Faune-PACA Publication n°80

Comparaison 2014/2018 des densités et tailles de populations de six espèces d'oiseaux remarquables de Provence dans la Zone de Protection Spéciale des Alpilles

www.faune-paca.org
Le site des naturalistes de la région PACA

Décembre 2018

Life des Alpilles — Parc naturel régional des Alpilles — LPO — AGIR pour la BIODIVERSITÉ Provence-Alpes-Côte d'Azur — FRANCE ROCHA Espoir et Conservation

Comparaison 2014/2018 des densités et tailles de populations de six espèces d'oiseaux remarquables de Provence dans la Zone de Protection Spéciale des Alpilles

Mots clés : LIFE+ Alpilles, Passereaux, Engoulevent d'Europe, Petit-duc scops, densités, populations.

Auteurs : Justine Mézier & Aurel Gallois

Citation : MEZIER, J. & GALLOIS, A. (2018). Comparaison 2014/2018 des densités et tailles de populations de six espèces d'oiseaux remarquables de Provence dans la Zone de Protection Spéciale des Alpilles. LPO PACA/LIFE+ ALPILLES/PNRA/A ROCHA, *Faune-PACA Publication n°80 : 66 pp +* annexes.

RESUME

Au cours de l'année 2018, dans le cadre du LIFE Alpilles, la Ligue pour la Protection des Oiseaux de Provence-Alpes-Côte d'Azur (LPO PACA), avec la collaboration du Parc Naturel Régional des Alpilles (PNRA) et d'A ROCHA, a renouvelé le suivi porté sur six espèces d'oiseaux remarquables de la ZPS des Alpilles. Les objectifs de cette étude ont été de déterminer des densités pour chaque espèce, au sein des différents habitats des Alpilles mais aussi d'estimer la taille de ces populations pour l'ensemble de la ZPS, quatre ans après l'étude initialement réalisée, afin d'évaluer l'évolution de ces populations au cours du temps.

L'évaluation quantitative de la taille des populations de passereaux et d'Engoulevent d'Europe dans le massif des Alpilles a mené à des résultats mitigés. Excepté pour le Bruant ortolan qui peut être considéré comme éteint localement, la méthode utilisée nous a permis de confirmer le bon état des populations d'Alouette lulu et d'Engoulevent d'Europe, dont les densités peuvent être considérées comme stables. La Fauvette pitchou présente même des densités supérieures aux autres résultats connus, renforçant l'idée d'une forte population dans les Alpilles. Toutefois, l'amplitude des intervalles de confiance implique de prendre les résultats actuels avec parcimonie. La population de Pipit rousseline semble plutôt être en bon état en 2018, contrairement à ce qui était annoncé après l'état des lieux 2014. Nos analyses statistiques ont également pu confirmer la plupart des préférences écologiques en terme d'habitat de ces espèces. Néanmoins, l'Engoulevent d'Europe et le Pipit rousseline semblent plus généralistes qu'attendu. Enfin, le Petit-duc scops s'est révélé plus abondant qu'en 2014 avec un minimum de 42 mâles chanteurs en zones favorables. Ces oiseaux se concentrent préférentiellement en zones urbaines et périurbaines bien qu'une extension de leur territoire de chasse soit possible.

SOMMAIRE

RESUME 3
SOMMAIRE 3
1. Introduction 4
2. Matériel et méthodes 8
2.1. Modèles biologiques 8
2.1.a. L'Alouette lulu *Lullula arborea* 8
2.1.b. La Fauvette pitchou *Sylvia undata* 8
2.1.c. Le Pipit rousseline *Anthus campestris* 9
2.1.d. Le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* 9
2.1.e. L'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus* 10
2.1.f. Le Petit-duc scops *Otus scops* 10
2.2. Méthodologie des points d'écoute 11
2.2.a. Passereaux 11
2.2.b. Engoulevent d'Europe 13
2.2.c. Petit-duc scops 14
2.3. Analyses statistiques 15
3. Résultats 17
Comparaisons 2014-2018 17
3.1. Espèce 1 : Fauvette pitchou 17
3.2. Espèce 2 : Alouette lulu 24
3.3. Espèce 3 : Pipit rousseline 29
3.4. Espèce 4 : Bruant ortolan 31
3.5. Espèce 5 : Engoulevent d'Europe 32
3.6. Espèce 6 : Petit-duc scops 35
4. Discussion 38
5. Conclusion 57
6. Remerciements 58
7. Bibliographie 58
Annexes 64
Partenaires 66
La faune de la région PACA 66
Le projet www.faune-paca.org 66
Faune-PACA Publication 66

1. Introduction

Les activités anthropiques, en perpétuelle croissance, altèrent notre planète et exercent de multiples pressions sur l'environnement. Parmi les nombreuses altérations d'origine anthropique, la transformation et l'artificialisation de la surface du sol ainsi que le changement climatique apparaissent comme les formes les plus extrêmes de modifications de l'environnement et constituent une menace majeure pour la faune et la flore sauvage (Vitousek, 1997 ; Grimm *et al.* 2008 ; Chamberlain *et al.* 2009).
Les vertébrés, et en particulier les mammifères et les oiseaux sont particulièrement touchés par cette érosion de la biodiversité, et témoignent des plus forts taux d'extinction d'espèces du règne animal (Teyssèdre *et al*. 2004).
A titre d'exemple, deux récentes études françaises (*Suivi Temporel des Oiseaux Communs, MNHN* ; Bretagnolle *et al.* 2018) ont fait état d'une chute vertigineuse des effectifs d'oiseaux des campagnes. En moyenne, les populations d'oiseaux des milieux agricoles comme l'Alouette des champs *Alauda arvensis* ou encore le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* se sont réduites d'un tiers en quinze ans. Cette diminution s'est accélérée au cours des deux dernières années et est en partie liée à l'intensification des pratiques agricoles de ces vingt-cinq dernières années (Donald *et al.* 2001).
De manière plus générale, les populations d'oiseaux sont en déclin sur une grande partie du globe et, si ce phénomène inquiète, c'est parce que les oiseaux jouent un rôle majeur au sein des écosystèmes. Ils consomment entre autres les insectes nuisibles à l'agriculture, disséminent les graines destinées à la reforestation et pollinisent les plantes (Viana *et al.* 2016).

Dans ce contexte, la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, considérée comme un hotspot de biodiversité, a un rôle majeur à jouer concernant la protection de l'avifaune. En effet, la région abriterait près de 90% des espèces d'oiseaux de France métropolitaine (CEN PACA, 2016), dont beaucoup d'espèces menacées par les activités humaines.

Le massif des Alpilles fait partie de ces hotspots incontournables de la région. Il s'agit d'une chaîne montagneuse de faible altitude située au cœur de la Provence, entre les villes d'Arles, d'Avignon et Salon de Provence. Prolongement géologique des Alpes dont il tire son nom et du Luberon, ce massif est ceinturé par les vallées du Rhône, de la Durance et la plaine de Crau. Son cœur est constitué d'un bloc calcaire escarpé d'environ 30 kilomètres de long sur 10 kilomètres de large et couvrant une surface de 27000 hectares.

Photo 1. Le massif des Alpilles et sa diversité d'habitats environnants © Justine Mézier

Le massif des Alpilles accueille un patrimoine naturel riche, en particulier une avifaune remarquable avec 27 espèces d'intérêt communautaire. Ceci est en partie lié à la grande diversité d'habitats présente sur le site. On y trouve en effet des **habitats ouverts** comme les pelouses sèches méditerranéennes et les garrigues basses qui sont essentiels pour la reproduction et l'alimentation de plusieurs espèces d'oiseaux d'intérêt communautaire, **des habitats semi-ouverts et buissonnants** de type garrigues et matorrals mais aussi des falaises calcaires, des affleurements et des

éboulis comme **habitats rupestres** qui présentent de nombreuses cavités et fissures jouant le rôle de refuge ou de sites de nidification pour la faune, dont certaines espèces patrimoniales comme le Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* ou l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*.

Photo 2. Falaises calcaires du massif des Alpilles © Justine Mézier

Les habitats forestiers caractérisés par des pinèdes de Pins d'Alep alternant avec des peuplements de chênes verts ainsi que **les milieux cultivés ou agricoles** (vignes, oliveraies, maraichages, céréales et herbages) répartis à l'intérieur et à proximité immédiate du relief calcaire sont également bien présents.

Photo 3. Culture d'oliveraies © Justine Mézier

Cette mosaïque de milieux ainsi que la situation géographique particulière du massif a permis le classement des Alpilles en Zone de Protection Spéciale (ZPS), code site FR9312013 « Les Alpilles ». D'une surface de 27000 hectares, la ZPS « Les Alpilles » couvre le massif et ses piémonts, et vise à la conservation des espèces d'oiseaux sauvages figurant à l'annexe I de la directive « oiseaux » ou à la conservation des habitats servant d'aires de reproduction, de mue, d'hivernage ou de zones de relais à des oiseaux migrateurs, dont le passage est favorisé par la proximité avec des zones très attractives que sont le delta du Rhône et la plaine de Crau.

Un des enjeux forts du site concerne l'avifaune nicheuse, avec notamment la reproduction de plusieurs couples d'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* et de Percnoptère d'Egypte *Neophron percnopterus*, deux rapaces très menacés à l'échelle française et européenne.

Nombre de couples	Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*	Vautour percnoptère *Neophron percnopterus*
Echelle nationale	34	90
Echelle régionale	18	9
Massif des Alpilles	3	2

Tableau 1. Etat des populations en 2017

Le massif et les plaines environnantes leur apportent les conditions propices à leur survie qu'il est donc important de préserver.

D'autres espèces moins menacées à l'échelle nationale mais qui ont une tendance à la diminution sont présentes dans le massif, comme l'Alouette lulu *Lullula arborea* ou la Fauvette pitchou *Sylvia undata*. Des espèces caractéristiques des zones méditerranéennes se reproduisent également dans la ZPS comme le Circaète Jean-le-blanc *Circaetus gallicus*, le Petit-duc scops *Otus scops*, l'Engoulevent

d'Europe *Caprimulgus europaeus*, le Monticole bleu *Monticola solitarius*, le Monticole de roche *Monticola saxatilis*, le Rollier d'Europe *Coracias garrulus*, la Pie-grièche méridionale *Lanius excubitor* et le Traquet oreillard *Oenanthe hispanica*.

Malgré ce patrimoine naturel riche et encore assez bien préservé, le massif des Alpilles doit faire face aujourd'hui à un ensemble de pressions et de mutations dans les domaines du foncier, de l'agriculture, de l'aménagement du territoire et de la fréquentation qui peuvent potentiellement affecter la biodiversité à l'échelle locale, notamment l'avifaune.
En effet, le risque de modifications (risque incendie par exemple) ou de perturbations d'habitats naturels d'espèces sensibles dues à la forte pression touristique et aux activités de loisirs (varape, moto) est bien présent. De même, la tendance globale à la fermeture des milieux est une menace pour certaines espèces, comme par exemple le Pipit rousseline, l'Alouette lulu ou l'Aigle de Bonelli qui ont besoin de milieux ouverts pour chasser.

Dans ce contexte, et afin de préserver la richesse écologique naturelle du massif des Alpilles, un projet LIFE, nommé LIFE+ des Alpilles, a été élaboré sur la période 2013-2018. Il est coordonné par le Parc Naturel Régional des Alpilles (PNRA) et financé majoritairement par l'Union Européenne. Ce programme LIFE des Alpilles s'articule autour d'une quarantaine d'actions mêlant collaborations entre activités humaines et maintien de la biodiversité, sensibilisation des acteurs locaux à la préservation du patrimoine naturel et enfin la mise en avant de la richesse ornithologique du territoire (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).
Au sein de ces différentes lignes de conduite, un volet connaissance et préservation de l'avifaune est ciblé sur 13 espèces d'oiseaux d'intérêt patrimonial :
- l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*
- le Vautour percnoptère *Neophron percnopterus*
- le Circaète Jean-le-blanc *Circaetus gallicus*
- le Faucon crécerellette *Falco naumanni*
- le Grand-duc d'Europe *Bubo bubo*
- le Petit-duc scops *Otus scops*
- le Rollier d'Europe *Coracias garrulus*
- l'Outarde canepetière, *Tetrax tetrax*
- l'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus*
- l'Alouette lulu *Lullula arborea*
- la Fauvette pitchou *Sylvia undata*
- le Pipit Rousseline *Anthus campestris*
- le Bruant ortolan *Emberiza hortulana*

Photo 4. Bruant ortolan © Aurélien Audevard

Photo 5. Rollier d'Europe © Aurélien Audevard

Une première étude initiale de recensement des individus par **la technique des points d'écoute** a été entreprise au printemps 2014 par la LPO PACA, en collaboration avec le Parc Naturel Régional des Alpilles, A ROCHA France et le Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur, afin de mieux connaître l'état des populations de six espèces d'oiseaux dans

la ZPS des Alpilles et pouvoir suivre leur évolution dans le temps. Les six espèces ciblées ici sont la Fauvette pitchou *Sylvia undata*, l'Alouette lulu *Lullula arborea*, le Pipit rousseline *Anthus campestris*, le Bruant ortolan *Emberiza hortulana*, l'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus* et le Petit-duc scops *Otus scops*.

Dans cette étude, une estimation de la taille des populations pour ces six espèces cibles sur l'ensemble de la ZPS a été calculée. De plus, pour les espèces avec des densités assez importantes (Alouette lulu, Fauvette pitchou et Engoulevent d'Europe), une extrapolation de la densité par grand ensemble d'habitat a été réalisée. Seule une analyse descriptive a été réalisée pour le Petit-duc scops.
En 2018, cette étude est reconduite afin de pouvoir effectuer une comparaison des densités et tailles de populations de chacune des espèces avec la précédente étude menée.

En fonction des résultats obtenus, cela permettra de diriger les efforts de conservation vers les espèces qui auront été le plus impactées par les pressions et mutations récentes connues sur le massif des Alpilles, et chez qui, par conséquent, nous observerons des effectifs en baisse.

