; Cramp & Perrins, 1993, 1994), ces dernières subissant moins de pression anthropique que les autres secteurs étudiés. Puis, nous testons l'hypothèse que l'abondance des espèces plus généralistes (e.g. la Rousserolle effarvate, le Bruant des roseaux à petit bec, la Bouscarle de Cetti –*Cetti cettia*- et la Gorgebleue à miroir) (Cramp, 1992 ; Cramp & Perrins, 1993, 1994), sera moins influencée par les variables environnementales relevées.

Enfin, nous évaluerons **(iii) les relations entre la gestion des roselières et les variables environnementales relevées**. Nous pouvons nous attendre à ce que les secteurs de vieilles roselières soient caractérisés par des tiges hautes avec un gros diamètre (Provost *et al.*, 2013). Nous émettons également l'hypothèse que les secteurs pâturés et exploités pour la sagne hivernale soient représentés par une forte densité en tiges vertes et fleuries (= tiges de l'année) à l'automne, ces gestions ayant pour objectif de rajeunir la roselière (Provost *et al.*, 2013).

Nous mettrons ensuite en relation les exigences écologiques des passereaux paludicoles étudiés avec les caractéristiques des roselières gérées. L'objectif de cette étude est d'obtenir plus d'informations quant aux exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens durant la période hivernale et de reproduction, dans le but de trouver un compromis entre usages socio-économiques et conservation patrimoniale.

Matériels et méthodes

1) Zone d'étude

Vingt sites comprenant des roselières sous influence climatique méditerranéenne ont été échantillonnés pour la réalisation de cette étude. Parmi ceux-là, nous avons dix-huit sites sur le littoral et deux situés cent kilomètres plus au Nord. Nous avons donc une zone d'étude qui s'étend de l'Etang de Berre (Bouches-du-Rhône) à Mireval (Hérault). Les longitudes et les latitudes se situent respectivement entre 43°20-44°03N et 3°48-5°12E. La surface des différents sites varie entre 3 et 45 hectares. Sur la figure 1, les étoiles rouges représentent les sites utilisés pour la partie 1 (tendance des populations), tandis que les étoiles vertes symbolisent les sites que nous avons utilisés pour la partie 2 (exigences écologiques des espèces). Ces zones ont été choisies pour être représentatives des différentes gestions qui sont appliquées sur les roselières du pourtour méditerranéen (Tab 1). Parmi les sites échantillonnés pour la partie 2, nous avons la Réserve Naturelle Nationale de l'Estagnol et des Espaces Naturels appartenant au Conservatoire du Littoral (CDL), à savoir : Rousty, la Cure, la Palissade et les Salines. Les secteurs de vieille roselière sont laissés en libre évolution, avec une intervention de l'Homme minimale (gestion hydrique faible). Les secteurs exploités pour la sagne sont coupés en hiver et les secteurs pâturés le sont par des chevaux, tout au long de l'année (pâturage extensif).

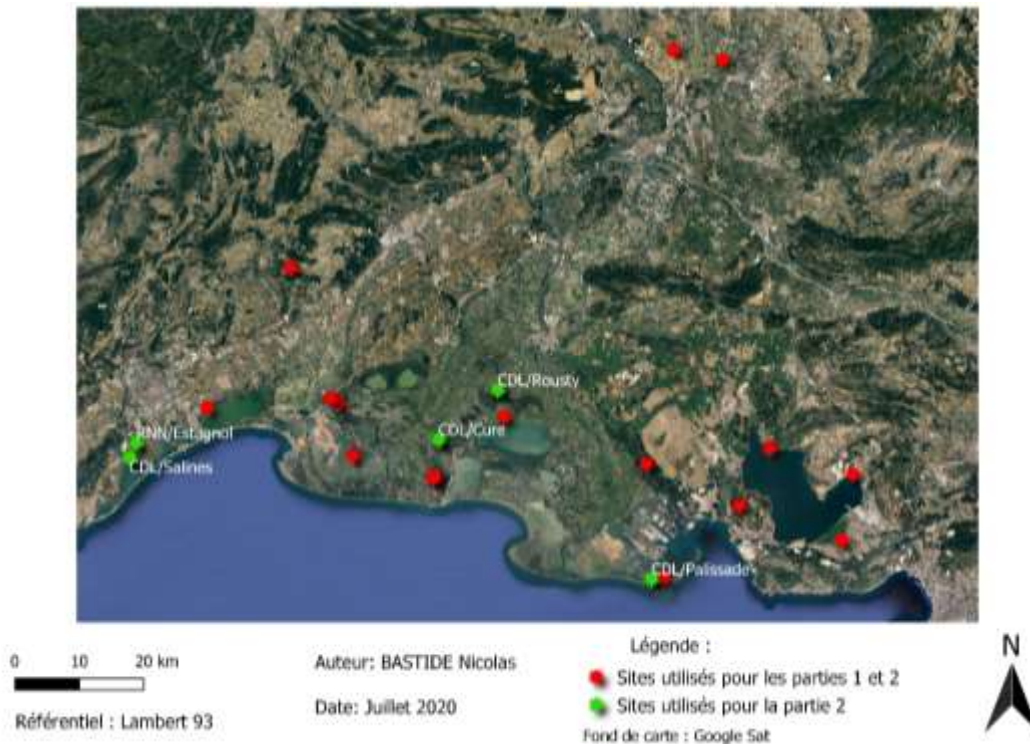


Figure 1. Cartographie d'un échantillon du pourtour méditerranéen (France) représentant l'emplacement des sites étudiés.

Tableau 1. Sites et gestions (avec leur acronyme) utilisés pour la partie 2. La Cure ne possède pas de roselière expérimentale.

Sites	Roselière témoin	Roselière expérimentale
CDL Cure	Vieille roselière (VR)	-
CDL Palissade	Vieille roselière (VR)	Colonisée par le Baccharis (PalissadeBacc)
CDL Rousty	Vieille roselière (VR)	Sagne (Sagne)
CDL Salines	Vieille roselière (VR)	Colonisée par le Tamaris (Vagaran)
RNN Estagnol	Vieille roselière (VR)	Pâturage (Paturage)

2) Matériel biologique

La roselière

Stricto sensu, la roselière définit un peuplement mono-spécifique de Roseau commun (*Phragmites australis*) qui peut être associé à d'autres espèces végétales (Haslam, 1992). Cette plante vivace à rhizomes rampants possède des tiges pouvant mesurer jusqu'à 4 mètres de haut (Coste, 1937). Néanmoins, les tiges étant non ligneuses, leur diamètre reste relativement fin, notamment en Europe (< 10 mm) (Coste, 1937). Les tiges possèdent une inflorescence de type « panicule d'épillets », commençant à fleurir au printemps (Julve, 2020). Le Roseau commun possède une valence écologique relativement large (Boussioud-Corbiere & Savoure, 1978), mais est caractérisé par sa tolérance à la salinité et à la submersion (Haslam, 1992). Des excès de l'un ou de l'autre contribuent cependant à sa fragilisation voire sa disparition. Cette espèce est largement représentée à l'échelle mondiale (Corolla & Kupfer *in* Doris, 2019) et peut coloniser plusieurs types de milieux (marais et bords des eaux) (Coste, 1937). Cette graminée pérenne clonale est classée LC (préoccupation mineure) sur la Liste Rouge de l'UICN au niveau national, européen et mondial.

Les passereaux paludicoles

Sur le pourtour méditerranéen, plusieurs espèces de passereaux paludicoles, inféodées à la roselière pour tout ou partie de leur cycle de vie, sont présentes. Pour la partie sur la tendance des populations, nous étudierons toutes les espèces de passereaux paludicoles capturées en Méditerranée. *A contrario*, en ce qui concerne les exigences écologiques, nous sélectionnerons certaines espèces dont les données nous permettent de rendre l'étude robuste (i.e. avec assez de données). Par conséquent, nous n'étudierons pas la Locustelle luscinoïde (*Locustella luscinioides*), ni la Cisticole des joncs (*Cisticola juncidis*). La première est peu commune sur le pourtour méditerranéen (Faune-France ; Flitti *et al.*, 2009), et le nombre de données est trop faible (N=1) pour en tirer des conclusions. La Cisticole des joncs, quant à elle, n'est pas uniquement inféodée à la roselière et n'est donc pas considérée comme une espèce de passereaux paludicole strict (Martinez-Vilalta *et al.*, 2002). Indubitablement, cette espèce est généraliste et apprécie plusieurs types d'habitats (Cramp, 1992 ; Martinez-Vilalta *et al.*, 2002), c'est pourquoi sa capture au cœur

de la roselière est peu fréquente. De plus, nous n'étudierons pas les espèces migratrices (Phragmite des joncs, *Acrocephalus schoenobaenus* et la Locustelle tachetée, *Locustella naevia*). Même si les sites de halte migratoire sont importants pour les espèces migratrices, ces dernières restent généralement peu de temps sur place et tolèrent des conditions de vie totalement différentes de leurs exigences écologiques habituelles (Sutherland *et al.*, 2004). Nous nous concentrerons alors sur les espèces **sédentaires** (la Bouscarle de Cetti -*Cettia cetti*-, la Lusciniole à moustaches -*Acrocephalus melanopogon*-, la Panure à moustaches -*Panurus biarmicus*-, ainsi que la sous-espèce dite à gros bec du Bruant des roseaux -*Emberiza schoeniclus witherbyi*-) et les espèces **hivernantes** (la Rémiz penduline -*Remiz pendulinus*-, la Gorgebleue à miroir -*Cyanecula svecica*-, la sous-espèce nominale du Bruant des roseaux -*Emberiza schoeniclus schoeniclus*-) et certaines espèces **estivantes** nicheuses (la Rousserolle effarvate -*Acrocephalus scirpaeus*-, la Rousserolle turdoïde -*Acrocephalus arundinaceus*-).

Tableau 2. Passereaux paludicoles méditerranéens. Le nom du CRBPO désigne le code de baguage. Les dates de présence sont renseignées par les données du bagueur Benjamin Vollot et par la base de données Faune France.

Nom CRBPO	Nom vernaculaire	Nom latin	Caractéristiques de présence	Dates extrêmes de présence	
				BioloVISION	Baguage
EMBSCHS CH	Bruant des roseaux à petit bec	<i>Emberiza schoeniclus schoeniclus</i>	Hivernant	04/10 → 15/06	04/10 → 12/04
LUSSVE	Gorgebleue à miroir	<i>Cyanecula svecica</i>	Migrateur/hivernant	02/08 → 24/04	11/08 → 10/04
REMPEN	Rémiz penduline	<i>Remiz pendulinus</i>	Hivernante	14/09 → 07/05	27/09 → 26/03
ACRMEL	Lusciniole à moustaches	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	Sédentaire	Toute l'année	
CETCET	Bouscarle de Cetti	<i>Cettia cetti</i>	Sédentaire	Toute l'année	
EMBSCH WIT	Bruant des roseaux à gros bec	<i>Emberiza schoeniclus witherbyi</i>	Sédentaire	Toute l'année	
PANBIA	Panure à moustaches	<i>Panurus biarmicus</i>	Sédentaire	Toute l'année	
ACRARU	Rousserolle turdoïde	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Estivant nicheur	22/03 → 06/10	14/04 → 02/11
ACRSCI	Rousserolle effarvate	<i>Acrocephalus scirpaeus</i>	Estivant nicheur	27/03 → 25/11	28/03 → 19/11

3) Méthodes d'échantillonnage

Paramètres biotiques

La roselière

Sur la plupart des sites étudiés, une roselière expérimentale (roselière gérée) et une roselière témoin (vieux roselière) sont présentes, constituant deux secteurs. Nous avons échantillonné chaque secteur des différents sites à l'aide de quadrats de 25*25 cm répartis aléatoirement sur la zone. Sur chaque secteur, au moins dix quadrats ont été effectués. Dans chaque quadrats, nous avons compté le nombre de tiges sèches (tiges des années antérieures, = NTS), de tiges vertes (=NTV) et fleuries

(=NTF) (Tab 3). Ces deux dernières sont des tiges de l'année : elles sont vertes, et parmi celles-ci, certaines fleurissent. Ces deux variables ne sont pas corrélées. Les données récoltées ont été ajustées afin d'obtenir une densité au mètre carré. Nous avons sélectionné aléatoirement 6 tiges par quadrats, afin de mesurer la hauteur (=Hmoy) et le diamètre moyen (=Diamoy) des tiges (Tab 3). Le diamètre est mesuré à environ 40 cm du sol. Enfin, pour chaque secteur, nous avons noté la présence ou l'absence de ligneux (Tab 3). Les ligneux colonisant les roselières étudiées sont le Tamaris (*Tamarix sp*) ou le Sénéçon en arbre (*Baccharis halimifolia*). Toutes ces caractéristiques sont des indicateurs de l'état de santé des roselières et semblent importantes pour l'avifaune (Hawke & José, 1996). Les différentes caractéristiques des roselières (Tab 3) ont été relevées entre septembre et octobre, après la période de croissance du roseau, afin de minimiser tout biais temporel lié à un taux de croissance variable selon les sites ou les années.