Photo 6. Pipit rousseline © Aurélien Audevard

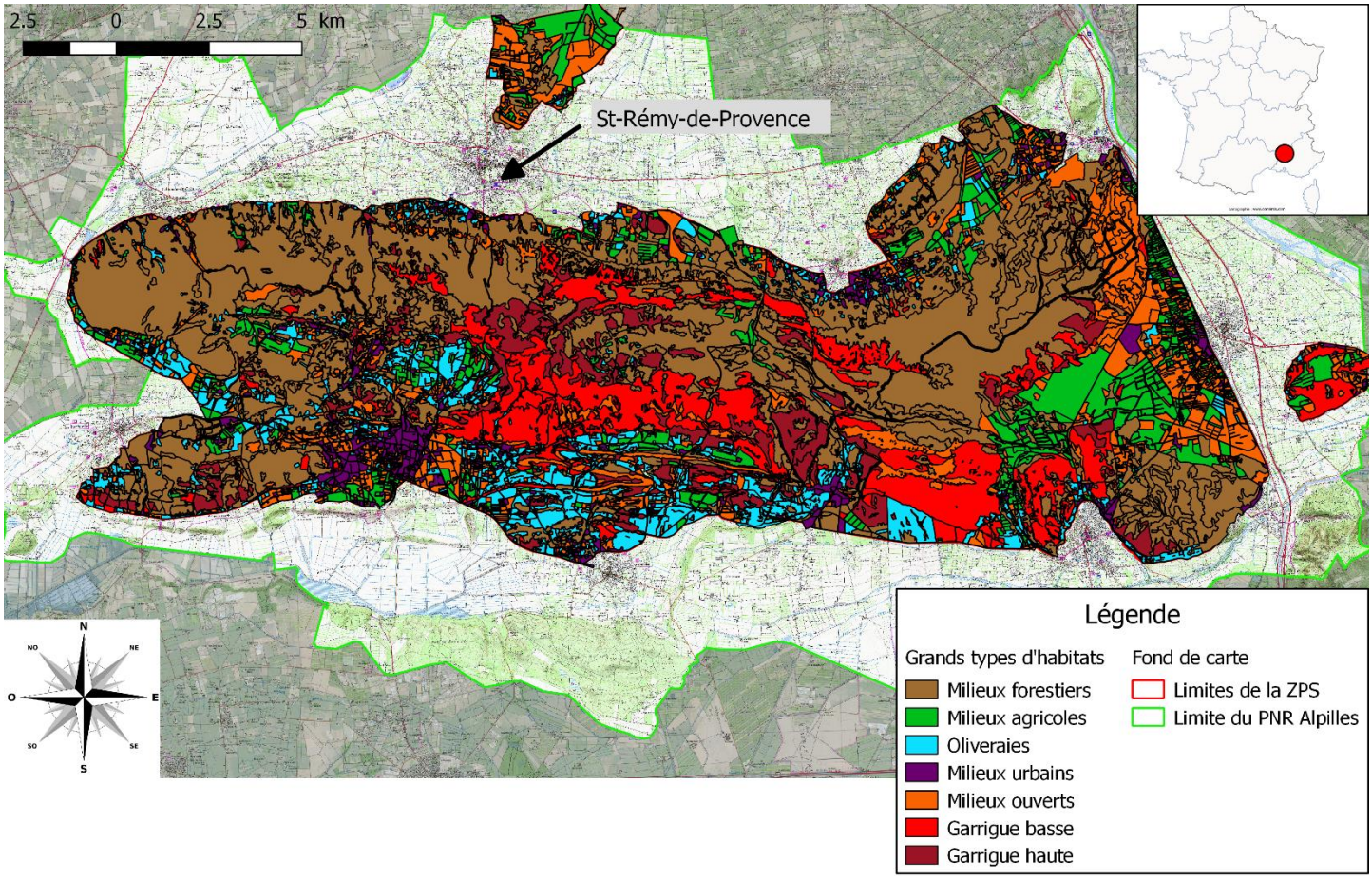


Figure 1. Cartographie des grands types d'habitats rencontrés sur la ZPS des Alpilles © Aurel Gallois

2. Matériel et méthodes

2.1. Modèles biologiques

2.1.a. L'Alouette lulu *Lullula arborea*

Photo 7. Alouette lulu © Benjamin Vollot

L'Alouette lulu est une espèce sédentaire en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Flitti *et al.* 2009). Elle est dépendante des prairies permanentes entourées d'arbres, mais on la rencontre également dans les zones de bocage ouvert, les landes, oliveraies, garrigues basses, zones agricoles et pelouses sèches arborées. Sur le massif des Alpilles, elle fréquente également les bordures des pistes entretenues pour la défense de la forêt contre les incendies.

Durant la période hivernale, l'Alouette lulu se déplace en formant des groupes de plusieurs dizaines d'individus dans des zones cultivées. Dès le mois de janvier, les individus retournent sur les zones de nidification et les premiers chants sont entendus (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Bien que classée LC (préoccupation mineure) sur la liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur en 2016, l'Alouette lulu semble actuellement subir un déclin du fait de l'intensification agricole des zones bocagères et de la déprise agricole. La région Provence-Alpes-Côte d'Azur abriterait encore quelques milliers de couples mais faute d'un suivi réel, le déclin de ces effectifs n'est pas facilement quantifiable. L'espèce est inscrite à l'Annexe III de la convention de Berne et à l'Annexe I de la directive oiseaux.

2.1.b. La Fauvette pitchou *Sylvia undata*

La Fauvette pitchou est, tout comme l'Alouette lulu, une espèce sédentaire en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Flitti *et al.* 2009).

Photo 8. Fauvette pitchou © Justine Mézier

Elle reste cantonnée toute l'année sur son territoire bien que certains individus soient observés en dehors des aires habituelles en période d'hivernage (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). Cette fauvette est inféodée aux végétations denses et basses des garrigues et maquis. Elle se reproduit dans tous les milieux de garrigues basses à Chêne kermès.

Photo 9. Type d'habitat de la Fauvette pitchou © Justine Mézier

L'espèce est en déclin en Europe depuis une vingtaine d'années, notamment dans la péninsule Ibérique où ses habitats régressent peu à peu. En France, elle est encore présente, mais la forte fluctuation de ses effectifs en fait une espèce à surveiller (www.life-alpilles.com © 2014).

Récemment, en 2016, elle a été classée en danger (EN) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de France métropolitaine.

L'espèce est inscrite à l'Annexe II de la convention de Berne et à l'Annexe I de la directive oiseaux.

2.1.c. Le Pipit rousseline *Anthus campestris*

Migrateur, le Pipit rousseline quitte l'Europe dès la fin du mois d'août et effectue son retour à partir de la mi-avril après avoir passé huit mois au Sahel en Afrique (Flitti *et al.* 2009).

Photo 10. Pipit rousseline © Benjamin Vollot

Il vit dans des milieux ouverts, semi-arides rocailleux et sableux à végétation rase (matorrals, steppes à salicornes, dunes, pelouses sèches et calcaires, crêtes, gravières, champs de lavandes et vignes).

Sur le massif des Alpilles, l'espèce se reproduit soit en milieux naturels (garrigues ouvertes et pelouses principalement), soit en zones agricoles. L'un des facteurs qui lui est le plus défavorable est la fermeture de milieu, liée en particulier au recul du pastoralisme.

L'espèce est classée vulnérable (VU) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur (2016), avec des effectifs et des densités hétérogènes. Elle est inscrite à l'Annexe II de la convention de Berne et à l'Annexe I de la directive oiseaux.

2.1.d. Le Bruant ortolan *Emberiza hortulana*

Photo 11. Bruant ortolan © Benjamin Vollot

Le Bruant ortolan est un migrateur qui, tout comme le Pipit rousseline, effectue son retour à partir de la mi-avril (Comolet-Tirman *et al.* 2012) et reste jusqu'au mois de septembre en région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Il hiverne ensuite en Afrique tropicale (Svensson *et al.* 2015).

Il occupe différents milieux ouverts à basse altitude parsemés de perchoirs : zones steppiques, cultures traditionnelles diversifiées sur de petites parcelles (vignes, prairies), pelouses sèches, garrigues dégradées ou rajeunies par le feu mais on le retrouve également au sein des cultures avec bosquets, pâtures arborées et des clairières (Svensson *et al.* 2015).

L'espèce est classée en danger (EN) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de France métropolitaine et vulnérable (VU) sur la liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de

Provence-Alpes-Côte d'Azur (Roy *et al.* 2016). Sur le massif des Alpilles, les effectifs ont été très faibles et localisés avec 1 ou 2 couples recensés entre 2008 et 2016.

L'espèce est inscrite à l'Annexe III de la convention de Berne et à l'Annexe I de la directive oiseaux.

2.1.e. L'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus*

Photo 12. Engoulevent d'Europe © Aurélien Audevard

L'Engoulevent d'Europe est un oiseau migrateur, qui, après avoir effectué un hivernage en Afrique tropicale et orientale, est présent dans les contrées de Provence-Alpes-Côte d'Azur de mai à septembre. Les premiers retours peuvent être perçus à partir de la troisième décade d'avril mais les observations augmentent fortement à partir du mois de mai avec le début de la période de chant (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

De mœurs nocturnes, c'est surtout au crépuscule et à l'aube qu'il s'active et fait entendre son chant caractéristique. Il affectionne les milieux semi-ouverts et niche au sol, souvent à proximité d'un arbuste, dans les landes, garrigues, taillis, jeunes plantations, friches ou éclaircies et régénérations forestières.

Dans les Alpilles, l'espèce fréquente les zones boisées ou les garrigues fermées pour sa reproduction et l'ensemble des zones ouvertes de garrigues et des piémonts agricoles pour son alimentation car c'est un oiseau insectivore.

L'espèce est en déclin en Europe en raison de la fragmentation de ses habitats. En revanche, pour le moment, l'Engoulevent d'Europe est classé LC (préoccupation mineure) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de France métropolitaine (2016) et sur la liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur (2016). Particulièrement commun dans les massifs calcaires de Basse-Provence, peu de connaissances sont disponibles sur les tailles de populations ainsi que sur l'évolution des effectifs.

L'espèce est inscrite à l'Annexe III de la convention de Berne et à l'Annexe I de la directive oiseaux.

2.1.f. Le Petit-duc scops *Otus scops*

Le Petit-duc scops est un oiseau migrateur qui arrive en région Provence-Alpes-Côte d'Azur à la fin du mois de mars et qui se met immédiatement à chanter.

Photo 13. Petit-duc scops © Benjamin Vollot

Des arrivées massives sont notées dès la première décade d'avril. Il est le seul des rapaces nocturnes de France à effectuer une migration régulière et part hiverner au sud du Sahara, en Afrique, dès la mi-août.

Comme pour la plupart des espèces nocturnes, la présence du petit-duc est révélée par son chant caractéristique qu'il lance dès le crépuscule. Dans le sud de la France, il affectionne particulièrement les milieux urbanisés (villages) entourés de zones semi-ouvertes (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Sur le massif des Alpilles, il se reproduit principalement dans les zones péri-urbaines où il trouve une multitude de sites favorables (parcs, vieux vergers, vieux bâtiments, vieux arbres, granges et ruines) et niche souvent dans des arbres creux.

L'espèce est en déclin en Europe et moins de 10% de l'effectif nicheur européen est présent en France. Cette espèce est néanmoins plutôt commune dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur et l'enquête initiée par l'Atlas des Oiseaux Nicheurs de PACA fait état de près de 60% des mailles de la région occupées par le petit-duc (Hameau, 2009 *in* Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Malgré cette abondance marquée dans la région, peu d'études font état des densités ou de l'évolution des populations. De plus, dans les Alpilles, cette espèce est bien présente sans toutefois être abondante comme il est mentionné dans le Document d'Objectif (DOCOB) de la ZPS des Alpilles avec 8 couples estimés (Parc Naturel régional des Alpilles *et al.* 2010 *in* Dupuy, J. & Flitti, A. 2015), d'où l'intérêt d'un suivi des tendances d'évolution des effectifs.

L'espèce est inscrite à l'Annexe II de la convention de Berne et à l'Annexe A de la convention CITES (convention de Washington).

2.2. Méthodologie des points d'écoute

2.2.a. Passereaux

Méthode d'échantillonnage

Comme en 2014, la ZPS des Alpilles d'une superficie de 27000 hectares a été échantillonnée dans son ensemble. En effet, certaines de ces espèces comme l'Alouette lulu *Lullula arborea* sont plus généralistes en termes d'habitats. De ce fait, l'échantillonnage des points d'écoute s'est fait dans l'ensemble de la ZPS et dans les habitats supposés moins favorables afin de détecter l'ensemble des populations des quatre espèces de passereaux (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Le protocole d'échantillonnage a été mis en place en 2014 grâce à un maillage de 1km sur 1km qui a été superposé à la ZPS des Alpilles. Dans chacune de ces mailles, un point d'écoute a été tiré aléatoirement avec une distance d'au minimum 400 mètres des points d'écoute voisins (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Dans notre étude 2018, nous avons réalisé les points d'écoute aux mêmes coordonnées géographiques que ceux réalisés en 2014 dans chacune des mailles afin de pouvoir réaliser la comparaison des densités et tailles de populations.
Tout comme il y a quatre ans, les mêmes points d'écoute ont été utilisés **pour échantillonner les quatre espèces** et la localisation de chaque point a pu être légèrement modifiée afin d'éviter les secteurs trop reculés ou trop proches de routes fréquentées.

Réalisation des points d'écoute

Chaque point d'écoute a été réalisé pendant une période de dix minutes. Ces dix minutes ont été

découpées en cinq sous-sessions de deux minutes.
Durant ces sessions de deux minutes, tous les contacts d'oiseaux (chants, cris et observations simples) ont été relevés sur une fiche de terrain. Pour chaque type de comportements, un code a été déterminé comme suit :

- C pour chant
- Cr pour cri
- O pour observation simple

Le comportement de chant a été noté en priorité.

Chaque session étant considérée comme indépendante, les compteurs ont été remis à zéro toutes les deux minutes. Ainsi, un même oiseau a pu être détecté durant une ou plusieurs sous-sessions au cours d'un même point d'écoute (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Pour chaque oiseau entendu sur un point d'écoute, une estimation de la distance du contact par rapport à l'observateur a été faite selon trois classes de distance:

- inférieure à 50 mètres
- entre 50 et 100 mètres
- supérieure à 100 mètres

Au total, ce sont 215 points d'écoute qui ont été réalisés en 2018 mais seuls les 168 points du premier passage et les 176 points du second passage réalisés en 2014 ont été pris en considération dans les analyses pour permettre la comparaison entre les deux années d'étude.

Relevés météorologiques et environnementaux

Avant le début de chaque point d'écoute, l'observateur a évalué un ensemble de paramètres météorologiques et environnementaux. Ces relevés concernaient le vent, la pluie, la nébulosité et le bruit.

Les conditions météorologiques (vent, pluie, nébulosité) ainsi que les conditions d'écoute (bruit) peuvent influencer la qualité de la détection mais aussi l'activité de chant de ces passereaux (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Un ensemble de relevés a ainsi été fait pour chaque point d'écoute afin de limiter ces biais (*Tableau 2, Tableau 3 et Tableau 4*).

Echelle	Conditions sur le vent
0	Pas de vent
1	Les fumées indiquent la direction du vent. Les feuilles des arbres sont stationnaires
2	Sensation du vent sur la peau. Bruissement des feuilles
3	Les feuilles et les petites branches bougent constamment. Les drapeaux sont tendus
4	Les branches de taille moyenne bougent

Tableau 2. Echelle de mesure de Beaufort

Echelle	Perturbations dues au bruit
0	Pas de bruit
1	Un bruit ambiant est entendu constamment à distance. N'affecte pas de manière significative l'écoute, jusqu'à 400m au moins
2	Le bruit limite la détection des oiseaux au-delà de 100m
3	Difficulté d'écouter au-delà de 50m

Tableau 3. Echelle pour mesurer la force du bruit

Echelle	Conditions sur la pluie
0	Pas de pluie
1	Bruines
2	Averses

Tableau 4. Echelle pour mesurer les conditions sur la pluie

La nébulosité a été évaluée par un pourcentage de couverture nuageuse.

L'ensemble de ces relevés ont été reportés sur une fiche de terrain (*cf. Annexe 1* pour un exemple de fiche terrain passereaux).

Occupation du sol

Afin de tester un éventuel effet de l'habitat sur l'abondance des quatre espèces de passereaux, un relevé habitat a été effectué en 2014 pour l'ensemble des points d'écoute. Ce relevé s'est limité dans un cercle de rayon 100 mètres autour du centre du point d'écoute. Il a été fait sur le terrain par les observateurs lors du premier passage sur le point d'écoute. Le pourcentage des différents habitats a été calculé sur une fiche de terrain et contrôlé sur SIG.
Cette année, une fiche récapitulant les pourcentages de ces différents habitats a été fournie à chacun des observateurs afin de contrôler et de noter d'éventuels changements d'occupation du sol.

Période de terrain

La période de chant n'est pas la même pour les quatre espèces. En effet, l'Alouette lulu et la Fauvette pitchou sont sédentaires et la période maximale de chant se situe autour du premier avril. Pour le Bruant ortolan et le Pipit rousseline qui sont migrateurs, les oiseaux sont installés et chantent à partir du mois de mai.
Ainsi, en prenant en considération l'écologie de chacune des espèces, deux passages indépendants ont été réalisés afin de pouvoir détecter les quatre espèces dans leur période optimale de chant.

Le premier passage s'est déroulé entre le 15/03/2018 et le 20/04/2018 tandis que le second passage a été effectué entre le 01/05/2018 et 01/06/2018. Les points ont été réalisés dans les quatre à six heures suivant le lever du soleil, en fonction des périodes.

Photo 14. Fauvette pitchou dans son habitat © Justine Mézier

2.2.b. Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus*

Méthode d'échantillonnage

Pour cette espèce, la stratégie d'échantillonnage choisie est similaire aux passereaux à quelques différences près.

L'ensemble de la ZPS des Alpilles d'une superficie de 27000 hectares a été, tout comme les passereaux, échantillonné dans son ensemble mais le protocole d'échantillonnage a été mis en place en 2014 grâce à un maillage de 2km sur 2km qui a été superposé à la ZPS des Alpilles. Le territoire de l'Engoulevent est en effet supposé plus grand. De plus, dans chacune de ces mailles, ce sont deux points d'écoute qui ont été tirés aléatoirement avec une distance d'au minimum 1000 mètres entre ces points.

Dans le cas où plus de 50% de la surface de la maille était située en dehors de la ZPS, celle-ci n'a pas été considérée dans l'échantillonnage.

Nous avons réalisé en 2018 les points d'écoute aux mêmes coordonnées géographiques que ceux réalisés en 2014 dans chacune des mailles afin de pouvoir réaliser la comparaison des densités et tailles de populations, selon le même principe que précédemment.

Réalisation des points d'écoute

La méthode de réalisation des points d'écoute est identique à celle effectuée pour les passereaux (cf. 2.2.a. Passereaux). Cette adaptation de la méthode proposée par Alldredge *et al.* (2007), permet l'estimation de la probabilité de détection et de l'abondance en considérant chaque sous-session comme un passage indépendant.
Pour chaque engoulevent, les oiseaux contactés ont fait l'objet d'un suivi pendant la totalité de la période de dix minutes.

De plus, pour chaque oiseau entendu sur un point d'écoute, une estimation de la distance du contact a été faite selon trois classes de distance différentes :

- inférieure à 100 mètres
- entre 100 et 400 mètres
- supérieure à 400 mètres

Au total, ce sont 117 points qui ont été réalisés en 2014 mais seulement 99 ont été utilisés car 18 points ont été retirés pour cause de valeurs manquantes. En 2018, 142 points ont été échantillonnés mais seulement 99 ont été pris en considération dans les analyses.

Période de terrain

Pour les points d'écoute nocturnes, ceux-ci ont débuté au coucher du soleil et se sont terminés deux heures après le coucher du soleil. Un unique passage a été réalisé. Les relevés Engoulevent d'Europe ont été réalisés entre le 15 mai et le 30 juin 2018.

2.2.c. Petit-duc scops *Otus scops*

Méthode d'échantillonnage

Le Petit-duc scops est une espèce cavernicole qui a besoin de vieux arbres ou de bâtiments pour se reproduire. Les habitats propices à l'installation de cette espèce sont relativement limités dans les Alpilles. C'est pour cette raison qu'un échantillonnage ciblé sur les zones potentiellement favorables pour le petit-duc a été réalisé en 2014. D'après l'analyse des cartes IGN et des ortho photos, un ensemble de zones situées principalement en zones urbaines et périurbaines mais également les mas, les haies d'arbres bordant les routes et les cultures maraichères ont été sélectionnées lors de l'étude initiale réalisée en 2014 (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). Sur l'ensemble de la ZPS, ce sont 88 zones favorables qui ont été identifiées par SIG représentant 5950 hectares soit 22% de la surface totale de la ZPS.
Ces zones présentes des superficies plus ou moins grandes. Dans le cas où la zone était relativement petite, un seul point d'écoute a été localisé au centre de la zone. Dans le cas où la zone à prospecter était étendue, plusieurs points d'écoute ont été déterminés suivant un quadrillage régulier visant à maximiser la couverture de l'échantillonnage.
Le Petit-duc scops répond très bien à la repasse et a tendance à se rapprocher de l'observateur, ce qui peut biaiser le comptage. Pour éviter ce biais, les points d'écoute ont été séparés par une distance comprise entre 500 mètres et 1000 mètres.
Pour maximiser le nombre d'écoutes réalisé par soirée, chaque point a été placé à proximité d'une route et donc d'un accès facilité (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Réalisation des points d'écoute

Chaque point d'écoute a duré cinq minutes, réparties selon les séquences suivantes :

- 1ère minute : 1 minute d'écoute
- 2ème minute : 30 secondes de repasse, 30 secondes d'écoute
- 3ème minute : 1 minute de repasse
- 4ème minute : 1 minute d'écoute
- 5ème minute : 1 minute d'écoute

Chaque oiseau contacté a été localisé sur la fiche de terrain et la distance à laquelle il se trouvait par rapport à l'observateur a été estimée selon les trois classes suivantes :

- inférieure à 100 mètres
- entre 100 et 500 mètres
- supérieure à 500 mètres

L'intégralité de la séquence a été menée à terme dans le cas où aucun contact avec l'espèce n'était survenu.

A partir du moment où un mâle chanteur était détecté, l'utilisation de la repasse a été stoppée mais la séquence de cinq minutes a été réalisée jusqu'au bout (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).
Durant ces écoutes, les observations d'autres espèces nocturnes (Engoulevent d'Europe, Chouette hulotte, Chevêche d'Athéna, Hibou moyen-duc ou Grand-duc d'Europe) ont également été notées sur la fiche de terrain afin d'alimenter la base de données Faune-PACA.

Période de terrain

Les relevés Petit-duc scops ont été effectués du 15 mai au 15 juin 2018. Tout comme l'Engoulevent d'Europe, un unique passage a été réalisé.

2.3. Analyses statistiques

L'estimation des densités et tailles de populations pour les espèces de passereaux et pour l'Engoulevent d'Europe est basée sur la méthode développée par Alldredge *et al.* (2007) utilisant les modèles N-mixture de Royle (2004). Ces derniers correspondent à un cas particulier de modèles hiérarchiques (modèles GLM imbriqués), où le nombre d'individus détectés à un point d'écoute suit une loi de probabilité binomiale dépendant de la probabilité « p » de détection d'un individu, et du nombre total d'individus présents sur le site du point d'écoute.

Cette abondance locale (notée N_i) peut être modélisée via différentes distributions *a priori* : Poisson (P), binomiale négative (NB) ou Zero Inflated Poisson (ZIP). La distribution de Poisson étant la plus répandue pour les populations naturelles et recommandée dans la littérature (Hemmer, 2010 ; Mazerolle, 2010 ; Robinson), c'est celle qui a été utilisée ici. Elle implique que la population soit distribuée aléatoirement dans l'espace, mais cette hypothèse peut être relaxée par l'ajustement de l'abondance locale par différentes covariables (Royle, 2004).

Deux types de variables sont distingués et utilisés dans nos modèles :

- **Les covariables de site** : elles sont variables dans l'espace mais pas dans le temps dans le cas d'une campagne de terrain (or évènement exceptionnel) sur une seule saison comme c'est le cas ici. Ce sont les scores de chaque habitat dans la zone de 100m autour du point d'écoute.

- **Les covariables d'échantillonnage** : elles sont variables dans le temps et dans l'espace. Ici, ce sont les variables suivantes : la date (en jours depuis le 1er janvier), l'heure (en minutes depuis minuit), le score de vent, le score de pluie, le score de bruit, le pourcentage de nébulosité et l'observateur.

Les sites comportant des valeurs manquantes ont été retirés du jeu de données. Les modèles ont été calculés à l'aide de la fonction *pcount* du package unmarked (Fiske & Chandler, 2011) sous R (R Core Team, 2017). Ils permettent donc de tester l'influence des variables d'échantillonnage sur la probabilité de détection des individus, et des variables de site sur leur abondance locale.

Méthodes d'extrapolation :

Deux méthodes ont été testées dans cette étude, correspondant à deux niveaux de finesse d'analyse.

La première méthode (a) revient à considérer que l'échantillonnage aléatoire des points d'écoute, et donc la répartition aléatoire des différents habitats, permet d'extrapoler à l'ensemble de la surface d'étude **sans tenir compte de ces habitats**. Seule la probabilité de détection est modélisée et corrigée avec les variables d'échantillonnage.

Une analyse des corrélations de Spearman entre ces variables a été réalisée de manière à ne pas tester deux variables fortement corrélées dans les modèles. Ce type d'étude de corrélation

est adapté à notre cas car il permet de détecter des relations non-linéaire, mais monotone, entre variables quantitatives (Rakotomalala, 2017). Les variables dont la corrélation était significative et pour lesquelles cette corrélation avait un sens écologique n'ont pas été testées simultanément dans les modèles réalisés.

En plus du modèle nul, toutes les combinaisons de variables non corrélées ont été testées, et une « backward selection » a été effectuée sur la base du résultat de l'AICc (Akaike's Information Criterion corrigé pour un nombre d'individus relativement faible) : à chaque étape, la variable la moins significative a été retirée du modèle. Nous avons ensuite déterminé, via le meilleur modèle, une abondance moyenne de l'espèce par site, corrigée pour les difficultés de détection uniquement.
Une première estimation de la taille de la population totale a été obtenue via l'équation suivante (*équation 1.*) :

$$Taille\ de\ pop = \frac{\exp(estimate)}{\pi 100^2 \times\ 0{,}0001} \times 27\ 000$$

Équation 1 : calcul de la taille de population globale sur la zone d'étude, soit 27000 ha. L'estimate correspond au N_i moyen sur l'échelle logarithmique. Nous effectuons un passage à l'exponentielle pour revenir sur l'échelle « classique ». $\pi 100^2 x 0{,}0001$ correspond à la surface en hectare d'un point d'écoute de 100m.

Avec la seconde méthode (b), nous nous sommes acquittés de l'hypothèse d'homogénéité d'abondance selon les milieux, et avons étudié l'effet des habitats sur les densités et abondances locales des différentes espèces. A partir du meilleur modèle obtenu sur la probabilité de détection (méthode (a)), les habitats ont été intégrés aux modèles. Là encore, une « backward selection » a été réalisée et les habitats n'ayant pas d'influence significative sur l'abondance locale de l'espèce étudiée ont été retirés du modèle. En revanche, les covariables d'échantillonnage utilisées (issues du meilleur modèle sur la détection) n'ont pas changées.

Au regard du grand nombre de covariables de site (*i.e.* les différents habitats rencontrés sur la zone d'étude, soit 22 au total) et de la diminution importante de la robustesse des modèles avec l'augmentation du nombre de variables, les habitats ont été regroupés en classes d'habitats (*tableau 5*).

Chaque score a été sommé pour obtenir un score de classe.

Grand type de milieu	Habitats originels	Surface dans la ZPS
Milieux agricoles	Vignes, cultures (en culture et labours), vergers (hors oliveraies), haies	2726,63 ha
Oliveraies	-	2172,89 ha
Milieux urbains	Bâtiments, jardins	966,81 ha
Milieux ouverts	Pelouses, prairies, friches, zones rocheuses, sablières, sol nu	3426,77 ha
Milieux forestiers	Pinède, feuillus, forêts mixtes et ripisylves	12 066,78 ha
Garrigue basse	<1 mètre	3179,061 ha
Garrigue haute	>1 mètre	1689,061 ha

Tableau 5. Regroupement des habitats par types d'habitats généraux qui ont été utilisés comme covariables de site. A noter que les grands types d'habitats changent légèrement dans le cas de l'Engoulevent d'Europe (regroupement garrigue basse/garrigue haute).

La corrélation entre les variables de sites a été testée à l'aide d'une ACP (package FactoMineR

(Lê *et al.* 2008)), et les habitats visiblement liés n'ont pas été testés simultanément.

Le meilleur modèle obtenu est la base de l'extrapolation. Sous QGIS, la zone d'étude a été découpée en mailles carrée de **surface exactement égale** à la surface des points d'écoute considérés par les modèles (177.25 x 177.25 m pour les passereaux, 709 x 709 m pour l'Engoulevent, *cartographie 1. Annexe 2*). La surface de chacun des grands types d'habitats y a été extraite et transformée en score (rapporté, en pourcentage, à la surface de la maille). L'abondance, dans chaque maille, a été prédite en y appliquant le meilleur modèle via la fonction predict (package *unmarked*). La taille globale de la population a ensuite été estimée en sommant l'abondance prédite pour chaque carré.

Considérant les hypothèses de fermeture de population de la méthode d'Alldredge d'une part et des modèles N-mixture d'autre part, les deux passages, pour chaque année, ont été analysés indépendamment.