Tableau 3. Moyennes, écarts types, minimums et maximums des variables environnementales mesurées dans les quadrats des 9 secteurs (parmi les 5 sites) sélectionnés pour cette étude. L'eau est un facteur que nous avons relevé lors des sessions de capture.

Variables environnementales (acronymes)	Moyenne	Ecart type	Minimum	Maximum
Eau (%) (EAU)	77,8	-	0	1
Ligneux (%) (Ligneux)	16,4	-	0	1
Diamètre (mm) (Diamoy)	3,33	0,88	0	8,7
Hauteur (cm) (Hmoy)	156,3	52,8	0	428
Nombre de tiges fleuries au m ² (NTFm2)	19,5	13,7	0	132
Nombre de tiges sèches au m ² (NTSm2)	68,3	57,5	0	1008
Nombre de tiges vertes au m ² (NTVm2)	74,1	46,2	0	528

Les passereaux paludicoles

Développé par Spallanzani et Frisch à la fin du 18^{ème} siècle, le baguage consiste à capturer, puis marquer un individu dans l'espoir qu'il soit recapturé (CRBPO). Le protocole de baguage correspond à un suivi scientifique normalisé permettant une individualisation des organismes. En effet, cette méthode consiste à poser sur le tarse de l'oiseau une bague métallique comportant un numéro unique et des informations permettant d'identifier le centre émetteur de la bague (organisme, pays d'origine). La survie et le succès reproducteur des différents individus ne semblent pas être affectés négativement par le port de la bague (CRBPO). Afin de réaliser cette étude, nous avons utilisé comme outil de capture des filets japonais. Adaptés à la roselière, ces filets sont d'une longueur de 30 mètres sur une hauteur de 1.80 mètres. Au cœur de chaque secteur, nous avons placé 120 mètres de filets (4*30m). Toutefois, leur nombre varie en fonction de la surface de roselière disponible (minimum 60 mètres : 2*30m). Pour plus de praticité, des layons d'une largeur de 1.5 mètres ont été créés au préalable, tout en limitant le dérangement de la faune. Ces layons, assez étroits, permettent de ne pas développer un effet lisière, qui pourrait avoir tendance à modifier les populations aviaires (abondance, richesse spécifique) (Sutherland *et al.*,

2004). En moyenne, 120 sessions sont réalisées chaque année, entre 2011 et 2019. Celles-ci sont réparties tout au long de l'année. Selon Blondel (1975), les oiseaux ont deux pics d'activités par jour : le matin et le soir. C'est donc à ces périodes, à savoir au lever et au coucher du soleil, que les sessions de captures sont réalisées. La durée des sessions est de 3 heures, mais dépend des conditions météorologiques. En effet, il est important que les conditions météorologiques soient optimales, afin d'éviter toute mortalité chez les oiseaux (i.e. peu de vent et pas de pluie). Les opérations de capture et baguage ont été réalisées par Benjamin Vollot, bagueur agréé par le Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO, Muséum National d'Histoire Naturelle), délivrant les autorisations de captures. L'utilisation de la repasse (diffusion de l'enregistrement de chants), conseillée par le CRBPO, est systématique et permet d'augmenter les captures. Les oiseaux capturés dans les filets seront démaillés et transportés dans un pochon en tissu opaque (pour éviter le stress), vers la station de baguage afin de relever certaines informations (âge, sexe, biométrie, etc.) après identification de l'espèce et pose de la bague.

Paramètre abiotique

La majorité des roselières du pourtour méditerranéen étant soumises à une gestion hydraulique (Daviaud, 2014), il semble important de relever ce facteur environnemental. Ainsi, lors des sessions de capture, nous avons noté la présence ou l'absence d'eau sur les secteurs de roselière étudiés (Tab 3), car la hauteur de celle-ci est difficilement mesurable sur un sol meuble ou en présence de touradons (i.e. petites buttes induites par les rhizomes du Roseau).

4) Analyses statistiques

Pour les différentes parties de cette étude, les analyses et les jeux de données diffèrent en fonction des problématiques abordées (Tab 4). Pour chaque session de capture, un indice d'abondance (I) est calculé permettant d'homogénéiser et de comparer les sessions entre elles lorsque la durée de la session (h) et la surface de filets déployée (s) diffèrent, à cause des conditions météorologiques ou de la surface de roselière disponible. L'indice de capture donne une information quant au nombre d'individus capturés (N), par heure et pour 100 m² de filets ($I = (N/h/s) * 100$). Pour l'étude des tendances à long terme, 1075 sessions de captures ont été prises en compte, entre 2011 et 2019, sur vingt roselières du pourtour méditerranéen. Nous avons calculé la moyenne de ces indices par année (indice annuel) puis réalisé une régression linéaire, avec les erreurs standards. Nous avons aussi calculé le coefficient de détermination (R²). Ces analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel Excel, et celles décrites postérieurement avec le logiciel Rstudio. Nous avons ensuite étudié si la pente de cette régression est significative. Pour cela, nous avons réalisé un Modèle Linéaire Mixte (LMM) avec les années et les sites en facteurs aléatoires. Puis, nous avons réalisé une autre analyse

afin de savoir s'il existe des différences significatives de cet indice entre les années étudiées (LMM et une comparaison multiple). Pour ce dernier, nous avons seulement les sites en facteur aléatoire.

En ce qui concerne la partie 2, nous avons deux sous-parties. La première, sur les exigences écologiques concerne des sessions en Hiver (1er novembre au 15 février) et en été (15 mars au 15 juillet) entre 2017 et 2019 inclus. D'après la littérature, ces dates concernent les périodes d'hivernage et de reproduction des espèces étudiées (Cramp, 1988, 1992 ; Cramp & Perrins, 1993, 1994 ; Tab 2). Les sessions de baguage, réalisées sur cinq sites différents (Fig 1), sont au nombre de 75 pour l'hiver et 50 pour la période de nidification. Pour caractériser les roselières, 253 quadrats ont été réalisés au total (5 sites et 3 années). Comme dit précédemment (Matériel biologique, passereaux paludicoles), seules quelques espèces ont été ciblées, étant assez représentées lors des sessions de capture pour avoir une certaine fiabilité.

Nous avons ensuite mis en relation des variables environnementales et l'abondance des espèces étudiées (i.e. l'indice de capture décrit précédemment). Pour cela, nous avons mis en relation une matrice de variables environnementales explicatives (quantitatives et qualitatives) avec une matrice d'espèces à expliquer (indice d'abondance = quantitatif). Ainsi, nous avons deux jeux de données et nous souhaitons réaliser une analyse directe (canonique). Les données étant asymétriques, nous avons réalisé une analyse de redondance (RDA) nous permettant de réaliser une ordination (Borcard *et al.*, 2018 ; Hervé, 2020). Uniquement les pourcentages de variance contrainte ont été renseignés, puisque ce sont les seules permettant d'interpréter les résultats en lien avec les variables explicatives. La RDA permet d'analyser les deux matrices et d'obtenir une représentation simultanée des variables réponses et explicatives en deux dimensions optimales (Ter Braak, 1986 ; Legendre & Legendre, 2012). Pour ce type d'analyse, il est conseillé d'avoir au moins dix fois plus de sites que de variables (Legendre & Legendre, 2012 ; Borcard *et al.*, 2018). Le nombre de variables que nous avons relevé pour cette étude est de 7. Ainsi, pour la période estivale (N=50), nous avons dû enlever deux variables pour que l'analyse soit robuste. Une première analyse a été faite avec toutes les variables puis les 5 variables les plus significatives ont été sélectionnées pour l'analyse finale.

Ensuite, pour apporter plus de précision et se centrer sur les espèces, nous avons effectué des modèles linéaires mixtes (LMM) avec les sites en facteur aléatoire. Bien que dans notre cas, le facteur « années » soit considéré comme un facteur aléatoire, nous avons seulement trois années, ce qui semble être trop peu pour être considéré comme tel (Hervé, 2020). L'analyse de redondance et les modèles linéaires mixtes sont complémentaires. En effet, la RDA permet d'avoir une vue d'ensemble tandis que les LMM sont centrés sur une espèce et par conséquent, plus précis quant aux exigences de cette dernière. En somme, dans le but d'estimer la capacité explicative globale

des modèles, nous avons calculé le coefficient de détermination (R^2). Ce dernier représente la proportion de la variance de la variable à expliquer, expliquée par les différentes variables explicatives (Hervé, 2020). Comme précisé précédemment, nous avons un facteur aléatoire (les sites) dans notre modèle, nous obtenons ainsi le R^2 marginal et le R^2 conditionnel. Le premier nous renseigne sur la proportion de variance expliquée par les facteurs fixes et les covariables, tandis que le second informe sur la proportion de variance expliquée par les variables explicatives (comprenant les facteurs aléatoires) (Hervé, 2020).

En ce qui concerne la seconde sous-partie, nous étudions l'effet gestion sur les caractéristiques des roselières. Comme nous avons des variables environnementales de plusieurs types (quantitatives et qualitatives), et que nous souhaitons représenter graphiquement l'effet de la gestion sur ces dernières, nous avons réalisé une analyse mixte (statistiques descriptives multivariées) (Hervé, 2020). L'objectif est d'examiner la structure des données : rassembler les groupes entre modalité (ici effet gestion) et regarder s'il y a des ressemblances ou des groupes qui se distinguent en fonction des variables environnementales. Ainsi, nous avons combiné les coordonnées des espèces et le cercle de corrélation des variables (biplots) pour estimer graphiquement les relations significatives entre les deux. Le pourcentage d'inertie synthétisé est aussi représenté. Toutes les analyses de la partie 2 ont été réalisées avec le logiciel Rstudio et différents packages (RVAideMemoire, Vegan, ade4, car, Mass...).

Tableau 4. Synthèse des différentes données utilisées pour les espèces, sites, années et périodes analysées. Les analyses statistiques utilisées sont précisées. N = nombre. pas.palu = passereaux paludicoles étudiés.

	Espèces et <i>ssp</i>	N sites	Années	Périodes	N data	Analyses
Partie 1	17 pas. palu.	20	2011-2019	Sans restriction	1075 sessions	LMM
Partie 2 A	9 pas. palu.	5	2017-2019	Hivernale et de reproduction	Hiver : 75 Eté : 50 sessions	RDA / LMM R^2c/R^2m
B	<i>P. australis</i>	5	2017-2019	Automne	253 quadrats	Analyse mixte

Résultats

Tendance des populations de passereaux paludicoles méditerranéens

1) Indice de capture

L'indice de capture des passereaux paludicoles sur les sites étudiés diminue entre 2011 et 2019 (Fig 2). En effet, la pente est significativement différente de zéro (lmer, p-value < 0.0001). La courbe de tendance (en rouge) est assez représentative de cette diminution ($R^2 : 0.86$). Ainsi, le facteur « Années » explique 86 % de la variance totale de cet indice. Les courbes bleues foncées (Erreurs standards) représentent l'écart ajusté à la moyenne : celui-ci est assez faible. Après avoir étudié si la pente de la régression était significative, nous avons comparé les années entre elles. Nous

n'avons pas noté de différence significative entre les années (lmer, P-value>0.05), même si les années 2018 et 2019 ont tendance à avoir un indice plus faible que les années 2011 et 2012 (lmer, 0.05<P-value<0.1).

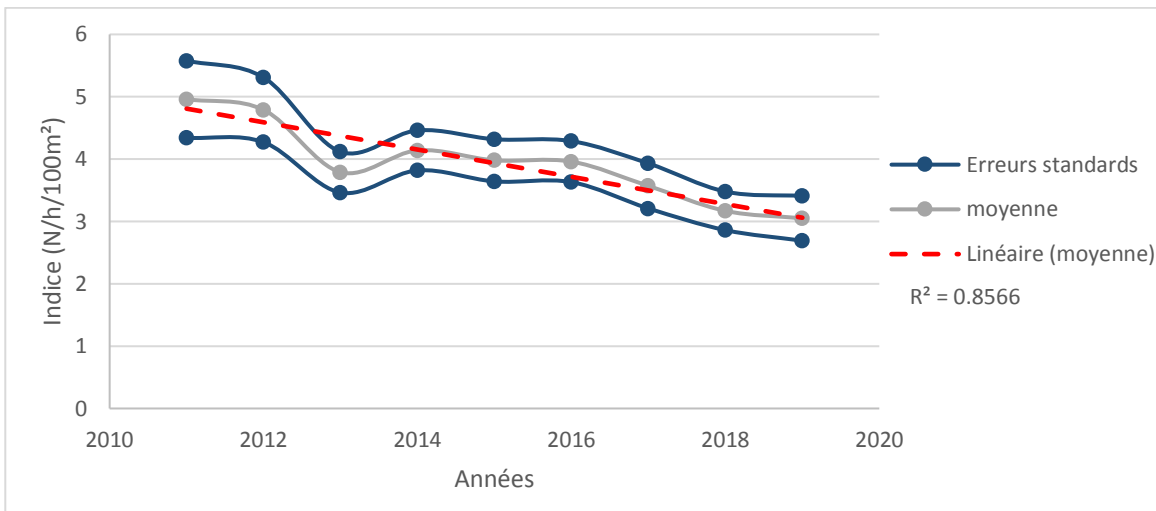


Figure 2. Evolution de l'indice annuel, entre 2011 et 2019, de capture des passereaux paludicoles sur un échantillon de 20 sites du pourtour méditerranéen. La courbe en pointillées rouge correspond à la courbe de tendance de la moyenne ($R^2 : 0.86$).

Les exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens

2) Les exigences écologiques

- RDA et LMM : espèces présentes durant la période de reproduction

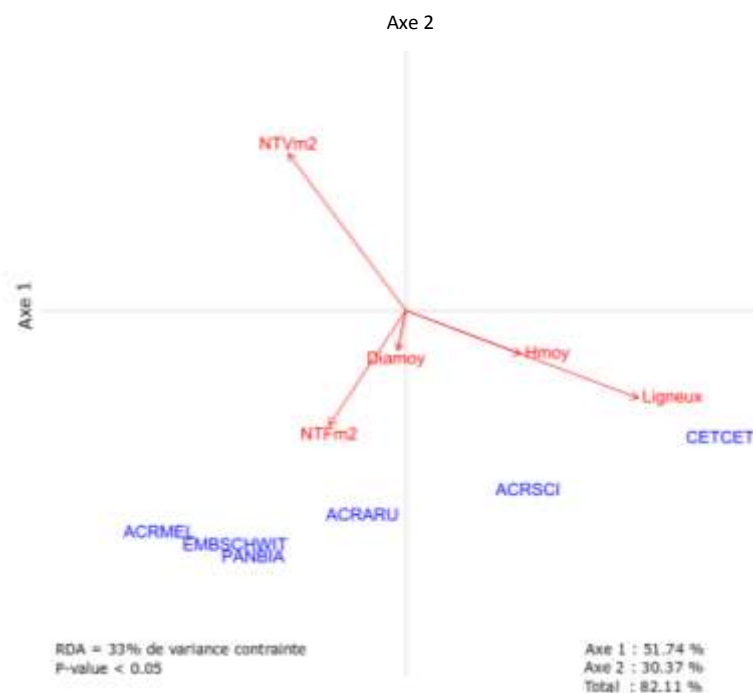


Figure 3. Diagramme d'ordination d'une analyse de redondance (RDA) représentant l'abondance d'espèces paludicoles estivantes sur le pourtour méditerranéen, en relation avec les variables environnementales. En rouge les variables environnementales ayant un impact significatif (P-value < 0.05). Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.

Toutes les variables représentées sur la figure 3 ont un impact significatif sur l'analyse de redondance (RDA, p -value <0.05). L'analyse de redondance contient 33 % de variance contrainte (i.e. explicative). L'axe 1 représente près de 52 %, tandis que l'axe 2 évoque 30 % d'inertie. Au total, nous avons 82.11 % des 33 % d'inertie de la RDA contrainte qui sont synthétisés sur ce graphique. Nous pouvons constater que durant la période estivale, l'abondance de la Bouscarle de Cetti est influencée par la présence de ligneux (Ligneux) et par des tiges vertes hautes (Hmoy). Néanmoins, son abondance est négativement influencée par le nombre de tiges vertes au mètre carré (NTVm²). De même, l'abondance de la Rousserolle effarvate semble corrélée avec la présence de ligneux, d'un faible nombre de tiges vertes, mais avec un gros diamètre (Diamoy) et d'un grand nombre de tiges fleuries (NTFm²). Cependant, il faut que ces tiges vertes soient, en moyenne, hautes pour favoriser son abondance. L'abondance de la Rousserolle turdoïde semble augmenter avec le nombre de tiges fleuries au mètre carré et le diamètre moyen des tiges vertes. Enfin, nous pouvons regrouper les trois espèces suivantes : la Lusciniole à moustaches, la Panure à moustaches ainsi que le Bruant des roseaux ssp. *whiterbyi*, puisque leur abondance semble croître, lorsque le nombre de tiges fleuries par mètre carré augmente, et diminuer lorsqu'il y a présence de ligneux. De plus, même si l'influence semble faible, un diamètre moyen conséquent des tiges vertes semble favoriser l'abondance de ces trois espèces de passereaux paludicoles.

Tableau 5. Influences positive (+) ou négative (-) des différentes variables impactant l'abondance d'espèces paludicoles estivantes sur le pourtour méditerranéen. **Significativités :** <0.1 < <0.05 < <0.01 < <0.001 < <0.0001 . Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.

Espèces	Variables Environnementales		
ACRARU			
ACRMEL	Diamoy (+) **	Hmoy (-) ***	NTFm ² (+) ***
ACRSCI	Ligneux (+) *	NTSm ² (-) *	Diamoy (+) *
CETCET	Ligneux (+) **		
EMBSCHWIT	Diamoy (+) ***	Hmoy (-) **	NTFm ² (+) *
PANBIA	NTFm ² (+) *		

L'abondance de la Rousserolle turdoïde ne paraît pas être influencée par les différentes variables environnementales relevées (Tab 5) (P -value >0.05). Durant la période estivale, la Lusciniole à moustaches semble préférer les roselières contenant de nombreuses tiges fleuries avec des tiges vertes de petite taille (P -value <0.001). L'abondance de cette espèce est positivement influencée par le diamètre moyen des tiges vertes (P -value <0.01). En ce qui concerne la Rousserolle effarvate, son abondance est positivement influencée à la présence de ligneux et à des tiges vertes de gros diamètre (P -value <0.05). Cette dernière est, au contraire, négativement influencée par le nombre de tiges sèches au mètre carré (NTSm², P -value <0.05). La présence de ligneux semble favoriser

l'abondance de la Bouscarle de Cetti (P-value<0.01). L'abondance de la Panure à moustaches paraît positivement influencée par le nombre de tiges fleuries au mètre carré dans la roselière (P-value<0.05). L'abondance du Bruant des roseaux à gros bec est positivement influencée par la présence de tiges vertes à gros diamètre (P-value<0.001) et de petite taille (P-value<0.01). Enfin, son abondance croît quand le nombre de tiges fleuries par mètre carré augmente (P-value<0.05).

- **RDA et LMM : espèces présentes durant la période hivernale**

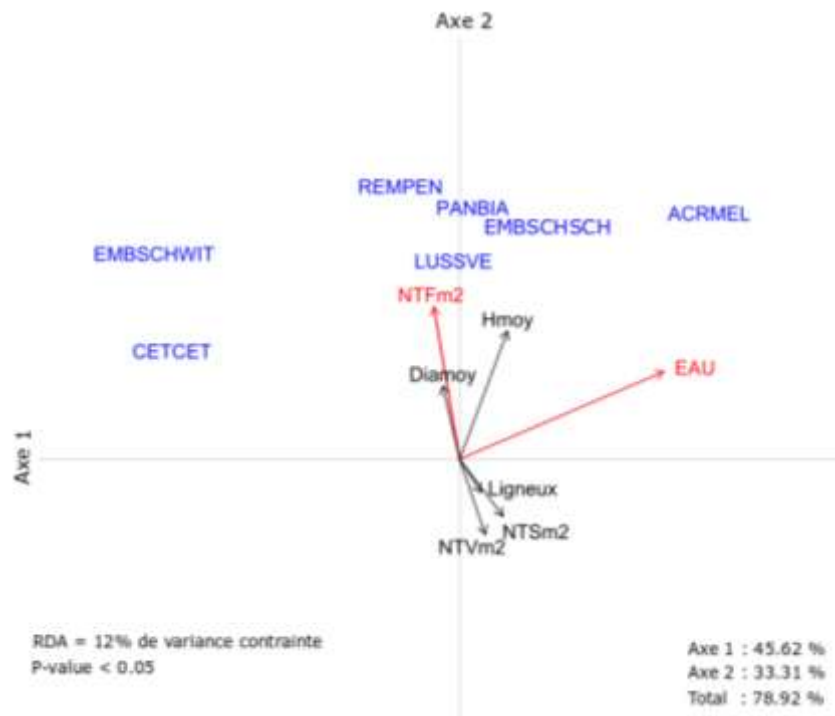


Figure 4. Diagramme d'ordination d'une analyse de redondance (RDA) représentant les abondances d'espèces paludicoles hivernantes sur le pourtour méditerranéen, en relation avec les variables environnementales. En rouge les variables environnementales ayant un impact significatif (P-value < 0.05) et en noir non significatif (P-value > 0.05). Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.

Seuls la présence d'eau (EAU) et le nombre de tiges fleuries ont un impact significatif (variables représentées en rouge, figure 4) sur l'abondance des passereaux hivernants selon l'analyse de redondance (RDA, p-value<0.05), qui contient 12 % de variance contrainte (i.e. explicative). L'axe 1 représente près de 46 % d'inertie tandis que l'axe 2 évoque 33 % d'inertie. Au total, nous avons 79 % des 12 % de la RDA contrainte qui sont synthétisés sur ce graphique. L'information synthétisée est donc très faible et, par conséquent, peu représentative. En hiver, l'abondance de la Lusciniole à moustaches semble positivement corrélée avec la présence d'eau (EAU) dans le secteur de roselière. *A contrario*, l'abondance de la Bouscarle de Cetti et du Bruant des roseaux ssp. *whiterbyi* est négativement influencée par la présence d'eau. L'abondance de la Bouscarle de Cetti est positivement corrélée par le nombre de tiges fleuries par mètre carré. C'est également le

cas pour la Rémiz penduline, la Lusciniole à moustaches, la Panure à moustaches, la Gorgebleue à miroir et le Bruant des roseaux (ssp. *shoeniclus* et *whiterbyi*).

Tableau 6. Influences positive (+) ou négative (-) des différentes variables impactant l'abondance des espèces paludicoles hivernantes sur le pourtour méditerranéen. **Significativités :** 0.1<.<0.05<*<0.01<**0.001<***<0. Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.