Pour tester l'ajustement du modèle, un test de chi-deux basé sur un « bootstrap paramétrique » a été lancé pour 1500 simulations. Ce test simule 1500 jeux de données de comptages similaires au jeu de données initial en utilisant les paramètres du modèle pour créer ces données. Le chi-deux de chaque simulation a été compilé, puis comparé au chi-deux observé. Ce test nous donne également un paramètre de sur ou sous dispersion par rapport à la distribution théorique de Poisson, nommé ĉ-hat. Un ĉ-hat proche de 1, va dans le sens d'un bon ajustement du modèle aux données et du respect de la distribution de Poisson (ni sur-dispersion, ni sous-dispersion, c'est à dire une variance égale à la moyenne). Le nombre de simulation est conseillé entre 1000 et 5000 (Voir help fonction Nmix.gof.test), et a été fixé arbitrairement à 1500 en considération du temps de calcul très long de cette méthode.

Dans la suite de ce rapport, les analyses statistiques effectuées en 2014 ont toutes été refaites notamment en raison d'une méthode d'extrapolation choisie différente et d'erreur constatée dans la sélection du meilleur modèle. Pour consulter les précédents résultats, veuillez-vous référer à la publication de Dupuy, J. & Flitti, A. (2015). Le choix a été fait de ne pas les présenter ici afin de ne pas noyer le lecteur dans la multitude d'informations fournies.

3. Résultats

Comparaisons 2014-2018

3.1. Espèce 1 : Fauvette pitchou *Sylvia undata*

Analyse descriptive

Pour les passereaux, 177 et 176 points ont été échantillonnés en 2014 dans la ZPS des Alpilles lors du premier et du second passage respectivement, mais c'est un total de 168 et 176 points d'écoute qui avaient été pris en compte dans les analyses en raison de variables d'échantillonnage manquantes.

Cette année, et afin de pouvoir effectuer une comparaison avec les résultats obtenus et exploités dans l'étude initiale de 2014, ces points d'écoute ont été de nouveau échantillonnés.

L'échantillonnage a été réalisé par 8 puis 6 observateurs différents lors du premier et second passage respectivement contre 5 en 2014 pour les deux passages.

Pour la Fauvette pitchou, 33% et 22% des points d'écoute ont été positifs respectivement pour le premier et le second passage contre 29% et 35% en 2014, quel que soit le contact relevé (cris, chants ou observations visuelles) et la distance par rapport à l'observateur.

Concernant les individus détectés à moins de 100 mètres de l'observateur, 32% et 22% des

points d'écoute ont été positifs respectivement pour le premier et le second passage contre 22% et 26% en 2014 (*tableau 6 ci-dessous*).

	Premier passage	Second passage
2014	37	45
2018	54	39

Tableau 6. Nombre de points d'écoute positifs pour chaque passage où la Fauvette pitchou a été détectée à moins de 100 mètres sur la totalité des points échantillonnés

Seuls les individus détectés à moins de 100 mètres autour de l'observateur ont été pris en compte dans les analyses. Le tableau suivant donne état du nombre de mâles chanteurs contactés sur les 168 et 176 points du premier et second passage respectivement.

	Premier passage	Second passage
2014	62	86
2018	67	51

Tableau 7. Nombre total de mâles chanteurs détectés pour les deux passages à moins de 100 mètres de l'observateur

A noter qu'ici, le nombre de mâles chanteurs détectés lors du premier passage 2014 diffère du résultat trouvé cette même année et présenté dans le rapport de 2015 (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). Dans ce rapport, 67 mâles chanteurs était annoncé pour le premier passage mais :

- un individu chanteur a été omis, ce qui fait en réalité un total de 68 mâles chanteurs
- deux points (75 & 76) contenant respectivement 1 et 5 mâles chanteurs ont été pris en compte dans l'analyse alors que ces points contenaient des valeurs d'échantillonnage manquantes donc non pris en compte par la suite dans l'analyse statistique.

En 2018, 98% des mâles chanteurs ont été entendus à l'intérieur de la surface et pris en compte dans l'analyse statistique contre 92% en 2014.

En 2014 et 2018, les données d'oiseaux chanteurs pour cette espèce représentent 62% de l'ensemble des contacts (chant, cris de contact, observation directe).

Analyse statistique

Nous détaillons précisément ici le cas du premier passage de l'année 2014 pour la Fauvette pitchou. Par la suite, la démarche sera la même pour les différentes espèces, les différents passages et les différentes années. Seuls les résultats finaux seront donc présentés.

L'analyse des corrélations de Spearman donne les résultats détaillés dans le tableau 8 ci-dessous.

	Date	Heure	Vent	Bruit	Pluie	Néb.
Date	---	---	---	---	---	---
Heure	0,728	---	---	---	---	---
Vent	0,718	0,007	---	---	---	---
Bruit	0,517	0,096	0,080	---	---	---
Pluie	0,0025	0,002	0,131	0,111	---	---
Néb.	0,0063	0,007	0,067	0,004	0,004	---
Brouil.	0,0059	0,051	0,145	0,935	0,761	0,237

Tableau 8. Significativité des corrélations de Spearman entre les variables d'échantillonnage testées deux à deux. En rouge : corrélation significative. En violet : corrélation significative ayant un sens écologique. Dans ce cas, les deux variables ne sont pas testées simultanément. Légende : Néb. correspond à la nébulosité et Brouil. correspond au brouillard.

La date, la pluie et la nébulosité étant corrélées, ces variables n'ont pas été testés simultanément. En plus du modèle nul, plusieurs modèles ont été testés. Deux « grands » modèles où aucune des covariables n'étaient corrélées sont présentés ci-dessous.

Grand modèle 1 :

p ~ date + heure + vent + bruit + observateur

Ni ~ 1 (modèle nul)

Grand modèle 2 :

p ~ pluie + heure + vent + bruit + observateur

Ni ~ 1 (modèle nul)

Ces modèles comprennent le plus grand nombre de variables non corrélées entre elles et sont

présentés ici comme deux exemples de plusieurs autres modèles qui ont été testés.

Méthode (a) :

A l'issue de la sélection, le meilleur modèle (AICc : 538,14) pour l'estimation de la probabilité de détection donne un effet significatif de la date, de l'heure, du bruit et de certains observateurs sur p (probabilité de détection). Le nombre moyen de Fauvette pitchou estimé par le modèle est de 0,4 individu/site [0,30 ; 0,53], ce qui amène une taille de population estimée (*selon l'équation. 1*) de 3445 [2583 ; 4596] individus.

En revanche, le modèle s'ajuste globalement mal aux données, comme le montre le test d'ajustement paramétrique associé (p-value : 0,038, l'hypothèse nulle est acceptée : il y a une différence significative entre la moyenne des chi-deux simulés et le chi-deux observé).

Méthode (b) :

Le résultat de l'Analyse en Composante Principales sur les grands types de milieux recueillis par les observateurs en 2014 est visible dans la figure 2 ci-dessous :

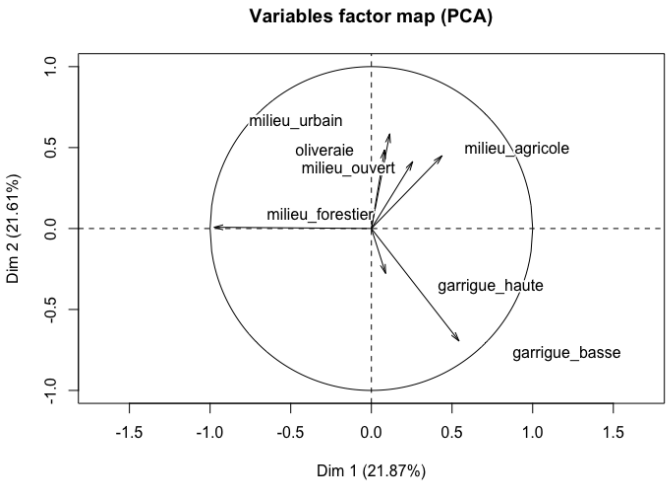


Figure 2. Cercle de corrélation des variables d'habitat sur les dimensions 1 et 2 de l'ACP

Le cercle des corrélations discrimine clairement les milieux fermés à ouverts sur la première dimension ainsi que les milieux ouverts plutôt naturels (type garrigue) aux milieux plus anthropisés sur la seconde dimension.

Au regard de cette analyse, les milieux agricoles, ouverts et urbains n'ont pas été testés simultanément comme covariables de site. Ainsi, seul un de ces trois types d'habitat, le milieu forestier, la garrigue basse et la garrigue haute ont été inclus dans les modèles. Les deux types de garrigue ont été conservés car nous supposons, en nous appuyant sur la bibliographie existante, que le degré de fermeture de la garrigue influence la dynamique de certaines espèces d'intérêt comme la Fauvette pitchou *Sylvia undata*.

En étudiant l'effet des habitats sur l'abondance locale (méthode (b)), le modèle semble être mieux ajusté aux données (AICc : 483,6). Le meilleur modèle retient un effet significativement positif de la garrigue haute comme de la garrigue basse, bien que dans des proportions différentes.

Le « gof test » réalisé sur le meilleur modèle avec habitat témoigne d'un bon ajustement de ce modèle aux données de terrain (p-value : 0,3, ĉ-hat : 1,06, *cf. figure 3 ci-dessous*).

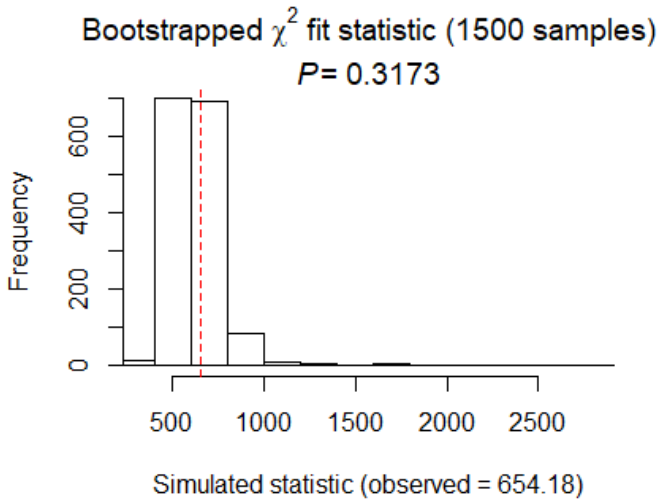


Figure 3. Résultat du test d'ajustement paramétrique de chi-deux réalisé sur le meilleur modèle avec prise en compte de l'effet habitat pour le premier passage 2014 de la fauvette pitchou.

Photo 15. Fauvette pitchou © Aurélien Audevard

L'étude précise de l'évolution de l'abondance prédite par le meilleur modèle selon le pourcentage de garrigue haute ou de garrigue basse dans la zone d'écoute confirme l'augmentation du nombre d'individu avec le renforcement de la présence de ces deux habitats. Cette évolution est plus marquée dans le cas de la garrigue basse (*cf. figure 4).*

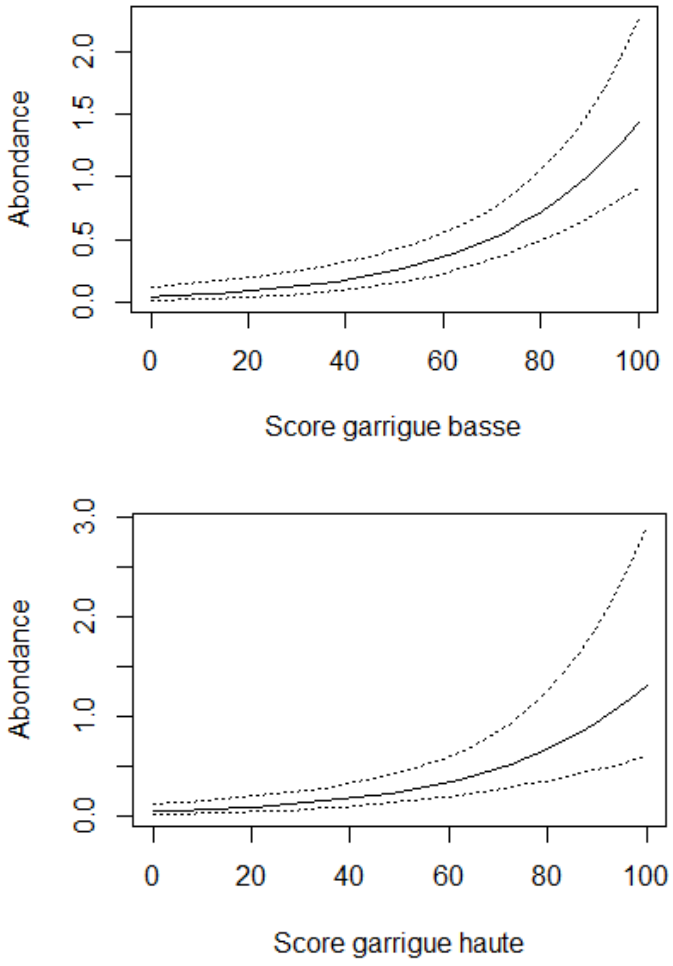


Figure 4. Evolution de l'abondance prédite de Fauvette pitchou par point d'écoute en fonction du score de garrigue basse et de garrigue haute en pourcentage de recouvrement dans le rayon d'écoute. Les lignes pointillées modélisent l'intervalle de confiance à 95%

L'ensemble des résultats concernant les densités par habitat et l'abondance totale sur l'ensemble de la ZPS pour les passages 1 et 2 et pour les années 2014 et 2018 sont résumés ci-dessous.

Photo 16. Habitat de type "oliveraie" © Justine Mézier

Photo 17. Habitat de type "garrigue" © Justine Mézier

Photo 18. Habitat de type "forestier" © Justine Mézier

	Abondance	Habitats	Ajustement du modèle	Effet significatif sur p
Passage 1 - 2014	(a) **3445** [2583 ; 4596]	Ø	Mal ajusté (p-value : 0,038 ; ĉ : 1,06)	Date (+), heure (-), bruit (-), observateur
	(b) **1762** [1031 ; 3130]	Garrigue haute (effet +) : **0,40** [0,18 ; 0,92] pitchou/ha	Bien ajusté (p-value : 0,31 ; ĉ : 1,06)	Date (+), heure (-), bruit (-), observateur
		Garrigue basse (effet +) : **0,44** [0,28 ; 0,69] pitchou/ha		
		Autres : **0,01** [0,006 ; 0,04] pitchou/ha		
Passage 2 – 2014	(a) **4963** [3809 ; 6467]	Ø	Mal ajusté (p-value : <0,001 ; ĉ : 1,39)	Date (+), heure (+), observateur
	(b) **2172** [1412 ; 3436]	Garrigue haute (effet +) : **0,56** [0,29 ; 1,05] pitchou/ha	Bien ajusté (p-value : 0,40 ; ĉ : 1,36)	Date (+), heure (+)
		Garrigue basse (effet +) : **0,60** [0,42 ; 0,84] pitchou/ha		
		Autres : **0,01** [0,006 ; 0,03] pitchou/ha		

Tableau 9. Abondances et densités par habitat pour l'année 2014.