Espèces	Variables Environnementales	
ACRMEL	EAU (+) *	NTFm ² (+) *
CETCET	EAU (-) *	
EMBSCHSCH	NTVm ² (-) .	
EMBSCHWIT	EAU (-) *	Diamoy (+) * NTSm ² (-) *
LUSSVE		
PANBIA	NTFm ² (+) *	
REMPEN	NTFm ² (+) *	

En hiver, l'abondance de la Lusciniole à moustaches est positivement impactée par la présence de l'eau et par le nombre de tiges fleuries au mètre carré (P-value<0.05) (Tab 6). La Bouscarle de Cetti voit son abondance négativement influencée par la présence d'eau dans la roselière (P-value<0.05). En ce qui concerne la sous-espèce nominale du Bruant des roseaux dite à petit bec aucune variable ne semble affecter significativement son abondance. Néanmoins, nous pouvons observer qu'elle semble éviter les fortes densités de tiges vertes (0.05<P-value<0.1). Aucune variable mesurée lors de cette étude influe sur l'abondance de la Gorgebleue à miroir (P-value>0.05). L'abondance de la Panure à moustaches et de la Rémiz penduline semblent positivement influencées par la densité des tiges fleuries (P-value<0.05). L'abondance du Bruant des roseaux à gros bec paraît négativement influencée par la présence d'eau et du nombre de tiges sèches au mètre carré (P-value<0.05), mais positivement par le diamètre moyen des tiges vertes (P-value<0.05).

- R² de détermination

Tableau 7. Coefficient de détermination R², donnant la proportion de variance expliquée par les variables environnementales (R² marginal : R²m) ainsi que variables environnementales + facteur aléatoire (ici les sites) (R² conditionnel : R²c) pour les espèces paludicoles hivernantes (A) et estivantes (B) sur le pourtour méditerranéen.

A	Espèces	Pourcentage de variance expliqué (%)		B	Espèces	Pourcentage de variance expliqué (%)	
		R ² marginal	R ² conditionnel			R ² marginal	R ² conditionnel
	ACRMEL	14	30		ACRARU	8	44
	CETCET	7	89		ACRMEL	42	49
	EMBSCHSCH	9	27		ACRSCI	19	20
	LUSSVE	4	50		CETCET	36	54
	PANBIA	13	85		PANBIA	17	57
	REMPEN	7	25		EMBSCHWIT	33	87
	EMBSCHWIT	16	29				

Sédentaires : En hiver, les variables environnementales expliquent 14 % de la variance observée dans l'abondance de la Lusciniole à moustaches (R²m) (Tab 7A). Lorsque l'on rajoute les facteurs

aléatoires (les sites), ce pourcentage de variance expliquée augmente à 30 %. Ainsi, 16 % de la variance de l'abondance sont justifiés par la variation entre les différents sites. Pendant la saison de reproduction, le R^2m est de 42 % tandis que le R^2c est de 49 % (Tab 7B). En ce qui concerne la Bouscarle de Cetti, le R^2m est de 7 % (hiver) ou de 36 % (reproduction) avec un R^2c de 89 % et 54 %, respectivement. En ce qui concerne la Panure à moustaches, le R^2m est de 13 % (hiver) ou de 17 % (reproduction) avec, respectivement, un R^2c de 85 % et 57 %. Pour la variance de l'abondance du Bruant des roseaux à gros bec en hiver, 16 % de celle-ci sont justifiés par les variables environnementales et 13 % par la variation des sites. Durant la période de reproduction, le R^2m est de 33 % tandis que le R^2c est de 87 %.

Hivernants (Tab 7A): La variance de l'abondance du Bruant des roseaux à petit bec, seulement présent en hiver sur le pourtour méditerranéen, est expliquée à 9 % par les variables environnementales, comparativement à 18 % pour les sites. La variance de l'abondance de la Gorgebleue à miroir est expliquée à 4 % par les variables environnementales, tandis que les sites en expliquent 46 %. Les variables environnementales expliquent à 7 % la variance de l'abondance pour la Rémiz penduline, par rapport à 18 % pour les sites.

Estivants nicheurs (Tab 7B): La variance de l'abondance de la Rousserolle turdoïde est justifiée par les variables environnementales à 8 %, tandis que les sites expliquent 36 % de celle-ci. Pour la Rousserolle effarvatte, le R^2m est de 19 % et le R^2c de 20 %.

3) Effet gestion sur les caractéristiques des roselières

La figure 5 nous permet d'identifier une certaine structuration dans le jeu de données. Les rectangles correspondent aux différents secteurs de roselière. Ils sont influencés par la répartition des points. Ces derniers représentent les moyennes des variables environnementales d'un secteur de roselière pour une année. Les sites représentés semblent se regrouper selon la gestion adoptée sur le secteur. Nous constatons cinq groupes, à savoir : « Sagne », « Paturage », « Vagaran », « PalissadeBacc » et « VR ». Les variables environnementales nous permettent d'illustrer la structuration observée. L'information synthétisée par l'analyse multivariée est relativement fiable puisque l'axe 1 synthétise 28.68 % et l'axe 2, 21.38 % de l'information. Au total, l'analyse synthétise près de 50 % de l'information. Sur les deux axes, les variables peuvent avoir un poids fort (1) ou nul (0). A l'aide de la fonction « scat.cr » du package RVAideMemoire, nous pouvons connaître ce poids. Sur l'axe 1, les variables ayant le plus de poids sont le diamètre moyen des tiges vertes (0.8), ainsi que leur hauteur (0.9). Sur l'axe 2, la présence de ligneux semble être la variable la plus importante (0.9).

Le groupe « pâturage » semble être associé à un grand nombre de tiges vertes au mètre carré. Néanmoins, ce groupe ne contient pas de tiges vertes hautes et avec un gros diamètre. *A contrario*, le groupe « VR » contient des tiges vertes hautes et avec un gros diamètre. De plus, ce dernier est aussi influencé par la présence de tiges fleuries. Le groupe « sagne » semble être faiblement corrélé à de nombreuses de tiges vertes. En revanche, celles-ci ne sont pas hautes et n'ont pas un gros diamètre. « Vagaran » paraît uniquement caractérisé par la présence de ligneux alors que « PalissadeBacc » est fortement associé à la présence de ligneux et par un nombre de tiges vertes au mètre carré assez faible. Cependant, ces dernières sont hautes et possèdent un gros diamètre.

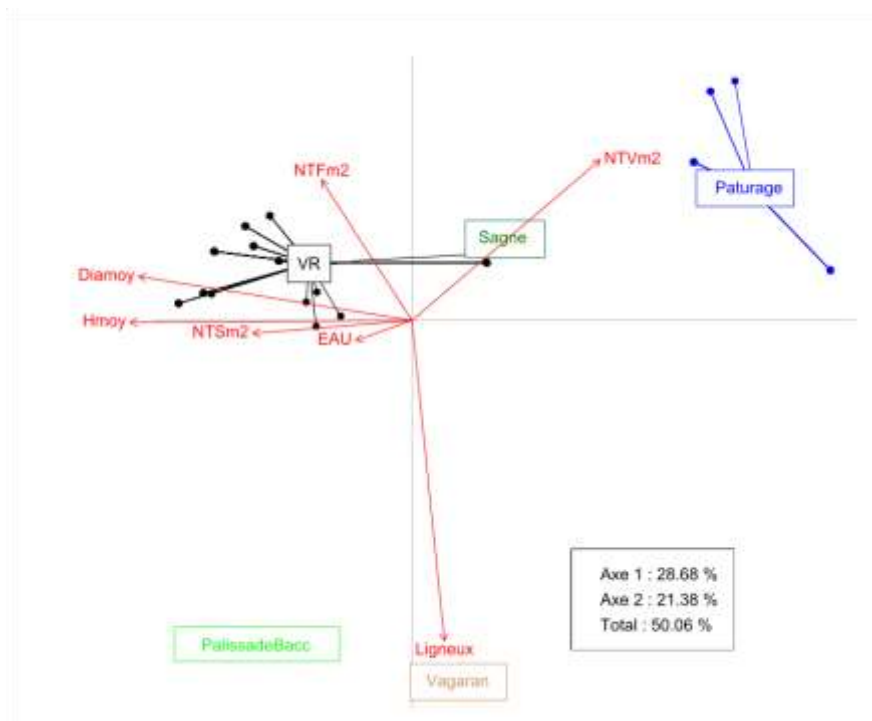


Figure 5. Représentation graphique « biplot » de l'analyse mixte mettant en relation la gestion des différents secteurs avec les variables environnementales. « VR » : Vieille Roselière, « PalissadeBacc » : secteur du site palissade colonisé par les *Baccharis sp.*, « Vagaran » : site des Salines colonisé par les *Tamarix sp.* En rouge sont représentées les variables environnementales. Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.

Discussion

Tendance des populations de passereaux paludicoles méditerranéens

A l'instar du Nord de l'Europe (Hawke & José, 1996 ; Graveland, 1998), l'enjeu de conservation des passereaux paludicoles est conséquent dans le sud de la France (Poulin *et al.*, 2002). Notre étude a permis de mettre en évidence un déclin de près de 40 % des passereaux paludicoles méditerranéens entre 2011 et 2019 et ainsi, de valider notre hypothèse. Ce déclin, aussi constaté par d'autres scientifiques (e.g. Graveland, 1998, Baldi, 2001), peut être expliqué par plusieurs facteurs. L'altération, la perte et la fragmentation des habitats naturels sont les causes principales de l'érosion de la biodiversité dans le monde (Taylor *et al.*, 1993 ; Collingham & Huntley, 2000 ; Flather & Bevers, 2002 ; Fahrig, 2003). Bien que la relation entre l'abondance des

espèces et la quantité/qualité des habitats ne soit pas proportionnelle (Fahrig, 2003), cette première tend à décroître lorsque les habitats diminuent ou se dégradent (Handski *et al.*, 1996 ; Best *et al.*, 2001) surtout lorsque les espèces y sont inféodées. Ainsi, la perte ou la dégradation des zones humides, et plus précisément des roselières, est un des facteurs explicatifs de la diminution des passereaux paludicoles (Ostendorp, 1989 ; Graveland, 1998 ; Musil, 2000 ; Poulin *et al.*, 2002). C'est le cas pour le Phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenobaenus*) en Angleterre (Bibby & Lunn, 1982), le Phragmite aquatique (*Acrocephalus paludicola*) en Allemagne (Tanneberger *et al.*, 2008) ou le Bruant des roseaux sur le pourtour méditerranéen (Vera *et al.*, 2011). Néanmoins, le déclin des populations a souvent pour origine de multiples causes (Couturier *et al.*, 2014). Par exemple, Belenguer et ses collaborateurs (2016) ont constaté que le déclin des populations espagnoles de Panures à moustaches est dû à l'utilisation de pesticides en zones périphériques à la roselière, diminuant ainsi la disponibilité alimentaire. Bricchetti et Grattini (2008) ont mis en corrélation le déclin de cette même espèce sur le pourtour méditerranéen italien avec une mauvaise gestion des zones naturelles et l'expansion du Ragondin (*Myocastor coypus*), qui semblent provoquer des changements dans la structure et dans l'étendue des roselières. C'est donc un ensemble de facteurs, d'origines anthropique ou naturelle, qui est responsable du déclin des passereaux paludicoles méditerranéens. La dynamique des populations varie en fonction des zones géographiques, mais chaque espèce semble avoir une tendance propre (Voříšek *et al.*, 2010) : alors que le Bruant des roseaux a perdu près de 60 % de ses populations reproductrices en dix ans, le nombre de couples de Rousserolles effarvates a augmenté de près de 45 % sur cette même période (VigieNature-MNHN). Il serait donc intéressant de travailler sur les tendances spécifiques.

Les exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens

Nous avons trouvé que les exigences variaient significativement en fonction des différentes espèces et saisons étudiées.

La Bouscarle de Cetti affectionne de nombreux milieux et, par conséquent, est considérée comme une espèce généraliste (Cramp, 1992 ; Beaman *et al.*, 1999 ; Beaman & Madge, 2010). Lors de notre étude, focalisée sur les phragmitaies, nous avons constaté que la Bouscarle de Cetti semble préférer les roselières dégradées (présence de ligneux) en période de nidification. Ces résultats corroborent les dires d'Harvey (1977), qui affirme que cette espèce apprécie les arbustes, tout en évitant les grands arbres. Les roselières dégradées de Méditerranée sont majoritairement colonisées par deux espèces de ligneux de moyenne taille : le *Baccharis halimifolia* et le *Tamarix gallica*. La Bouscarle construit son nid dans la végétation arbustive (Cramp, 1992) (jusqu'à une hauteur de 2 mètres). Ainsi, nous comprenons l'importance de ces derniers. D'autres études mentionnent que cette espèce se cantonne près des lisières de roselières, car elles contiennent plus

de disponibilité alimentaire (e.g. Bibby & Lunn, 1982). Les variables environnementales relevées semblent importantes pour cette espèce durant la période de nidification (R^2m :36 % et R^2c :54 %). En hiver, son abondance est négativement corrélée à la présence d'eau. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par Simms en 1985, attestant que cette espèce affectionne les roselières ayant un sol sec. Néanmoins, cette espèce apprécie les roselières proches de zones d'eau, pendant au moins une partie de l'année (Bibby & Lunn, 1982 ; Godinho, 2010). Pendant la période hivernale, les variables relevées ne semblent pas essentielles pour cette espèce (R^2m : 7 % et R^2c : 89 %). Ainsi, 82 % de la variance est expliquée par le facteur aléatoire, montrant une forte variation de son abondance entre les sites. Cela peut être dû à d'autres facteurs tels que la disponibilité alimentaire, la longueur des lisières et la distance à l'eau libre la plus proche (Godinho, 2010).

En ce qui concerne la Lusciniole à moustaches, son abondance est positivement corrélée avec la présence d'eau en hiver. Nonobstant le peu d'études menées sur les exigences de cette espèce, Cramp (1992) assure qu'en hiver elle affectionne le cœur des roselières, en particulier lorsqu'elles sont inondées : l'eau peut dissuader les prédateurs terrestres. De plus, nos résultats ont démontré que l'abondance de la Lusciniole à moustaches est positivement corrélée à la présence de tiges fleuries en hiver comme en période de nidification. En effet, les panicules (fleurs) abritent de nombreuses proies (arthropodes) et, notamment, des araignées qui sont sa principale source d'alimentation (Beaman *et al.*, 1999 ; Poulin *et al.*, 2002). Ensuite, son abondance semble positivement influencée par des tiges vertes ayant un gros diamètre et une taille moyenne basse. Effectivement, elle préfère les stades bas et complexes de la roselière, avec une forte proportion de litière, ainsi que des tiges larges (Dementiev & Gladkov, 1954 ; BirLife international, 2018). Cette espèce ne semble donc pas être favorisée par les roselières hautes, mais vraisemblablement le gros diamètre des tiges vertes. Les roselières comportant des tiges vertes avec un gros diamètre correspondent à des vieilles roselières, habitat que la Lusciniole à moustaches semble apprécier (Hoffmann, 1958). Toutefois, les vieilles roselières sont aussi caractérisées par des tiges vertes hautes. Il serait captivant d'effectuer des analyses permettant de traduire nos corrélations avec des valeurs seuils, car une roselière avec un gros diamètre et une petite hauteur semble étonnante, bien que ces variables ne soient pas forcément corrélées (Coops & Van der Velde, 1996). Les variables environnementales permettent d'expliquer une partie conséquente de la variance en été (R^2m : 42 %) mais peu en hiver (R^2m : 14 %). Ainsi, il serait judicieux de prendre en compte d'autres variables (e.g. disponibilité alimentaire, espèces végétales émergentes) (Poulin *et al.*, 2002).

Lors des deux périodes étudiées, l'abondance de la Panure à moustaches augmente avec la densité de tiges fleuries. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par Poulin *et al.* (2002).

D'après notre étude, uniquement cette variable impacte significativement son abondance. De même que pour la Lusciniole, la Panure trouve dans les panicules, son alimentation : arthropodes pendant les deux périodes et graines spécifiquement en hiver (Bibby, 1981 ; Cramp & Perrins, 1993 ; Poulin *et al.*, 2002). Cette espèce se nourrit aussi de larves de Chironomidae (Diptera-Nematocera) au début du printemps, puis s'alimente de papillons de nuit, de coléoptères et d'araignées au début de l'été (Bibby, 1981). Comme la Panure à moustaches quitte rarement les roselières pour s'alimenter (Bibby, 1981), et que les larves de Chironomidae se trouvent dans l'eau, elle apprécie les roselières avec un sol inondé (Cramp & Perrins, 1993 ; Poulin *et al.*, 2002). Ce facteur n'est pas ressorti dans nos analyses. Par ailleurs, la littérature mentionne que la Panure à moustaches affectionne les roselières denses avec de nombreuses tiges sèches et fines (Poulin *et al.*, 2002 ; Peiró *et al.*, 2006). Hormis le diamètre des tiges sèches que nous n'avons pas relevé, ces deux autres facteurs n'ont pas semblé être essentiels lors de nos analyses. Pour les deux périodes, les variables environnementales n'expliquent qu'un faible pourcentage de la variance, tandis que la variation en termes d'abondance est assez importante entre nos sites d'étude. Il serait pertinent de prendre en compte d'autres facteurs tels que la distance à l'eau libre la plus proche et la surface totale de la roselière. Ces deux facteurs semblent fondamentaux pour cette espèce (Cramp & Perrins, 1993).

Autrefois, la Rémiz penduline nichait au sein de la Camargue en périphérie de roselières où se situaient des Ormes (*Ulmus* sp.) ou des Tamaris, ligneux sur lesquels elle construisait son nid (Hoffmann, 1958). De nos jours, cette espèce ne niche plus mais hiverne dans le sud de la France (INPN ; Flitti *et al.*, 2009). D'après nos résultats, le nombre de tiges fleuries est l'unique variable environnementale qui influe sur son abondance. De même que la Panure à moustaches et la Lusciniole à moustaches, cette espèce s'alimente dans les panicules des roseaux en consommant des araignées, des coléoptères (Kristofik *et al.*, 1993 ; Cramp & Perrins, 1993 ; Géroutet, 2010) ainsi que les graines de roseaux (Poulin comm. pers. ; INPN). De plus, celle-ci peut aussi consommer des tiques, des acariens ou des pseudoscorpions (Kristofik *et al.*, 1993). Toutefois, ces variables n'expliquent qu'un faible pourcentage de la variance et nous pouvons penser que les exigences écologiques éclectiques de la Rémiz penduline en sont la cause (Valera *et al.*, 1993).

La Gorgebleue à miroir est une espèce migratrice qui hiverne depuis peu dans le sud de la France, sans y nicher (Flitti *et al.*, 2009 ; Faune-France). En Israël et en Afrique, ses zones d'hivernage sont bien connues : elle apprécierait les habitats humides près de l'eau douce, notamment lorsqu'il y a présence d'arbustes (Shirihai *et al.*, 1996 ; Markovet & Yosef, 2005). D'après nos résultats, aucune variable environnementale étudiée n'influence significativement

l'abondance de cette espèce. Nous pouvons penser que le nombre de captures est trop faible pour trouver une influence (N=6).

Le Bruant des roseaux ssp *schoeniclus* se reproduit dans de nombreux types d'habitats, pas uniquement marécageux (Guermeur & Monnat, 1980 ; Madroño *et al.*, 2004). En Méditerranée, cette sous-espèce séjourne seulement l'hiver, puis remonte plus au nord pour nicher (Loury & Puissauve, 2016). La RDA semble traduire que cette espèce apprécie les roselières avec une bonne densité de tiges fleuries et une faible densité de tiges vertes. Le Bruant des roseaux à petit bec se nourrit principalement de graines et d'autres matières végétales durant l'hiver (Hillcoat, 1994). Nous pouvons penser qu'il trouve ses besoins dans les panicules de roseaux. Toutefois, aucune de ces variables n'impacte significativement son abondance (LMM). En conséquence, nous pouvons penser que ces résultats sont dus à sa grande capacité d'adaptation (Cramp & Perrins, 1994).

Concernant le Bruant des roseaux à gros bec, il préfère, en hiver, les roselières sans eau et avec peu de tiges sèches. Peu d'études ont analysé les exigences de cette sous-espèce en hiver, mais, d'après nos résultats, celle-ci semble plus exigeante que la sous-espèce nominale. Nous avons trouvé des résultats en accord avec d'autres études affirmant que cette sous-espèce apprécie les roselières sans, ou avec peu d'eau (Martinez-Vilalta *et al.*, 2002 ; Poulin *et al.*, 2002). D'autre part, il semblerait que l'abondance de celle-ci, en période hivernale et de nidification, soit positivement corrélée avec des roselières contenant des tiges vertes à gros diamètre. Poulin et ses collaborateurs (2002) l'ont également constaté avec le diamètre des tiges sèches, facteur que nous n'avons pas relevé. L'hypothèse a été soulevée, que son adaptation morphologique (« gros » bec) lui permette de casser les grosses tiges de roseaux pour s'alimenter d'insectes (e.g. coléoptères, larves de lépidoptères) se trouvant à l'intérieur (Isenmann, 1990 ; Goater, 1993 ; Riddington & Taylor, 1995, Copete *et al.*, 1999 ; Neto *et al.*, 2013). En outre, nous avons trouvé qu'en période de nidification, son abondance est positivement corrélée à la densité de tiges fleuries et, négativement, à la hauteur des tiges vertes. Le premier peut être expliqué par l'abondance des proies dans les panicules, pouvant constituer une part de son régime alimentaire en cette période (Cramp & Perrins, 1994) ; et le second est confirmé par Martinez-Vilalta et ses collaborateurs (2002), qui ont trouvé que le Bruant des roseaux à gros bec privilégie les roselières moins développées, avec un gros diamètre, ce qui semble corroborer nos résultats. Certains scientifiques ont trouvé qu'en Espagne l'habitat préférentiel de cette sous-espèce combine des roselières avec la présence de *Tamaris* (Atienza & Copete, 2003 ; Vera *et al.*, 2011). *A contrario*, bien que ce résultat ne soit pas significatif, nous avons trouvé une corrélation négative entre l'abondance du Bruant des roseaux à gros bec et la présence de ligneux (RDA). Dans nos analyses, les variables environnementales expliquent un

pourcentage réduit de la variance (16 % pour l'hiver et 33 % pour l'été), tandis que le facteur « site », en été, explique à lui seul près de 50 % de la variance de l'indice d'abondance. Il serait donc judicieux de relever la taille, le diamètre des tiges sèches (Poulin *et al.*, 2002) et la présence de végétation secondaire (e.g. Typha, Joncs) (Vera *et al.*, 2014).

En ce qui concerne la Rousserolle turdoïde, son abondance semble positivement corrélée avec la densité de tiges fleuries et avec un gros diamètre des tiges vertes (RDA), bien que ces résultats ne soient pas significatifs (LMM). Nous nous attendions néanmoins à trouver un impact significatif du diamètre des roseaux sur l'indice d'abondance de cette dernière, comme le signale la littérature (e.g. Cramp, 1992). Par ailleurs, la Rousserolle turdoïde semble apprécier les tiges sèches de grande taille et de gros diamètre (Poulin *et al.*, 2002), facteurs que nous n'avons pas relevés. Cette espèce étant assez lourde (27 à 40 grammes ; Demongin, 2020), elle nécessite des roseaux solides, donc larges, afin de pouvoir se percher (Cramp, 1992). Les autres études ne mentionnent pas le type de tiges mesurées. Les tiges sèches (= de l'an passé) étant souvent cassées, nous avons étudié ces mesures sur des tiges vertes. Il existe peut-être un impact différent de ces deux types de tiges de roseaux. Il semblerait que pour cette espèce, les variables relevées ne soient pas adéquates (R^2_m : 8 %), car la qualité des habitats semble être un critère très important pour cette espèce (Cramp, 1992). Cela peut s'expliquer par le fait que les femelles ne choisissent pas les mâles en fonction de leur taille, mais selon la qualité du territoire (Ille *et al.*, 1996). Par conséquent, la disponibilité alimentaire est un facteur qui permettrait de mieux expliquer et de comprendre ses exigences (Poulin *et al.*, 2002). La distance à l'eau libre la plus proche est aussi un facteur qui devrait être relevé, car elle niche préférentiellement vers ces zones (Dyrz, 1980 ; Beier, 1981 ; Ivanitskii *et al.*, 2002). Certains sites étudiés sont composés de trouées d'eau, c'est peut-être pour cela que le facteur « site » explique près de 35 % de la variance de son abondance.