Les résultats d'abondance totale de la Fauvette pitchou sur la totalité de la ZPS des Alpilles sont donnés pour chaque passage, chaque année et chaque méthode. Il en sera de même par la suite pour les autres espèces de passereaux. La densité de Fauvette pitchou par habitat ainsi que l'effet de chaque habitat sur l'abondance par hectare de l'espèce est donné dans la deuxième colonne. L'intervalle de confiance à 95% est indiqué entre crochets. Le c-hat du modèle obtenu via le bootstrap paramétrique est noté ĉ. p représente la probabilité de détection.

	Abondance	Habitats	Ajustement du modèle	Effet significatif sur p
Passage 1 - 2018	(a) **7243** [5483 ; 9568]	Ø	Mal ajusté (p-value : <0,001 ; ĉ : 1,61)	Date (+), heure (+), observateur
	(b) **5241** [3055 ; 9434]	Garrigue haute (effet +) : **1,66** [0,92 ; 3,03] pitchou/ha	Ajusté (p-value : 0,054 ; ĉ : 1,25)	Date (+), heure (+), observateur
		Garrigue basse (effet +) : **1,02** [0,65 ; 3,03] pitchou/ha		
		Milieux forestiers (effet -) : **0,03** [0,01 ; 0,06] pitchou/ha		
		Autres : **0,05** [0,02 ; 0,14] pitchou/ha		
Passage 2 – 2018	(a) **5512** [4323 ; 7028]	Ø	Mal ajusté (p-value : <0,001 ; ĉ : 1,51)	Date (NS), bruit (NS), pluie (NS), observateur (NS)
	(b) **3086** [1791 ; 5679]	Garrigue haute (effet +) : **0,24** [0,11 ; 0,54] pitchou/ha	Peu ajusté (p-value : 0,02 ; ĉ : 1,52)	Date (NS), bruit (NS), pluie (NS), observateur (NS)
		Garrigue basse (effet +) : **0,63** [0,43 ; 0,95] pitchou/ha		
		Milieu agricole (effet +) : **0,2** [0,06 ; 1,27] pitchou/ha		
		Autres : **0,04** [0,02 ; 0,08] pitchou/ha		

Tableau 10. Abondances et densités par habitat pour l'année 2018.

Pour la Fauvette pitchou, nous parlons ici de nombre total d'individus sur l'ensemble de la ZPS par opposition au nombre de mâles chanteurs. Les raisons de ce choix pour cette espèce sont discutées au paragraphe 4.1.

Les méthodes (a) et (b) décrites ci-dessus ont été appliquées à chacun des passages de 2014 et 2018. Quel que soit le passage et l'année, la méthode (a) donne une abondance estimée largement supérieure à l'abondance estimée via la méthode (b) (environ 2000 individus de plus). De plus, le meilleur modèle obtenu par la première méthode, c'est-à-dire corrigeant seulement les difficultés de détection, semble mal s'ajuster aux données, en particulier en 2018, comme tend à le montrer le résultat du test d'adéquation paramétrique (dans l'ordre des passages, de 2014 à 2018) : p-value = 0,038 ; p = 7e-04 ; p = 6e-05 et 6e-07. Une différence significative entre les chi-deux simulés et le chi-deux observé du modèle est systématique constatée.

La prise en compte de l'effet des grands-types d'habitats sur l'abondance locale permet à chaque fois d'obtenir un modèle mieux ajusté aux données observées, à l'exception du second passage 2018. Ces modèles semblent donc donner une estimation plus fiable du nombre total d'individus. On remarque que la population semble avoir augmenté entre 2014 et 2018. Cependant, l'amplitude des intervalles de confiance en 2018, notamment pour le premier passage (3055 ; 9434) montre une précision relativement faible des prédictions. L'amplitude des intervalles de confiance nous empêche de conclure avec certitude à une augmentation significative de la taille de population pour la Fauvette pitchou entre 2014 et 2018.

D'autre part, notons dans le cas des analyses 2018, que la prise en compte de l'effet « milieux urbain » sur l'abondance locale a entraîné des difficultés. Mathématiquement, le meilleur modèle en terme d'AIC minimal retient l'effet milieu urbain, même si celui-ci n'est pas significatif. Néanmoins, l'incertitude liée à l'estimateur de ce milieu par le « meilleur modèle » est énorme, et est responsable ensuite d'une explosion de l'incertitude dans la population globale (liée à une grosse incertitude sur les mailles avec milieux urbains). Dans les deux cas, nous avons donc choisi d'extrapoler via le second meilleur modèle, qui ne prenait pas en compte l'effet « milieu urbain », visiblement à l'origine d'un problème.

Dans tous les cas, les meilleurs modèles avec habitat qui sont retenus donnent un effet significativement positif des milieux de type garrigue, haute ou basse, sur l'abondance de l'espèce. En 2014, les deux types de garrigue (haute et basse) témoignent d'une densité similaire, et le premier passage 2018 suggère même une plus grande densité de fauvettes dans la garrigue haute. La répartition spatiale des fauvettes pitchou est très similaire entre 2014 et en 2018, même si les densités estimées dans chacun des milieux ne sont pas les mêmes (mais pas significativement différent comme nous l'avons vu). Enfin, un effet significativement négatif des milieux forestiers est mis en évidence au premier passage 2018, mais il n'est pas confirmé lors du second passage.

3.2. Espèce 2 : Alouette lulu *Lullula arborea*

Analyse descriptive

Pour l'Alouette lulu, 50% et 60% des points ont été positifs pour le premier et second passage respectivement, quel que soit le contact (cris, chants ou observations visuelles) et la distance par rapport à l'observateur, contre 55% et 48% en 2014 *(tableau 11 ci-dessous).*

	Premier passage	Second passage
2014	97	85
2018	88	106

Tableau 11. Nombre de points d'écoute positifs pour chaque passage

21% et 20% des points d'écoute où un individu a été détecté à moins de 100 mètres de l'observateur ont été positifs respectivement pour le premier et le second passage contre 29% et 31% en 2014 (*tableau 12 ci-dessous*).

	Premier passage	Second passage
2014	49	54
2018	36	36

Tableau 12. Nombre de points d'écoute positifs pour chaque passage où l'Alouette lulu a été détectée à moins de 100 mètres de l'observateur sur la totalité des points échantillonnés

Seuls les individus détectés à moins de 100 mètres autour de l'observateur ont été pris en compte dans les analyses. Le tableau suivant donne état du nombre de mâles chanteurs contactés sur les 168 et 176 points du premier et second passage respectivement.

	Premier passage	Second passage
2014	63	66
2018	65	46

Tableau 13. Nombre total de mâles chanteurs détectés pour les deux passages à moins de 100 mètres de l'observateur

A ces points, viennent se soustraire 3 supplémentaires (les points 11, 13 et 14) qui n'ont pas été pris en compte dans les analyses statistiques en 2014 et en 2018 en raison de variables d'échantillonnage manquantes, non relevés en 2018. Notons, concernant l'Alouette lulu, que près de 45% et 49% de tous les individus repérés en 2014 et 2018 l'ont été en dehors du rayon de 100 mètres autour de l'observateur. Ces individus n'ont pas été pris en compte dans l'analyse.

Photo 19. Alouette lulu © Benjamin Vollot

Analyse statistique

Tout comme pour la Fauvette pitchou, les analyses ont été conduites pour les différentes méthodes (a & b), passages et années. Cependant, ici, nous parlons de mâles chanteurs par comparaison à la Fauvette pitchou. Les raisons de ce choix sont également exposées au paragraphe 4.1.

Dans le cas de cette espèce, on remarque d'abord que les abondances estimées par les méthodes (a) et (b) sont stables (autour de 3000 individus chanteurs) entre les différentes années et les différents passages et présentent un intervalle de confiance à 95% globalement similaire (*tableaux 14 et 15 ci-dessous*). Si ce constat suggère d'abord qu'il n'y a pas de différence majeure entre les deux méthodes, l'investigation des résultats du test d'adéquation paramétrique de chi-deux montrent que les meilleurs modèles obtenus avec la méthode (b) rendent mieux compte de la variabilité des données, avec un AIC inférieur à celui obtenu sans prise en compte des habitats. On remarque également que les meilleurs modèles, même ceux prenant en considération l'effet des habitats sur l'abondance locale, expliquent plutôt mal la variabilité des jeux de données 2018, à en juger par la mauvaise adéquation pour les deux

passages (p-value du test = 0,002 pour le premier passage et 0,002 pour le second passage). Le c-hat, respectivement de 1,55 et 1,34 pour ces deux passages témoigne en effet d'une surdispersion des données par rapport à la distribution théorique de Poisson. Compte tenu de ces éléments, les résultats 2018 sont à prendre avec parcimonie.

Toutefois, en considérant le nombre brut de contact globalement similaire obtenu en 2014 et en 2018, le maintien de la population autour des 3000 individus comme le suggèrent les estimations de l'année 2018 semble tout à fait plausible.

L'effet des habitats sur l'abondance locale d'Alouette lulu n'est pas le même selon le passage. Même si les habitats améliorent occasionnellement l'ajustement du modèle pour un passage donné, ceux ayant une influence significative varient selon les passages, allant de trois habitats (garrigues hautes, basses et milieux forestiers) influençant significativement négativement l'abondance pour le premier passage de 2014, à aucun habitat retenus comme significatif pour le second passage 2014 et le premier passage 2018 et inversement. Ces différences constatées sont discutées au paragraphe 4.2.

Photo 20. Habitat de type "oliveraie" où l'Alouette lulu a été contactée à plusieurs reprises © Justine Mézier

Photo 21. Habitat de type "garrigue" © Justine Mézier

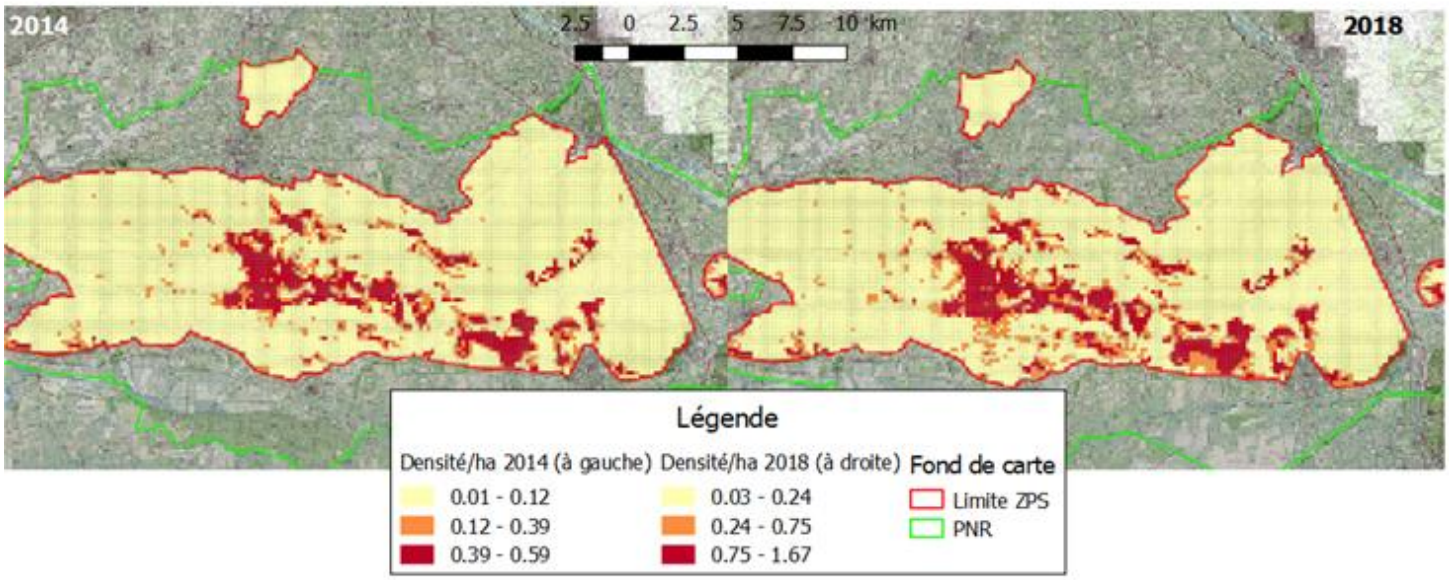


Figure 5. Densité d'Alouette lulu par hectare sur l'ensemble de la ZPS des Alpilles entre 2014 et 2018 © Aurel Gallois

	Abondance	Habitats	Ajustement du modèle	Effet significatif sur p
Passage 1 - 2014	(a) **3130** [2421 ; 4047]	Ø	Mal ajusté (p-value : <0,0073 ; ĉ : 1,22)	Ø
	(b) **3384** [2099 ; 5535]	Garrigue basse (effet -) : **0,10** [0,06 ; 0,19] lulu/ha	Ajusté (p-value : 0,09 ; ĉ : 1,12)	Ø
		Garrigue haute (effet -) : **0,04** [0,01 ; 0,16] lulu/ha		
		Milieux forestiers (effet -) : **0,10** [0,06 ; 0,17] lulu/ha		
		Autres : **0,22** [0,14 ; 0,35] lulu/ha		
Passage 2 – 2014	(a) **3165** [2467 ; 4059]	Ø	Ajusté (p-value : 0,40 ; ĉ : 1,01)	Date (+), heure (-), observateur
	(b) **3083** [2242 ; 4365]	Oliveraie (NS) : pas de densité significativement différente	Bien ajusté (p-value : 0,48 ; ĉ : 1,00)	Date (+), heure (-), observateur
		Tous milieux : **0,11** [0,08 ; 0,14] lulu/ha		

Tableau 14. Abondances et densités par habitat pour l'année 2014. NS : Non Significatif

	Abondance	Habitats	Ajustement du modèle	Effet significatif sur p
Passage 1 - 2018	(a) **4003** [2989 ; 5361]	Ø	Mal ajusté (p-value : <0,001 ; ĉ : 1,61)	Date (-), heure (-), observateur
	(b) **3196** [1645 ; 6589]	Milieux forestiers (NS), garrigues (NS) et milieux agricoles (NS)	Peu ajusté (p-value : 0,002 ; ĉ : 1,55)	Date (-), heure (-), observateur
		Autres : **0,15** [0,07 ; 0,35] lulu/ha		
Passage 2 – 2018	(a) **2721** [1973 ; 3753]	Ø	Mal ajusté (p-value : <0,001 ; ĉ : 1,33)	Bruit (+), observateur
	(b) **2837** [1934 ; 5097]	Garrigue basse (effet -) : **0,05** [0,02 ; 0,11] lulu/ha	Peu ajusté (p-value : 0,002 ; ĉ : 1,34)	Bruit (+), observateur
		Milieux urbains : **0** [0 ; 1,9] lulu/ha		
		Autres milieux : **0,14** [0,09 ; 0,19] lulu/ha		

Tableau 15. Abondances et densités par habitat pour l'année 2018. NS : Non Significatif

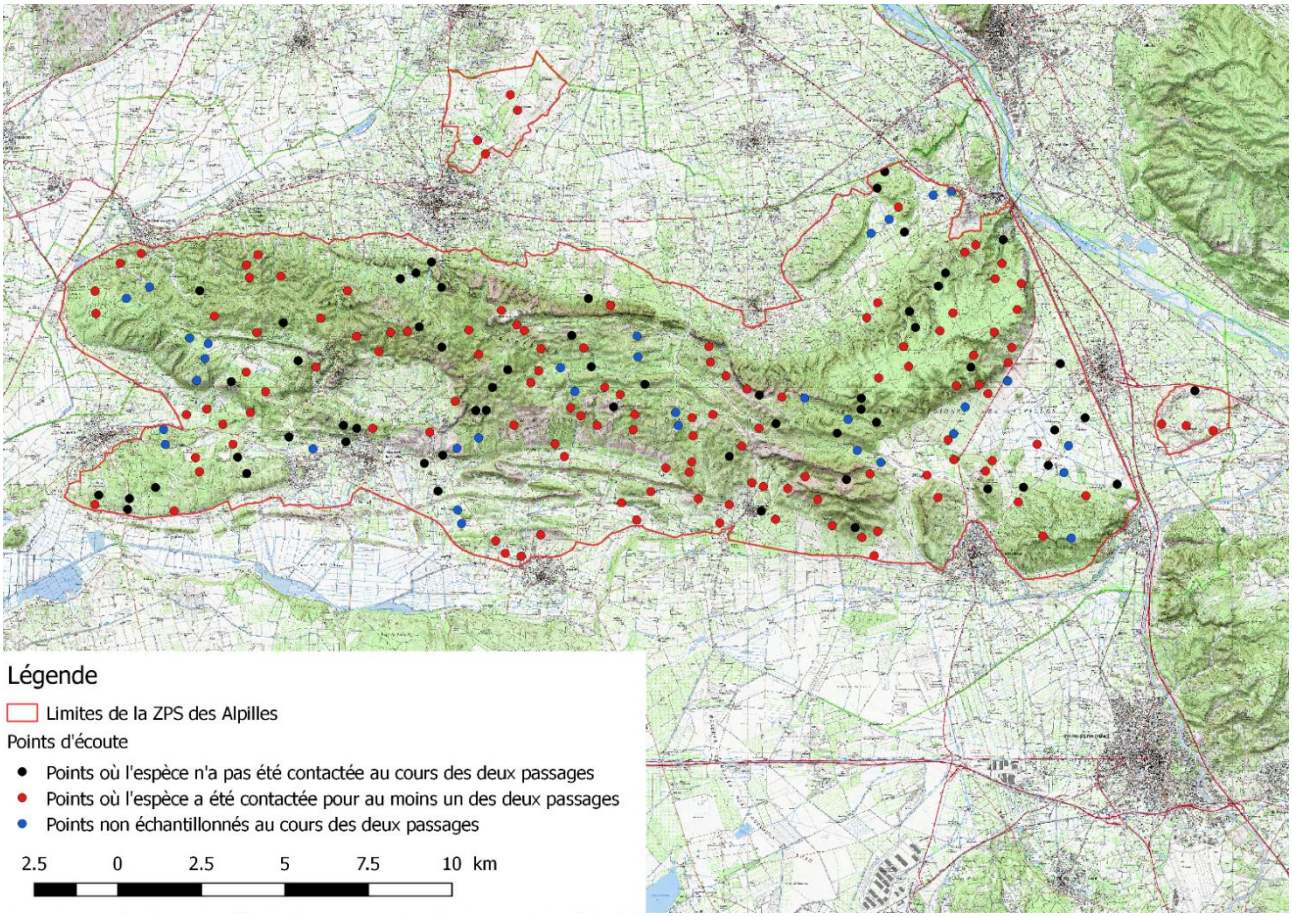


Figure 6. Points d'écoute où l'Alouette lulu a été contactée et non contactée en 2014 sur l'ensemble de la ZPS © Justine Mézier

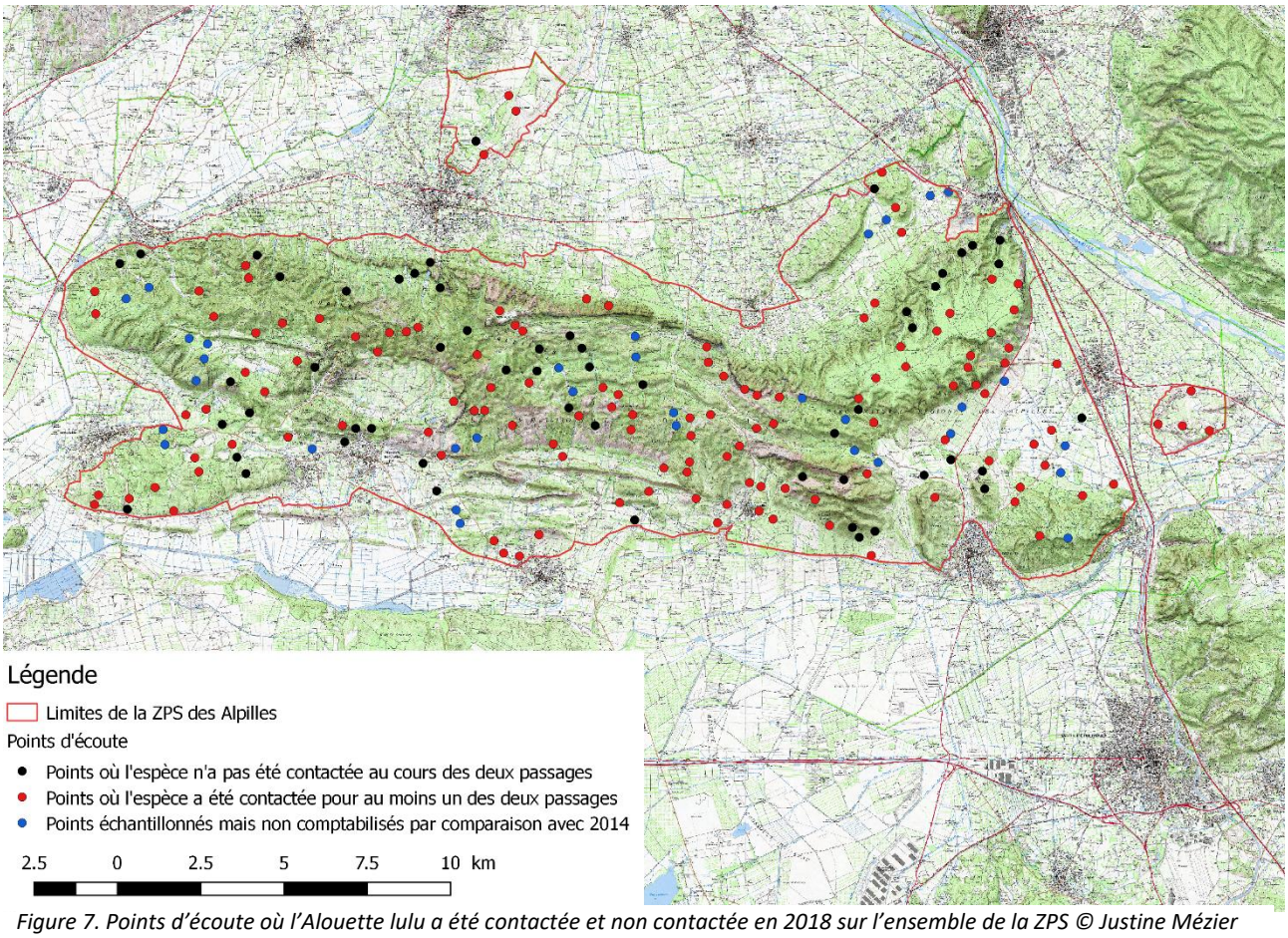


Figure 7. Points d'écoute où l'Alouette lulu a été contactée et non contactée en 2018 sur l'ensemble de la ZPS © Justine Mézier

3.3. Espèce 3 : Pipit rousseline

Analyse descriptive sur les points en commun avec 2014

Tout comme les autres passereaux, 177 et 176 points ont été échantillonnés pour le premier et second passage mais seulement 168 points avait été pris en considération en 2014 dans l'analyse du premier passage en raison de variables d'échantillonnage manquantes.

En considérant uniquement ces mêmes points en 2018, 2,3% et 2,8% des points ont été positifs pour le premier et second passage respectivement, quel que soit le contact (cris, chants ou observations visuelles) et la distance par rapport à l'observateur, contre 0 et 9,6% en 2014 *(tableau 16 ci-dessous).*

	Premier passage	Second passage
2014	0	17
2018	4	5

Tableau 16. Nombre de points d'écoute positifs pour chaque passage

1,8% et 2,8% des points d'écoute où le pipit a été détecté à une distance inférieure à 100m de l'observateur ont été positifs respectivement pour le premier et le second passage contre 0% et 8% en 2014 (*tableau 17 ci-dessous*)

	Premier passage	Second passage
2014	0	14
2018	3	5

Tableau 17. Nombre de points d'écoute positifs pour chaque passage où le Pipit rousseline a été détecté à moins de 100 mètres sur les points échantillonnés à la fois en 2014 et 2018.

Seuls les individus détectés à moins de 100 mètres autour de l'observateur ont été pris en compte dans les analyses. Au-delà, on considère que le contact avec l'espèce est incertain.

Le tableau suivant donne état du nombre de mâles chanteurs contactés sur les 168 et 176 points pris en compte dans les analyses pour le premier et second passage respectivement.

	Premier passage	Second passage
2014	0	14
2018	3	5

Tableau 18. Nombre total de mâles chanteurs détectés pour les deux passages à moins de 100 mètres de l'observateur

On remarque d'après les tableaux 17 et 18, qu'un point d'écoute conduit à la détection d'un unique individu.

Une comparaison avec 2014 a été effectuée ci-dessus mais, au vu de l'absence d'analyse statistique réalisée cette même année, nous avons fait le choix de réaliser une analyse descriptive et une analyse statistique sur la totalité des points que nous avons échantillonnés en 2018. Les résultats sont présentés ci-dessous.

Analyse descriptive sur la totalité des points échantillonnés en 2018

En considérant l'intégralité des points d'écoute échantillonnés en 2018, soit 215, 4 points d'écoute ont été positifs pour le 1er passage et 11 points pour le second passage, quel que soit les contacts relevés (cris, chants, observations visuelles) et la distance par rapport à l'observateur, soit 1,9% et 5,1% respectivement.

1,4% et 5,1% des points d'écoute ont été positifs respectivement pour le premier et le second passage (*tableau 19 ci-dessous*) pour des pipits détectés à moins de 100m de l'observateur.

	Premier passage	Second passage
2018	3	11

Tableau 19. Nombre de points d'écoute positifs pour chaque passage où le pipit a été détecté à moins de 100 mètres de l'observateur

Seuls les individus détectés à moins de 100 mètres autour de l'observateur ont été pris en compte dans les analyses. Le tableau suivant donne état du nombre de mâles chanteurs contactés sur les 200 points pris en compte dans la suite des analyses (215-15 points supprimés pour cause de valeurs manquantes dans au moins une des variables d'échantillonnage). Pour le premier passage, cela représente 3

points positifs et 9 points pour le second passage, soit 1,5% et 5% respectivement.

	Premier passage	Second passage
2018	3	10

Tableau 20. Nombre total de mâles chanteurs détectés pour les deux passages à moins de 100 mètres de l'observateur

Pour le premier passage de 2018, 3 mâles chanteurs ont été détectés et 2 individus supplémentaires ont poussés des cris, nombre d'individus insuffisants pour tenter de réaliser des tests statistiques.

Pour cette espèce, nous avons tenté de réaliser une analyse N-mixture sur les données 2018 du second passage uniquement qui témoigne d'un nombre de données plus conséquents que pour le premier passage. Etant donné l'absence d'analyse sur cette espèce en 2014, la totalité des points d'écoute réalisés en 2018 a été utilisée, soit 200 points (15 points supprimés pour cause de valeurs manquantes dans au moins une des covariables de site et/ou d'échantillonnage).

Lors du second passage, le nombre de contact a augmenté passant de 3 à 10 mâles chanteurs. Les estimations obtenues sont de 764 individus [409 ; 1429] pour la méthode (a) (sans habitats) et 546 individus [283 ; 1799] pour la méthode (b) (avec habitats) sur l'ensemble de la ZPS. De plus, dans les deux cas, le modèle s'ajuste correctement aux données selon le test réalisé, et témoigne d'un paramètre de surdispersion correct. La prise en compte des habitats permet encore une fois de minimiser l'AIC. Dans le cas du deuxième passage, un effet significativement négatif des zones forestières a été détecté et témoigne d'une densité quasi-nulle de Pipit rousseline dans ce type de milieu, soit une densité inférieure à 0,1 pipit par km^2.

Photo 22. Pipit rousseline © Aurélien Audevard

Les résultats d'abondance totale sur la ZPS et de densités par habitat pour cette espèce sont présentés ci-dessous pour le second passage, et pour chaque méthode. Le ĉ correspond au c-hat du modèle obtenu via le bootstrap paramétrique, p est la probabilité de détection et enfin, l'intervalle de confiance à 95% est indiqué entre crochets. Le détail de l'effet sur l'abondance par hectare de chaque habitat est également présenté.

	Abondance	Habitats	Ajustement du modèle	Effet significatif sur p
Passage 2 - 2018	(a) **764** [409 ; 1429]	Ø	Bien ajusté (p-value : 0,16 ; ĉ : 1,17)	Heure (+) Observateur
	(b) **546** [283 ; 1799]	Milieu forestier (effet -) : **<0,001** [0 ; 0,06] pipit/ha	Bien ajusté (p-value : 0,12 ; ĉ : 1,39)	Heure (+) Observateur
		Autres : **0,05** [0,03 ; 0,09] pipit/ha		

Tableau 21. Abondances et densités par habitat pour le second passage 2018

3.4. Espèce 4 : Bruant ortolan

Photo 23. Bruant ortolan © Aurélien Audevard

Le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* confirme son mauvais état de conservation sur la ZPS des Alpilles. En effet, en 2014, un seul mâle chanteur avait été détecté lors du second passage et un mâle chanteur supplémentaire avait été recensé lors de prospections complémentaires, hors points d'écoute, sur le dernier secteur connu des Alpilles à proximité d'Aureille (les Plaines – GR6). Cette année, aucun Bruant ortolan n'a été détecté, que cela soit lors de la réalisation des points d'écoute ou lors de prospections annexes. Les données fournies par Faune-PACA nous confirment que l'espèce n'est plus présente sur le dernier secteur connu des Alpilles depuis la fin du printemps 2016.