L'abondance de la Rousserolle effarvate est positivement corrélée à la présence de ligneux dans des roselières comportant des tiges vertes à gros diamètre. Ces résultats corroborent ceux d'autres études (e.g. Dowsett-Lemaire & Dowsett, 1987 ; Poulin *et al.*, 2002). En effet, cette espèce choisie préférentiellement, pendant la période de nidification, des roselières avec présence de ligneux dans le but de les utiliser comme poste de chant (Dowsett-Lemaire & Dowsett, 1987) ou comme support pour leur nid (Glutz & Bauer, 1991). Si les roselières sont en bon état (pas de ligneux), alors elles choisissent, en général, un territoire en lisière pour subvenir à ses besoins avec un autre milieu (Wallace, 1983). Tout comme Poulin et ses collaborateurs (2002), nous avons trouvé que son abondance était négativement corrélée à la densité de tiges sèches. Cette espèce semble éclectique dans ses exigences écologiques (Wallace, 1983 ; Cramp, 1992) et peut se trouver dans

des habitats non optimaux pour les autres espèces étudiées (Poulin *et al.*, 2002). Comme les femelles de cette espèce choisissent les mâles en fonction de leur taille et non de la qualité du territoire, nous pouvons comprendre sa grande valence écologique (Ille *et al.*, 1996). Les variables environnementales étudiées expliquent près de 20 % de la variance de l'indice d'abondance. Il serait donc intéressant d'étudier les relations entre la Rousserolle effarvate et la Rousserolle turdoïde, car cette dernière est plus compétitive. En effet, le mâle de la Rousserolle turdoïde a tendance à chasser les individus de Rousserolle effarvate et vont jusqu'à détruire leur nid (Hoi *et al.*, 1991 ; Honza *et al.*, 1999). La taille du territoire étant supérieure chez la Rousserolle turdoïde (Báldi, 2004), plusieurs couples de Rousserolle effarvate peuvent se décantonner. Ainsi, la présence ou l'absence de la Rousserolle turdoïde pourrait être un facteur négatif influençant l'abondance de la Rousserolle effarvate.

En somme, nous avons vu que les exigences écologiques des populations de passereaux paludicoles méditerranéennes semblent moindre en hiver qu'en été. De plus, la Bouscarle de Cetti est favorisée par des roselières dégradées et la Rousserolle effarvate préfère les vieilles roselières en dégradation (corrélation positive entre son abondance et les variables : gros diamètre et ligneux). Tandis que, la majorité des autres espèces considérées comme paludicoles stricts (i.e. Lusciniole à moustaches, Panure à moustaches, Rémiz penduline et Bruant des roseaux à gros bec), semblent préférer les secteurs de vieilles roselières, avec des tiges fleuries et des tiges vertes hautes à gros diamètre. Toutefois, ces préférences sont uniquement axées sur des variables environnementales à petite échelle, n'expliquant qu'un certain (faible -7 %- ou correct -42 %- en fonction des espèces) pourcentage de la variance de l'indice de capture. Ainsi, pour plus de robustesse, il serait intéressant de relever d'autres paramètres. En effet, nous pourrions relever d'autres variables à petite échelle (e.g. la disponibilité alimentaire, la hauteur et le diamètre des tiges sèches non cassées) ou à plus grande échelle (e.g. la distance à l'eau libre la plus proche, la surface totale de la roselière, les interactions entre les espèces - compétition ou facilitation -, l'effet lisière, la diversité en micro-habitats et, enfin, le temps d'inondation annuel de la roselière) (Poulin & Lefebvre comm. pers.).

Effet gestion sur les caractéristiques des roselières

Nos résultats montrent que les différentes gestions ont un impact sur les caractéristiques des roselières. Nous avons constaté que les secteurs de « vieille roselière » (VR) possèdent typiquement des tiges vertes hautes ayant un gros diamètre. De plus, le groupe « VR » semble influencé positivement par la densité de tiges sèches. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par d'autres études (e.g. Poulin *et al.*, 2005 ; Provost *et al.*, 2013). Plus étonnant, certains secteurs de la VR semblent contenir de nombreuses tiges fleuries. Il existe néanmoins une certaine variabilité au sein de ce groupe, ce qui peut être expliqué par l'échantillonnage de plusieurs sites comprenant

des VR et de l'extrême variabilité des caractéristiques du roseau d'année en année (Zemlin *et al.*, 2000 ; Engloner, 2009). Les groupes « Vagaran » et « PalissadeBacc » sont fortement corrélés avec la présence de ligneux, signe de dégradation. En effet, en l'absence de perturbations naturelles, les phragmitaies ont tendance à subir un atterrissement, donnant lieu à l'installation de plantes ligneuses (Provost *et al.*, 2013). Ainsi, les gestions anthropiques ont pour objectif, en créant des perturbations artificielles, de pallier à la fermeture du milieu (Burgess & Evans, 1989). Le secteur « PalissadeBacc » est aussi représenté par des tiges vertes hautes et de gros diamètre, au contraire du secteur « Vagaran ». Ce phénomène est expliqué par le stade de dépérissement de la roselière. En effet, ce premier est un secteur de VR qui se dégrade depuis peu, tandis que le Vagaran est plus avancé dans son dépérissement. Lorsque la roselière se dégrade, nous observons une diminution de la hauteur et du diamètre des tiges vertes, expliquant la différence entre ces deux secteurs.

Les secteurs coupés et pâturés ne sont pas caractérisés par la densité de tiges fleuries. Ces résultats semblent cohérents pour le secteur pâturé, car l'inflorescence du roseau est une source d'alimentation que le bétail privilégie. Cependant, nous nous attendions à retrouver une forte densité de tiges fleuries dans les secteurs coupés. De plus, nos résultats corroborent d'autres études démontrant que les secteurs coupés et pâturés sont influencés positivement par une forte densité de tiges vertes et, négativement, par la densité de tiges sèches (Provost *et al.*, 2013). En outre, les tiges vertes présentes dans ces deux secteurs semblent plus petites et avec un plus faible diamètre que le groupe « VR ». Lorsque le secteur est coupé (en hiver), plus aucun roseau n'est présent sur la zone. Au printemps, les tiges vont repousser et seront, par conséquent, des tiges de l'année (=tiges vertes). La repousse est alors homogène, au contraire du pâturage qui crée une structure hétérogène dans la roselière (Vollot & Mézier, résultats non publiés). Le piétinement, causé par les animaux qui se déplacent, induit une ouverture du milieu et la formation d'îlots (« touradons »). Les Phragmites étant aussi renouvelés par le piétinement et l'alimentation des animaux, la roselière contient, lorsqu'elle a le temps de se régénérer, de nombreuses tiges vertes (Rozé, 1993 ; Provost *et al.*, 2013). Toutefois, bien que la corrélation avec la densité de tiges vertes se ressemble, la structure de la roselière est différente (homogénéité et hétérogénéité des repousses) et, par conséquent, les espèces présentes aussi (Schmidt *et al.*, 2005). Par ailleurs, des scientifiques ont mis en relief un effet négatif de la coupe sur l'abondance des passereaux paludicoles (Schmidt *et al.*, 2005 ; Provost *et al.*, 2013). En effet, cette gestion fait disparaître l'habitat favorable pour les hivernants et pour les nicheurs précoces (roseaux encore trop petits pour accueillir les passereaux paludicoles). Cependant, les nicheurs tardifs (e.g. les Rousserolles) peuvent utiliser ces zones (Schmidt *et al.*, 2005). En ce qui concerne les roselières pâturées (i.e. hétérogènes), celles-ci sont représentées par une mosaïque d'habitats différents, permettant l'installation de nombreuses autres espèces

végétales (Provost *et al.*, 2013). En effet, le bétail privilégie comme alimentation le Phragmite, laissant se développer d'autres espèces végétales (e.g. *Juncus* sp.) (Rozé, 1993). Certaines touffes de roseaux sont laissées par les animaux, permettant l'installation de quelques individus (Provost *et al.*, 2013). La gestion par pâturage extensif semble moins nuisible pour les passereaux paludicoles nicheurs que la sagne (Provost *et al.*, 2013).

Préconisations de gestion pour la conservation des passereaux paludicoles méditerranéens

Nous avons mis en exergue l'importance des vieilles roselières dans la conservation des passereaux paludicoles méditerranéens menacés. Les secteurs pâturés et coupés semblent être des habitats sub-optimaux pour ces espèces. Toutefois, ces deux modes de gestion permettent de rajeunir les milieux et de diversifier les habitats d'une phragmitaie (Provost *et al.*, 2013). De plus, les roselières gérées contiennent normalement une forte densité de tiges fleuries constituées de graines, source d'alimentation de plusieurs passereaux paludicoles en hiver (e.g. Rémiz penduline, Panure à moustaches) (Cramp & Perrins, 1993 ; Cramp & Perrins, 1994 ; Provost *et al.*, 2013). Au printemps, de nombreuses espèces de passereaux paludicoles fréquentent les roselières gérées par l'Homme, non pas pour la nidification, mais dans l'objectif de s'alimenter (Baldi & Moskat, 1995). Or, la coupe du roseau sur des petites zones permet d'augmenter, à l'échelle paysagère, la richesse spécifique en arthropodes en accroissant l'hétérogénéité des habitats (Schmidt *et al.*, 2005).

Une gestion optimale prend en compte les aspects environnementaux, économiques et sociaux (Barrow, 2006 ; Beaupré *et al.*, 2008). La gestion « pâturage » permet aux exploitants de placer leurs animaux dans des habitats propices avec une alimentation abondante. La sagne est souvent à caractère économique, nous conseillons ainsi de laisser des touffes de roseaux qui permettront l'installation de passereaux paludicoles et d'abriter des arthropodes. En effet, d'après la théorie « source-puits », développée en 1988 par Pulliam, les touffes laissées permettraient aux arthropodes de recoloniser les zones sagnées (Schmidt *et al.*, 2005). Malgré l'impact négatif de la coupe et du pâturage sur la nidification des passereaux paludicoles, le meilleur compromis serait de favoriser une mosaïque de parcelles coupées, pâturées et de vieilles roselières. Dans l'idéal, la zone de vieille roselière serait de plus grande surface que les zones pâturées et sagnées.

Bien que nos hypothèses aient été validées et que nos résultats soient majoritairement en accord avec d'autres études, nous pourrions augmenter le nombre de données ainsi que celui des variables à relever, dans le but d'améliorer les connaissances sur les exigences écologiques des passereaux paludicoles méditerranéens. Enfin, pour une meilleure compréhension et une plus grande fiabilité de ces dernières, il serait intéressant de calculer des valeurs seuils (des variables environnementales) permettant la conservation des espèces vulnérables, tout en maintenant une utilisation socio-économique de la roselière.

Références

Bibliographie

- Atienza, J. C., & Copete, J. L. (2003).** Escribano palustre *Emberiza schoeniclus*. Atlas de las aves reproductoras de España.
- Ausden, M. (2007).** Habitat management for conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press on Demand.
- Assessment, M. E. (2005).** Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute.
- Baldi, A., & Moskat, C. (1995).** Effect of reed burning and cutting on breeding bird communities. Integrating people and wildlife for a substantial future, Allen Press, Lawrence, Kansas, 637-642.
- Báldi, A. (2001).** Factors influencing passerine bird communities breeding in a changing marshland.
- Báldi, A. (2004).** Area requirements of passerine birds in the reed archipelago of Lake Velence, Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **50**(1), 1-8.
- Barrow, C. (2006).** Environmental management for sustainable development. Routledge.
- Beaman, M., Madge, S., Harris, A., Hayman, P., Tucker, L., & Zetterström, D. (1999).** The Handbook of Bird Identification for Europe and the Western Palearctic. *British Birds*, **92**, 101-104.
- Beaman, M., Madge, S. (2010).** The handbook of bird identification: for Europe and the western Palearctic. A&C Black.
- Beaupré, D., Cloutier, J., Gendron, C., Jiménez, A., & Morin, D. (2008).** Gestion des ressources humaines, développement durable et responsabilité sociale. *Revue internationale de psychosociologie*, **14**(33), 77-140.
- Bednekoff, P. A., & Houston, A. I. (1994).** Optimizing fat reserves over the entire winter: a dynamic model. *Oikos*, 408-415.
- Beier, J. (1981).** Untersuchungen an Drossel- und Teichrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*, *A. scirpaceus*): Bestandsentwicklung, Brutbiologie, Ökologie. *Journal für Ornithologie*, **122**(3), 209-230.
- Bellavance, M. È. (2007).** Compétition interspécifique et plasticité morphologique chez *Phragmites australis* et le complexe *Typha latifolia*-*Typha angustifolia*.