Année	Nombre total de mâles chanteurs pour le premier passage	Nombre total de mâles chanteurs pour le second passage	Pourcentage de points d'écoute positif pour le premier passage	Pourcentage de points d'écoute positif pour le second passage
2014	0	1	0%	0,6%
2018	0	0	0%	0%

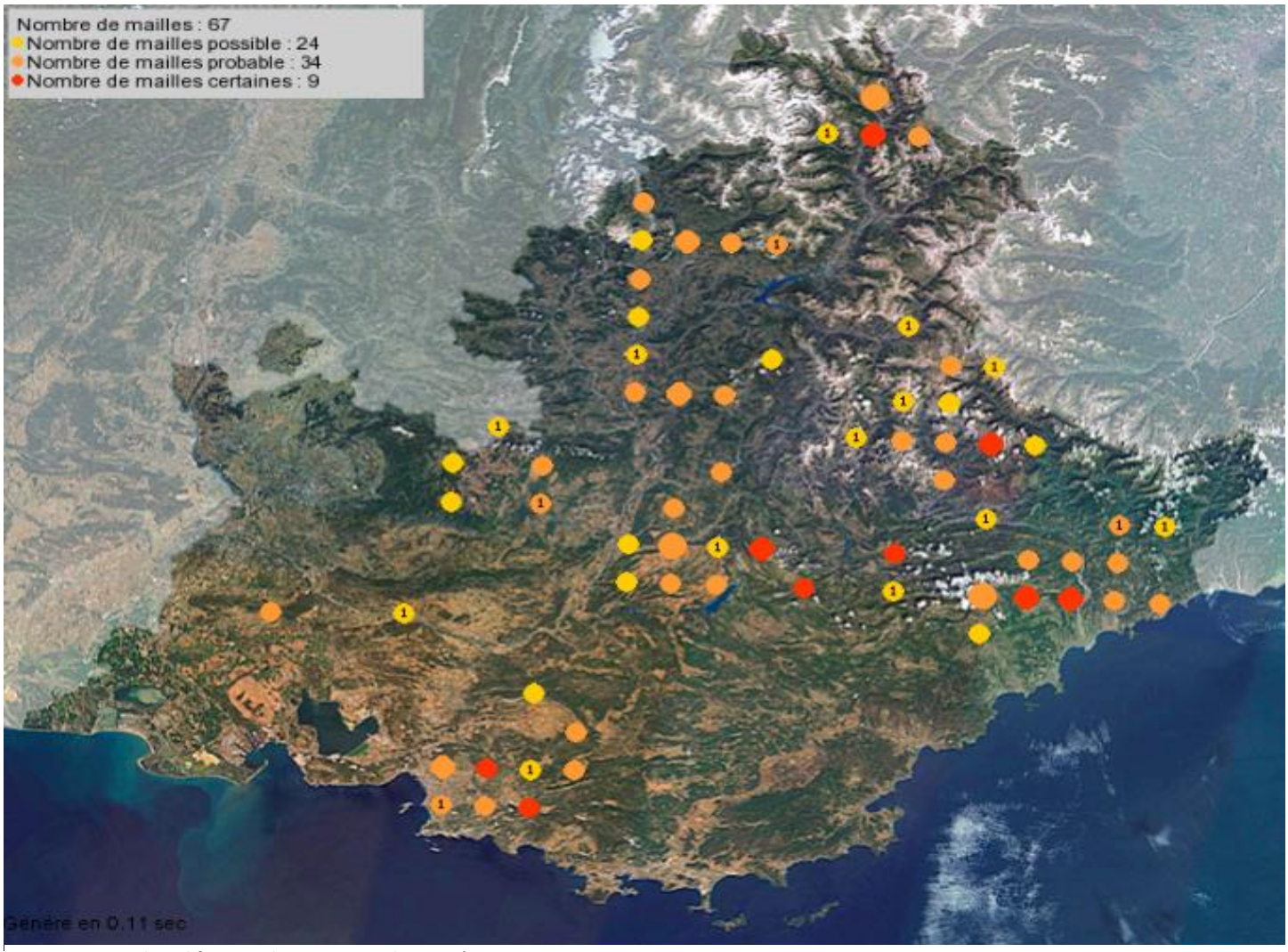


Figure 8. Carte de nidification du Bruant ortolan en région PACA en 2014

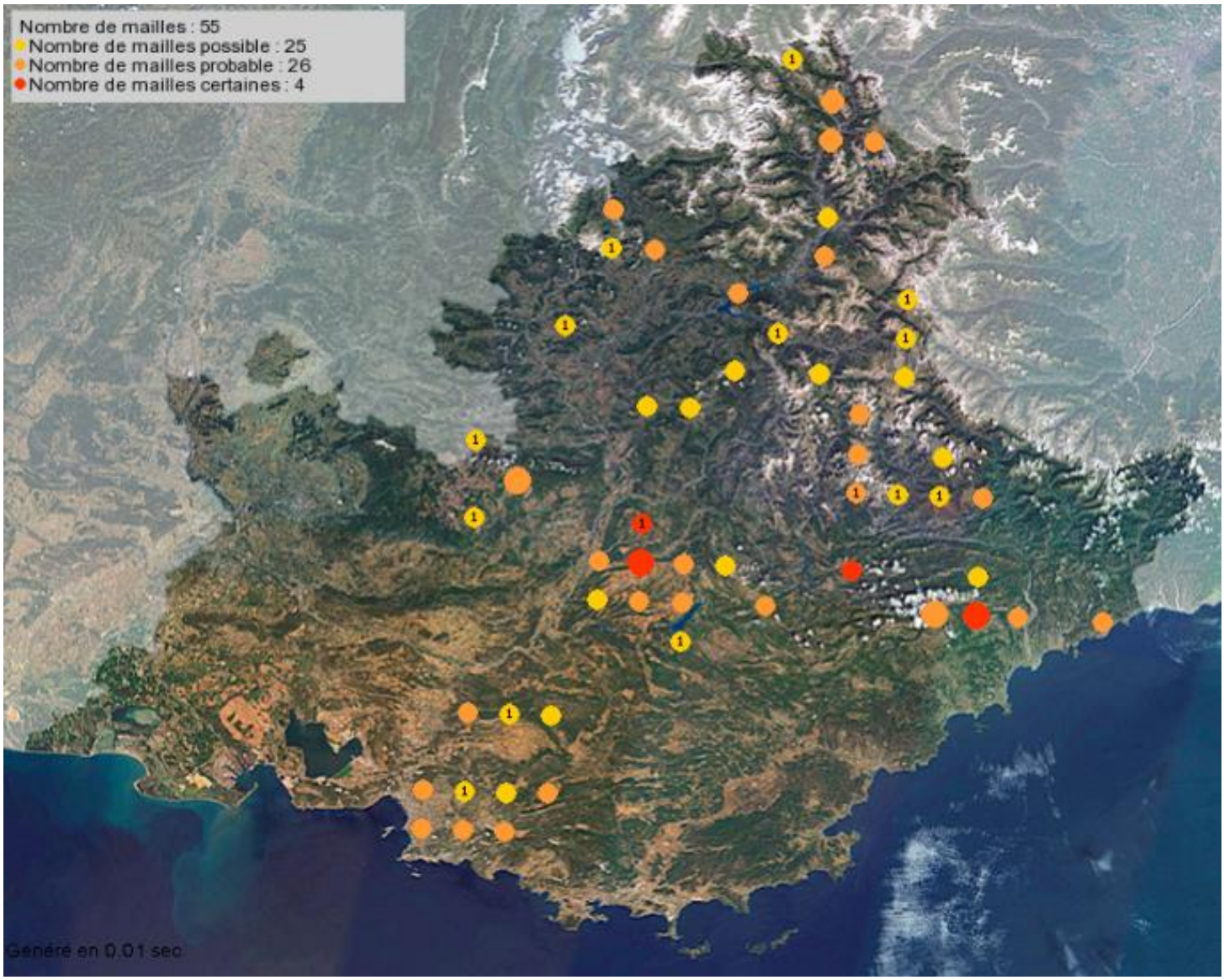


Figure 9. Carte de nidification du Bruant ortolan en région PACA en 2018

Concernant les sites de nidification, le Bruant ortolan affiche clairement une préférence pour le Nord-est et le centre du département.

3.5. Espèce 5 : Engoulevent d'Europe

Analyse descriptive

En 2014, 117 points d'écoute ont été échantillonnés par 7 observateurs différents et au moins un individu chanteur a été détecté dans un rayon de 400 mètres autour de l'observateur sur 39% des points réalisés. Au total, ce sont 63 mâles chanteurs qui ont été détectés. En 2018, ces 117 points d'écoute ont été échantillonnés par 10 observateurs différents et 47% des points réalisés mettaient en évidence la présence d'un individu à moins de 400 mètres de l'observateur, avec un total de 83 mâles chanteurs, ce qui témoigne d'une augmentation du nombre d'individus contactés.

Néanmoins, sur les 117 points échantillonnés en 2014, seuls 99 points ont été utilisés pour l'analyse statistique en raison d'un manque de renseignements concernant les covariables d'échantillonnage.

Cette année, ces 99 mêmes points ont été sélectionnés afin de pouvoir réaliser une comparaison avec les données de 2014.

En 2018, ce sont donc 67 mâles chanteurs qui ont été détectés à moins de 400 mètres de l'observateur sur ces 99 points contre 45 en

2014. Soit un pourcentage de points d'écoute positifs de 68% contre 45% en 2014.

Analyse statistique

D'après nos résultats, on remarque que les effectifs estimés sont tout à fait stables entre les années 2014 et 2018 et selon les différentes méthodes d'extrapolations testées, ce qui crédibilise les résultats. La prise en compte des habitats permet là encore de minimiser l'AIC, et donc a priori d'améliorer les modèles. Une investigation précise de l'amplitude des intervalles de confiances associés aux prédictions d'abondance via la méthode (a) suggère pourtant que celle-ci est plus précise (de l'ordre de 200-250 individus contre 300-400 individus pour l'autre méthode). Cet effet est discuté au paragraphe 4.7.

La taille de population estimée sur les Alpilles via la méthode (b) est très proche en 2014 et en 2018, avec respectivement 327 [191 ; 599] et 397 [281 ; 577]. A partir des analyses statistiques, des densités par habitat ont pu être calculés. L'effet significativement négatif des milieux agricoles sur l'abondance de l'espèce est confirmé en 2018, où la densité d'engoulevent par hectare est six à douze fois inférieure aux autres milieux. Sur ce type de milieu, ceci correspond à 0,6 mâles chanteurs par km^2 en 2018 contre 0,3 en 2014. A noter également un effet significativement positif de la garrigue mis en évidence en 2014, avec une densité estimée de deux mâles chanteurs par km^2, qui n'a pas été confirmé en 2018.

	Abondance	Habitats	Ajustement du modèle	Effet significatif sur p
2014	(a) 413 [308 ; 555]	Ø	Bien ajusté (p-value : 0,5 ; ĉ : 0,96)	Bruit (-) Vent (-)
	(b) **327** [191 ; 599]	Agricole effet (-) : **0,003** [0,0007 ; 0,1] engoulevent/ha	Bien ajusté (p-value : 0,9 ; ĉ : 0,82)	Bruit (-) Vent (-)
		Garrigue (quasi-significatif effet +)		
		Autres : **0,02** [0,007 ; 0,03] engoulevent/ha		
2018	(a) 422 [327 ; 543]	Ø	Mal ajusté (p-value : 0,016 ; ĉ : 1,22)	Vent (-)
	(b) **397** [281 ; 577]	Agricole effet (-) : **0,006** [0,002 ; 0,16] engoulevent/ha	Mal ajusté (p-value : 0,02 ; ĉ : 1,19)	Vent (quasi-significatif effet -)
		Milieu urbain (NS)*		
		Autres : **0,02** [0,02 ; 0,03] engoulevent/ha		

Tableau 22. Abondances et densités par habitat pour 2014 et 2018. NS : Non Significatif*

Photo 24. Engoulevent d'Europe © Aurélien Audevard

Photo 25. La pinède clairsemée, habitat typique de l'Engoulevent d'Europe © Justine Mézier

3.6. Espèce 6 : Petit-duc scops

Cette année, 120 points d'écoute ont été réalisés sur l'ensemble de la ZPS des Alpilles par 8 observateurs différents. Néanmoins, afin de pouvoir effectuer une comparaison de la densité de Petit-duc scops obtenue en 2018 avec celle de 2014, seul les points échantillonnés il y a quatre ans ont dans un premier temps été sélectionnés, soit 112 points d'écoute. Les 112 points d'écoute réalisées correspondent à une surface de 5950 hectares de zones favorables échantillonnées. Sur ces 112 points, 26 ont été positifs (soit 23%). Un point positif étant un point où au moins un Petit-duc scops a été contacté.

	2014	2018
Nombre de points positifs	14	26
Pourcentage correspondant	13%	23%
Nombre d'observateurs	6	8

Tableau 23. Comparaison 2014/2018 des contacts positifs de Petit-duc scops obtenus sur les zones favorables échantillonnées

Les contacts ont pour la plupart été relevés à plus de 500m par les différents observateurs, avec un total de 18 individus. Seul 9 contacts ont été comptabilisés à moins de 100m de l'observateur.

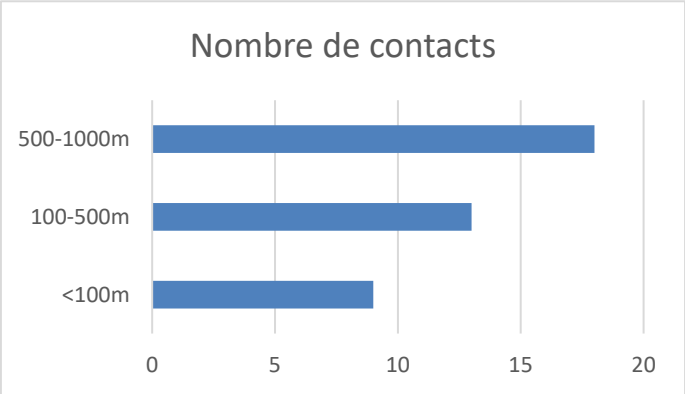


Figure 10. Nombre de contacts de Petit-duc scops obtenus en 2018 sur les zones favorables échantillonnées par classe de distance

A ces résultats 2018, nous avons ajouté les observations référencées sur Faune-PACA durant notre période d'échantillonnage, soit du 15 mai au 15 juin 2018. Ainsi, nous avons pu comptabiliser 2 Petit-duc scops supplémentaires (hors points d'écoute nocturnes).