- Beltrame, C., Perennou, C., & Guelmami, A. (2015).** Évolution de l'occupation du sol dans les zones humides littorales du Bassin méditerranéen de 1975 à 2005. *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography*, (125), 97-111.
- Best, L. B., Bergin, T. M., & Freemark, K. E. (2001).** Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *The Journal of wildlife management*, 442-449.
- Bibby, C. J. (1981).** Food supply and diet of the Bearded Tit. *Bird Study*, **28**(3), 201-210.
- Bibby, C. J., & Lunn, J. (1982).** Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation*, **23**(3), 167-186.
- Bibby, C.J. (1983).** Studies of west Palearctic birds, 186: Bearded Tit. *British Birds* **76**: 549-563.
- BirdLife International. (2018).** *Acrocephalus melanopogon*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T22714693A131328180.
- Blondel, J. (1975).** L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique I. la méthode des échantillonnages fréquents progressifs (EFP). *La terre et la vie*.
- Bobbink, R., Whigham, D. F., Beltman, B., & Verhoeven, J. T. (2006).** Wetland functioning in relation to biodiversity conservation and restoration. In *Wetlands: Functioning, biodiversity conservation, and restoration* (pp. 1-12). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018).** Canonical ordination. In *Numerical ecology with R* (pp. 203-297). Springer, Cham.
- Boussioud-Corbieres, F., & Savoure, B. (1978).** Contribution à l'étude des ceintures de végétation d'une lagune continentale du nord de la Tunisie (lac ischkeul). *Hydrobiologia*, **58**(1), 25-32.
- Brichetti, P., & Grattini, N. (2008).** Distribuzione, consistenza ed evoluzione delle popolazioni di basettino *Panurus biarmicus* nidificanti in Italia nel periodo 1980-2006. *Avocetta*, **32**, 47-53.
- Burgess, N., Evans, C. (1989).** Management case study : the management of reedbeds for birds. R.S.P.B. : 78 p
- Coops, H., & Van der Velde, G. (1996).** Effects of waves on helophyte stands: mechanical characteristics of stems of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic botany*, **53**(3-4), 175-185.
- Copete, J. L., Mariné, R., Bigas, D., & Martínez-Vilalta, A. (1999).** Differences in wing shape between sedentary and migratory Reed Buntings *Emberiza schoeniclus*. *Bird Study*, **46**(1), 100-103.
- Collingham, Y. C., & Huntley, B. (2000).** Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications*, **10**(1), 131-144.

Corolla, J.P., Kupfer, M. (2019). in : DORIS, 29/03/2019 : *Phragmites australis* (Cav.) Steud., <https://doris.ffessm.fr/ref/specie/446>

Coste, H. (1937). Flore descriptive et illustrée de la France de la Corse et contrées limitrophes. Paris-Librairie des Sciences et des Arts.

Couturier, T., Tillion-lacazale, L., Besnard, A., Astruc, G., & Cheylan, M. (2014). Déclin d'une population de Tortue d'Hermann (*Testudo hermanni hermanni* Gmelin, 1789) en milieu forestier. Effets combinés de plusieurs facteurs anthropiques. *Revue d'écologie*.

Cramp, S. (1988). The Birds of the Western Palearctic Vol. V.

Cramp, S. (1992). The Birds of the Western Palearctic Vol. VI.

Cramp, S., Perrins, C M. (1993). The Birds of the Western Palearctic Vol. VII.

Cramp, S., Perrins, C M. (1994). The Birds of the Western Palearctic Vol. IX.

Daviaud E. (2014). Evaluation des états de conservation des habitats de reproduction d'oiseaux paludicoles patrimoniaux en roselières méditerranéennes. Application sur l'étang de Vendres. Mémoire, Université Montpellier II, CEN L-R, SMDA, 67p.

Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, **65**(10), 934-941.

Demongin L. (2020). Guide d'identification des oiseaux en main. 2^{ème} édition. Les 305 espèces les plus bagueées en Europe de l'Ouest. Beauregard-Vendon.

Dowsett-Lemaire, F., & Dowsett, R. J. (1987). European Reed and Marsh Warblers in Africa: migration patterns, moult and habitat. *Ostrich*, **58**(2), 65-85.

Dyrcz, A. (1980). Breeding ecology of great reed warbler *Acrocephalus arundinaceus* at fish-ponds in SW Poland and lakes in NW Switzerland. *Acta Ornithol*, **18**, 307-334.

Engloner, A. I. (2009). Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*)—A review. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, **204**(5), 331-346.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, **34**(1), 487-515.

Flather, C. H., & Bevers, M. (2002). Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *The American Naturalist*, **159**(1), 40-56.

Flitti, A., Kabouche, B., Kayser, Y., Oliosio, G. (2009). Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur. LPO PACA. Delachaux et Nieslé, Paris.

- Foppen, R. P. B., Ter Braak, C. J. F., Verboom, J., & Reijnen, R. (1999).** Dutch sedge warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West-African rainfall: empirical data and simulation modelling show low population resilience in fragmented marshlands. *Ardea*, **87**(1), 113-127.
- Francon, A. (2011).** Plan de gestion du site naturel protégé du marais de Valette à Hoste, Leyviller et St-Jean-Rohrbach (57) (Doctoral dissertation, UHP-Université Henri Poincaré; INPL-Institut National Polytechnique de Lorraine).
- Fraser, L. H., & Keddy, P. A. (Eds.). (2005).** The world's largest wetlands: ecology and conservation. Cambridge University Press.
- Géroudet, P. (2010).** Les passereaux d'Europe. Delachaux et Niestlé.
- Gibbs, J. P. (2000).** Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation biology*, **14**(1), 314-317.
- Glutz, V. B. U., & Bauer, K. M. (1991).** Handbuch der vögel mitteleuropas, band 12/I, Passeriformes (3. Teil). *Aula, Wiesbaden*.
- Goater, B. (1993).** *Archanara geminipunctata*, *Phragmites australis* and reed buntings. *The Eartheatch Europe S'Albufera Project Report*, **4**, 66-71.
- Godinho, C., Rabaça, J. E., & Segurado, P. (2010).** Breeding bird assemblages in riparian galleries of the Guadiana River basin (Portugal): the effect of spatial structure and habitat variables. *Ecological research*, **25**(2), 283-294.
- Graveland, J. A. A. P. (1998).** Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *ARDEA-WAGENINGEN-*, **86**, 187-201.
- Guermeur, Y & Monnat, J-Y. (1980).** Histoire et Geographie des oiseaux nicheurs de Bretagne. Ministère de l'environnement.
- Hanski, I., Moilanen, A., & Gyllenberg, M. (1996).** Minimum viable metapopulation size. *The American Naturalist*, **147**(4), 527-541.
- Harvey, W. G. (1977).** Cetti's Warblers in east Kent in 1975. *British Birds*, **70**(3), 89-95.
- Haslam, S.M. (1992).** *Phragmites australis* Trin., *Journal of Ecology*, **60**, pp. 585-610
- Hawke, C., & José, P. (1996).** Reedbed management for commercial and wildlife interests. Royal Society for the Protection of Birds.
- Heimlich, R. E. (1998).** Wetlands and agriculture: Private interests and public benefits (No. 765). US Department of Agriculture, Economic Research Service.
- Hervé, M. (2020).** Aide-mémoire de statistique appliquée à la biologie. Constr Son Étude Anal Résultats à l'aide du logiciel R.

- Hoffmann, L. (1958).** Br. Birds, **51**, 321-50.
- Hoi, H., Eichler, T., & Dittami, J. (1991).** Territorial spacing and interspecific competition in three species of reed warblers. *Oecologia*, **87**(3), 443-448.
- Honza, M., Moksnes, A., Roskaft, E., Stokke, B., Rudolfson, G. (1999).** Effect of great reed warbler *Acrocephalus arundinaceus* on the reproductive tactics of the reed warbler *A. scirpaceus*. *Ibis*, **141**(3), 489-493.
- Kristofik, J., Masan, P., Sustek, Z., & Gajdos, P. (1993).** Arthropods in the nests of penduline tit (*Remiz pendulinus*). *BIOLOGIA-BRATISLAVA*-, **48**, 493-493.
- Haslam, S.M. (1992).** *Phragmites australis* Trin., Journal of Ecology, **60**, pp. 585-610
- Ille, R., Hoi, H., & Kleindorfer, S. (1996).** Brood predation habitat characteristics and nesting decisions in *Acrocephalus scirpaceus* and *A-palustris*. *Biologia*, **51**(2), 219-225.
- Isenmann, P. (1990).** Comportement alimentaire original chez le Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus witherbyi*) sur l'île de Majorque. *Nos Oiseaux*, **40**, 308.
- Ivanitskii, V. V., Marova, I. M., & Kvartal'nov, P. V. (2002).** Structure and dynamics of multispecies reed warbler community *Acrocephalus* (Passeriformes, Sylviidae) in steppe lakes, **81**(7), 833-840.
- Julve, P. (2009).** La valence écologique des plantes et son utilisation en bioindication. Les indicateurs des milieux tourbeux et zones humides associées.
- Julve, Ph. (2020).** - Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France.
- Le Barz C., Michas M. & C. Fouque. (2009).** Les roselières en France métropolitaine : premier inventaire (1998-2008) – Faune Sauvage, 2009, 283 : 14-26.
- Legendre, P., & Legendre, L. F. (2012).** Numerical ecology. Elsevier.
- Loury, P. Puissauve R. (2016).** Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Bruant des roseaux, *Emberiza schoeniclus* (Linnaeus, 1758). Service du patrimoine naturel du MNHN & Onema.
- Lovette, I. J., & Fitzpatrick, J. W. (Eds.). (2016).** Handbook of bird biology. John Wiley & Sons.
- Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C. (Eds.) (2004).** Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Maltby, E., & Barker, T. (Eds.). (2009).** The Wetlands Handbook, 2 Volume Set. John Wiley & Sons.

- Markovets, M., & Yosef, R. (2005).** Phenology, duration and site fidelity of wintering bluethroat (*Luscinia svecica*) at Eilat, Israel. *Journal of Arid Environments*, **61**(1), 93-100.
- Martínez-Vilalta, J., Bertolero, A., Bigas, D., Paquet, J. Y., & Martínez-Vilalta, A. (2002).** Habitat selection of passerine birds nesting in the Ebro Delta reedbeds (NE Spain): management implications. *Wetlands*, **22**(2), 318.
- Mathevet, R. (1999).** Les mesures agri-environnementales relatives à l'exploitation des roselières du delta du Rhône. *Méditerranée*, **93**(4), 35-39.
- Marra, P. P., Hobson, K. A., & Holmes, R. T. (1998).** Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science*, **282**(5395), 1884-1886.
- Maurer, B. A. (1986).** Predicting habitat quality for grassland birds using density-habitat correlations. *The Journal of wildlife management*, 556-566.
- Médail, F., & Quézel, P. (1999).** Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation biology*, **13**(6), 1510-1513.
- Morganti, M., Manica, M., Bogliani, G., Gustin, M., Luoni, F., Trotti, P., Brambilla, M. (2019).** Multi-species habitat models highlight the key importance of flooded reedbeds for inland wetland birds: implications for management and conservation. *Avian Research*, **10**(1), 1-13.
- Musil, P. (2000).** Monitoring of waterbird breeding populations in the Czech Republic (1988-1997). *Vogelwelt-Berlin-*, **120**, 253-256.
- Neto, J. M., Gordinho, L., Belda, E. J., Marín, M., Monrós, J. S., Fearon, P., & Crates, R. (2013).** Phenotypic divergence among West European populations of reed bunting *Emberiza schoeniclus*: the effects of migratory and foraging behaviours. *PloS one*, **8**(5), e63248.
- Nie, H. D., & Jansen, A. E. (1988).** De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. *RIN-rapport*, **88**(54), 18.
- Olivieri, I., & Vitalis, R. (2001).** La biologie des extinctions.
- Ostendorp, W. (1989).** 'Die-back' of reeds in Europe a critical review of literature. *Aquatic Botany*, **35**(1), 5-26.
- Peach, W., Baillie, S., & Underhill, L. (1991).** Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. *Ibis*, **133**(3), 300-305.
- Peiró, I. G., Robledano, F., & Esteve, M. A. (2006).** The effect of age and sex on wing morphology and body size of the Bearded Tit *Panurus biarmicus* in relation to complete moult. *Ringing & Migration*, **23**(2), 101-106.
- Pôle-relais lagunes méditerranéennes. (2014).** Méthodes et outils de diagnostic des roselières méditerranéennes françaises en faveur de l'avifaune paludicole. Recueil d'expériences. 34p.

- Poulin, B. (2001).** Introduction: Reedbed management and conservation in Europe. *Wildlife land and people: Priorities for the 21th century*. The Wildlife Society, *Bethesda, Maryland, USA*, 378-381.
- Poulin, B., Lefebvre, G., & Mauchamp, A. (2002).** Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological conservation*, **107**(3), 315-325.
- Poulin, B., Lefebvre, G., & Mathevet, R. (2005).** Habitat selection by booming bitterns *Botaurus stellaris* in French Mediterranean reed-beds. *Oryx*, **39**(3), 265-274.
- Provost, P., Klein, A. C., Prodon, R., & Julliard, R. (2013).** Effet de la coupe hivernale et du pâturage sur la nidification des passereaux paludicoles dans la phragmitaie de l'estuaire de la seine. *alauda (dijon)*, **81**(1), 67-73.
- Pulliam, H. R. (1988).** Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, **132**(5), 652-661.
- Riddington, R., Taylor, R. (1995).** Estudis sobre l'Hortolà de canyar (*Emberiza schoeniclus*) i altres passeriformes a s'Albufera. Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca, **2**: 35-44.
- RNCFS, ONCFS & LPO Champagne-Ardenne. (2015).** Suivi des passereaux paludicoles nicheurs sur la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage du lac du Der et des étangs d'Outines et d'Arrigny.
- Rozé, F. (1993).** Successions végétales après pâturage extensif par des chevaux dans une roselière. *Bulletin d'écologie*, **24**(2-4), 203-209.
- Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B., & Tschardtke, T. (2005).** Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biological Conservation*, **121**(2), 157-166.
- Shirihai, H., Dovrat, E., Christie, D. A., & Harris, A. (1996).** The birds of Israel (pp. 503-506). London: Academic Press.
- Simms, E. (1985).** British Warblers. London: Collins.
- Sinnassamy J.M. & Mauchamp A. (2000).** Roselières : gestion fonctionnelle et patrimoniale. ATEN edit., fondation EDF, Réserves Naturelles de France & Station Biologique de la Tour du Valat publ., cahier Technique 63, 96p.
- Sutherland, W. J., Newton, I., & Green, R. (2004).** Bird ecology and conservation: a handbook of techniques (Vol. 1). OUP Oxford.
- Sutherland, W. J. (2008).** The conservation handbook: research, management and policy. John Wiley & Sons.

Tanneberger, F., Bellebaum, J., Fartmann, T., Haferland, H. J., Helmecke, A., Jehle, P., & Sadlik, J. (2008). Rapid deterioration of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* habitats at the western margin of the breeding range. *Journal of Ornithology*, **149**(1), 105-115.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.

Ter Braak CJF. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**: 1167-1179.

UICN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2016). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. Paris, France.

Valera, F., Rey, P., Sanchez-Lafuente, A. M., & Muñoz-Cobo, J. (1993). Expansion of Penduline Tit (*Remiz pendulinus*) through migration and wintering. *Journal für Ornithologie*, **134**(3), 273-282.

Van der Putten, W. H. (1997). Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993–1994). *Aquatic Botany*, **59**(3-4), 263-275.

Vera, P., Belda, E. J., Kvist, L., Encabo, S. I., & Monrós, J. S. (2011). Habitat preference of endangered eastern Iberian Reed Buntings *Emberiza schoeniclus witherbyi*. *Bird Study*, **58**(3), 238-247.

Vera, P., Belda, E.J., Kvist, L., Encabo, S.I., Marín, M. & Monrós, J.S. (2014). Habitat Preferences for Territory Selection by the Endangered Eastern Iberian Reed Bunting *Emberiza Schoeniclus witherbyi*. *Ardeola*, Vol. **61**, Iss.1, pp. 97- 110

Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A., & Gregory, R. D. (2010). Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost. *BOU Proceedings–Lowland Farmland Birds III*.

Wallace, D. (1983). The breeding birds of the Azraq Oasis and its desert surround, Jordan, in the mid-1960s. *Sandgrouse*, **5**, 1-18.

Ward, D. (1992). Reedbeds for Wildlife. RSPB, University of Bristol.

Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **30**, 39-74.

Zemlin, R., Kühl, H., & Kohl, J. G. (2000). Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*). *Wetlands Ecology and Management*, **8**(6), 447-457.

Sitographie

CRBPO. <https://crbpo.mnhn.fr/>

INPN. <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

Vigie-Nature. <http://www.vigienature.fr/>

Table des illustrations

Figure 1. Cartographie d'un échantillon du pourtour méditerranéen (France) représentant l'emplacement des sites étudiés.	5
Tableau 1. Sites et gestions (avec leur acronyme) utilisés pour la partie 2. La Cure ne possède pas de roselière expérimentale.....	6
Tableau 2. Passereaux paludicoles méditerranéens. Le nom du CRBPO désigne le code de baguage. Les dates de présence sont renseignées par les données du bagueur Benjamin Vollet et par la base de données Faune France.	7
Tableau 3. Moyennes, écarts types, minimums et maximums des variables environnementales mesurées dans les quadras des 9 secteurs (parmi les 5 sites) sélectionnés pour cette étude. L'eau est un facteur que nous avons relevé lors des sessions de capture.	8
Tableau 4. Synthèse des différentes données utilisées pour les espèces, sites, années et périodes analysées. Les analyses statistiques utilisées sont précisées. N = nombre. pas.palu = passereaux paludicoles étudiés.	11
Figure 2. Evolution de l'indice annuel, entre 2011 et 2019, de capture des passereaux paludicoles sur un échantillon de 20 sites du pourtour méditerranéen. La courbe en pointillées rouge correspond à la courbe de tendance de la moyenne ($R^2 : 0.86$).	12
Figure 3. Diagramme d'ordination d'une analyse de redondance (RDA) représentant l'abondance d'espèces paludicoles estivantes sur le pourtour méditerranéen, en relation avec les variables environnementales. En rouge les variables environnementales ayant un impact significatif (P -value < 0.05). Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.....	12
Tableau 5. Influences positive (+) ou négative (-) des différentes variables impactant l'abondance d'espèces paludicoles estivantes sur le pourtour méditerranéen. Significativités : $<0.1 < . < 0.05 < * < 0.01 < ** < 0.001 < *** < 0$. Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.	13
Figure 4. Diagramme d'ordination d'une analyse de redondance (RDA) représentant les abondances d'espèces paludicoles hivernantes sur le pourtour méditerranéen, en relation avec les variables environnementales. En rouge les variables environnementales ayant un impact significatif (P -value < 0.05) et en noir non significatif (P -value > 0.05). Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.....	14
Tableau 6. Influences positive (+) ou négative (-) des différentes variables impactant l'abondance des espèces paludicoles hivernantes sur le pourtour méditerranéen. Significativités : $0.1 < . < 0.05 < * < 0.01 < ** < 0.001 < *** < 0$. Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.	15
Tableau 7. Coefficient de détermination R^2 , donnant la proportion de variance expliquée par les variables environnementales (R^2 marginal : R^2m) ainsi que variables environnementales + facteur aléatoire (ici les sites) (R^2 conditionnel : R^2c) pour les espèces paludicoles hivernantes (A) et estivantes (B) sur le pourtour méditerranéen.	15
Figure 5. Représentation graphique « biplot » de l'analyse mixte mettant en relation la gestion des différents secteurs avec les variables environnementales. « VR » : Vieille Roselière, « PalissadeBacc » : secteur du site palissade colonisé par les <i>Baccharis</i> , « Vagaran » : site des Salines colonisé par les <i>Tamarix</i> . En rouge sont représentées les variables environnementales. Les acronymes des variables sont donnés dans le tableau 3.....	17

Résumé

Les Zones Humides subissent de nombreuses perturbations, anthropiques ou naturelles, qui mettent en péril leur existence. Les roselières méditerranéennes sont souvent gérées à des fins socio-économiques (pâturage, coupe du roseau appelée « sagne », abandon, gestion de l'eau à des fins cynégétiques ou piscicoles). Ces gestions ont un impact sur les caractéristiques des roselières et, par conséquent, sur son cortège avifaunistique. Dans cette étude, nous avons analysé, à l'aide de données de baguage, la tendance des populations de passereaux paludicoles en Méditerranée. Nous avons montré que ces populations ont subi un déclin de près de 40 % entre 2011 et 2019. Certaines de ces espèces apparaissent sur les listes rouges avec des statuts défavorables. Ainsi, les roselières constituent un enjeu fort de conservation en France. Dans le but de favoriser un compromis entre conservation patrimoniale et usages socio-économiques, nous avons corrélé l'abondance de certaines de ces espèces, pendant la période hivernale et de nidification, avec les caractéristiques des roselières gérées. Nous avons trouvé que les exigences écologiques variaient en fonction de la saison et des espèces. L'abondance des espèces spécialistes était positivement corrélée avec des caractéristiques de vieilles roselières, c'est-à-dire avec une certaine densité de tiges fleuries et des tiges vertes hautes ayant un diamètre conséquent. Les vieilles roselières semblent ainsi avoir un rôle non négligeable pour la conservation des espèces spécialistes. Toutefois, une gestion optimale d'un habitat nécessite de prendre en compte les aspects sociaux, environnementaux et économiques de celui-ci. Nous préconisons, ainsi, de favoriser une mosaïque de parcelles coupées, pâturées et de roselières vieillissantes, permettant le maintien de l'utilisation de la roselière, mais également la conservation des espèces vulnérables. Il serait intéressant de calculer des valeurs seuils des variables environnementales, afin que les exploitants appréhendent mieux les exigences écologiques et adoptent une gestion plus adéquate sur les roselières.

Mots clés : Caractéristiques des roselières, *Phragmites australis*, Gestion des habitats, Avifaune paludicole, Valence écologique.

Abstract

Wetlands are subject to numerous disturbances, both anthropic and natural, which jeopardize their existence. Mediterranean reedbeds are often managed for socio-economic purposes (grazing, reed cutting called "sagne", abandonment, water management for hunting or fish farming). Such management has an impact on the characteristics of the reed beds and consequently on its avifaunistic procession. In this study, we have analysed, using ringing data, the trend of malaria passerine populations in the Mediterranean. We have shown that those populations have declined by almost 40% between 2011 and 2019. Some of those species appear on red lists with unfavourable status. Thus, reedbeds constitute a strong conservation issue in France. In order to encourage a compromise between heritage conservation and socio-economic uses, we have correlated the abundance of some of those species, during the winter and nesting period, with the characteristics of the reedbeds managed. We found that ecological requirements varied by season and species. The abundance of specialist species was positively correlated with characteristics of old reedbeds, i.e. with a certain density of flowering stems and tall green stems with a large diameter. Old reedbeds thus appear to have a significant role in the conservation of specialist species. However, optimal management of a habitat requires considering its social, environmental, and economic aspects. We therefore recommend promoting a mosaic of cut, grazed plots and aging reedbeds, which allows the continued exploitation of the reedbed, but also the conservation of vulnerable species. It would be interesting to calculate threshold values for environmental variables, so that the operators can have a better understanding of the ecological requirements and adopt more appropriate management of the reed beds.

Keywords: Reedbed characteristics, *Phragmites australis*, Habitat management, Malaria birdlife, Ecological Valence.