Le recensement réalisé pour cette étude a donc mis en évidence la présence d'au minimum 42 mâles chanteurs sur la zone d'étude (contre 29 mâles chanteurs en 2014), uniquement pour la période considérée. Les indices de densités sont présentés ci-dessous :

2014	2018
1 mâle chanteur pour 205 hectares	1 mâle chanteur pour 142 hectares
0,48 mâle chanteur par kilomètre carré	0,71 mâle chanteur par kilomètre carré

Cela représente une augmentation de 45% d'individus contactés par rapport à 2014. A noter toutefois, le recensement de 12 individus supplémentaires hors période considérée (du 15/03 au 15/05 et du 15/06 au 15/07).

En considérant les 8 points d'écoute supplémentaires réalisés cette année (soit 120 d'écoute au total), nous pouvons remarquer que l'augmentation de notre effort de terrain n'a pas permis d'augmenter le nombre d'individus contactés.

Répartition 2018 du Petit-duc scops sur la ZPS des Alpilles

D'après la carte des observations, le petit-duc se répartit tout comme en 2014 sur les bordures de la ZPS. Néanmoins, il semble plutôt avoir cette année une préférence pour la partie nord des Alpilles, avec un peu plus de la moitié des contacts (22 mâles chanteurs contactés/42) recensés, contrairement à 2014 où la partie sud des Alpilles était favorisée (23 mâles chanteurs contre 6 au Nord).

Répartition Petit-duc	Nombre de contacts
Nord Alpilles	22
Ouest Alpilles	5
Est Alpilles	1

Centre Alpilles	1
Sud Alpilles	13

A noter qu'un point d'écoute peut comptabiliser plusieurs contacts de Petit-duc scops.

Le nord de Fontvieille ainsi que les zones agricoles et urbaines autour de Maussane-les-Alpilles et du Paradou sont, tout comme en 2014, bien représentées. A noter la présence d'un mâle chanteur à proximité des Baux-de-Provence, dans un secteur d'oliveraies et la présence d'un autre mâle chanteur isolé au sud-est de Fontvieille, proche d'habitations.

Cette année, le village de Mouriès ne compte qu'un seul contact de Petit-duc contrairement à 2014 où le secteur était plutôt bien représenté. Le village d'Aureille est quant à lui plutôt toujours bien fréquenté avec trois contacts de petit-duc.

L'Est de la ZPS reste très mal représenté. Aucun contact n'a été comptabilisé cette année lors des points d'écoute. En 2014, seule la plaine agricole entre Sénas et Eyguières était occupée, mais très peu de contact avaient été recensés.

Cette année, le secteur d'Eygalières est bien représenté, avec 4 contacts répertoriés. A noter un contact sur la plaine agricole située entre Eygalières et Sénas, favorable probablement en raison de la présence de haies et de vieux arbres.

Enfin, toute la partie Nord des Alpilles située au sud de Saint-Rémy de Provence et au sud et à l'est de Saint-Etienne-du-Grès, est très bien représentée avec 12 contacts de Petit-duc. Ce secteur était très peu fréquenté en 2014 malgré une bonne couverture de l'échantillonnage.

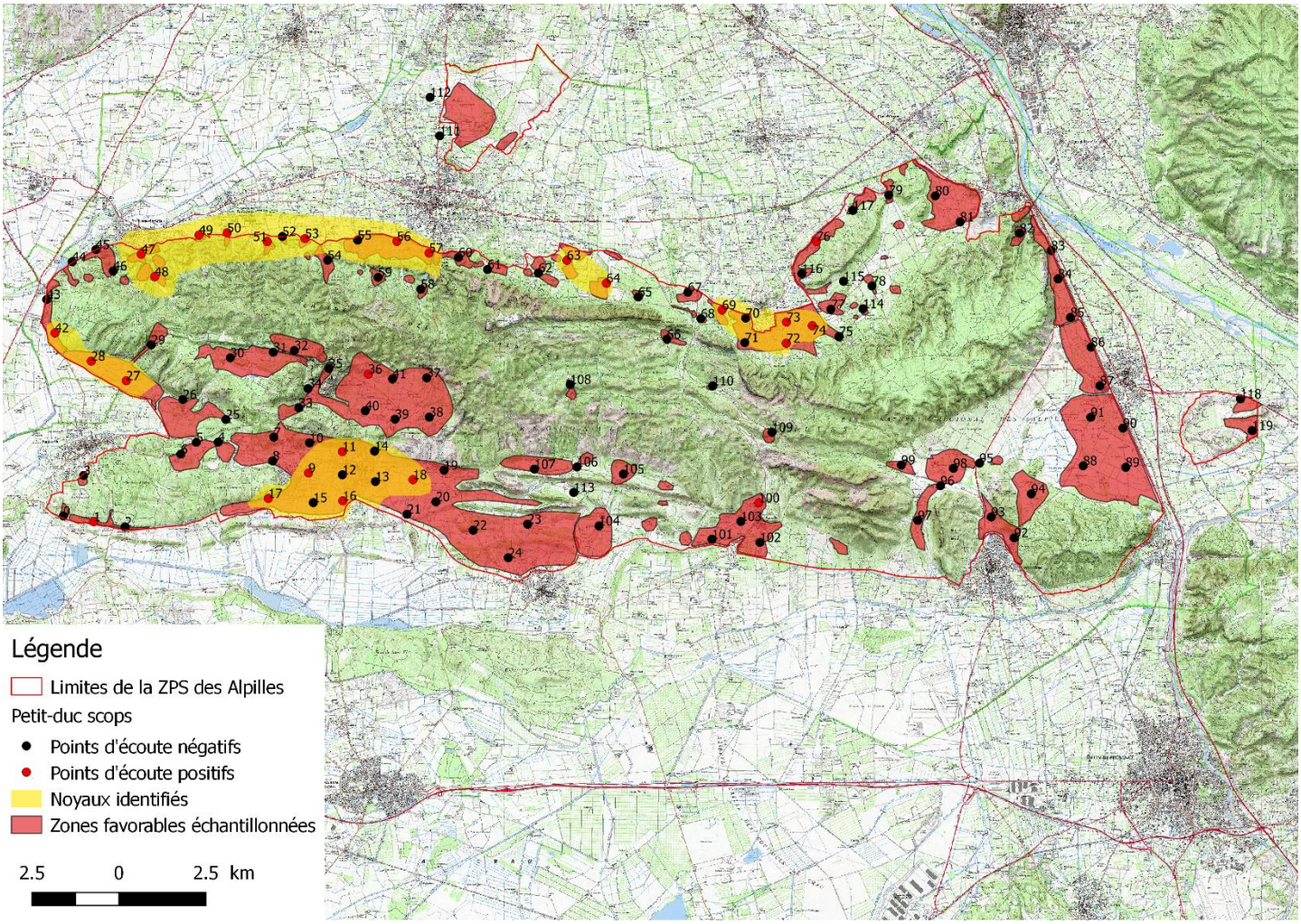


*Figure 11. En rouge, les points d'écoute pour lesquels au moins 1 contact de petit-duc a été recensé **en 2018**. En noir, les points d'écoute pour lesquels aucun contact de petit-duc n'a été signalé. Les surfaces jaunes correspondent aux « noyaux » identifiés où plusieurs petit-duc ont été repérés dans une zone restreinte. Les surfaces rouges correspondent aux zones favorables échantillonnées. © Justine Mézier*

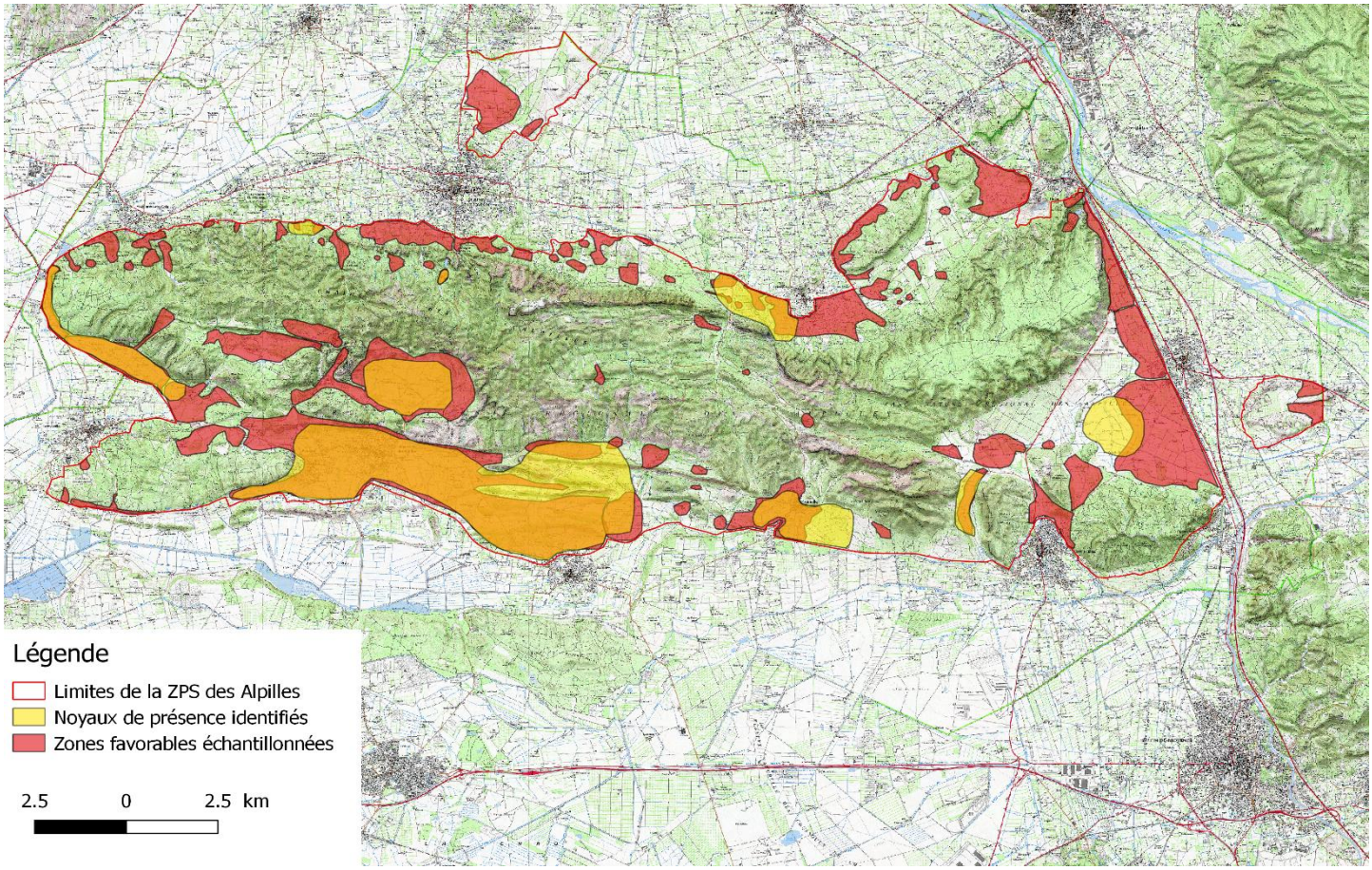


*Figure 12. Cartographie des Zones de présence du Petit-duc scops **en 2014** © Justine Mézier et Jérémy Dupuy*

Photo 26. Petit-duc scops Otus scops © Aurélien Audevard

4. Discussion

4.1. La Fauvette pitchou

Photo 27. Fauvette pitchou Sylvia undata © Justine Mézier

D'après nos résultats, les densités de cette espèce sont les plus importantes en milieu de type « **garrigue basse** » (couvert végétal inférieur à 1 mètre, zone ouverte) et sont de l'ordre de 4,7 et 3,8 mâles chanteurs pour 10 hectares pour le premier et le second passage respectivement. Le milieu de type **« garrigue haute »** (couvert végétal supérieur à 1 mètre) compte quant à lui 0,8 et 1 mâle chanteur pour 10 hectares pour le premier et le second passage respectivement. Enfin, le milieu de type **« forestier »** compte des densités anecdotiques avec seulement 0,04 et 0,1 mâle chanteur pour 10 hectares pour le premier et le second passage respectivement.

L'abondance de cette fauvette est donc très liée à l'habitat, et en particulier au milieu de type « garrigue », avec une nette préférence pour les zones de garrigues basses. Comme attendu, les résultats obtenus en 2018 sont en accord avec ceux obtenus en 2014 et avec la bibliographie existante sur l'écologie de l'espèce. En effet, Blondel (1969.a.) avait déjà mis en évidence que sur quatre passereaux régulièrement nicheurs en milieu de garrigue, trois étaient des « Fauvettes méditerranéennes », incluant la Fauvette pitchou, et qu'à elles seules, elles représentaient 82,4% de l'avifaune pendant les mois d'été. La garrigue semble donc bien être le biotope de prédilection de cette fauvette méditerranéenne. Dans ces espaces, les densités sont en effet à minima 40 fois supérieures aux densités rencontrées dans les autres milieux. En 2014, on trouve dans ces zones 4 à 6 individus pour 10 hectares, chiffres qui sont même portés à plus de 10 individus/10 ha selon les résultats de 2018. Ces résultats se situent dans la fourchette haute des chiffres avancés dans la littérature existence au sujet de l'espèce. Quelques une des études traitant des densités obtenues pour la Fauvette pitchou dans le milieu optimal de type « garrigue basse » sont présentées ci-dessous pour comparaison.

Auteurs	Densité de mâles chanteurs (ou couples)	Localisation
Blondel, 1969.b.	Jusqu'à 5 couples recensés sur 28 hectares soit 1,8 mâle chanteur pour 10ha	Garrigue de Provence
Guermeur & Monnat, 1980	4 ou 4,8 couples pour 10ha de Landes	Bretagne
Ladet, 1986	0,7 couples pour 10ha en 1986 0,5 couples pour 10ha en 1987 1,4 couples pour 10ha en 1988	Ardèche
Gilot, données inédites	1,1 et 3,2 couples pour 10ha en fonction du type de milieu	Aude et Pyrénées Orientales

Mure, 1995 *in* Ladet & Cochet, 2008	2,25 individus chanteurs pour 10ha	Basse-Ardèche

Tableau 24. Comparaison des résultats de densités obtenues pour 10ha avec la bibliographie existante.

La densité obtenue dans l'article de Blondel (1969.b.) suit une logique de reconquête de la Fauvette pitchou après des hivers froids qui avaient impactés cette espèce sédentaire. Il est donc possible que la population de Fauvette pitchou sur cette zone de garrigue est continuée à augmenter par la suite.

En dehors des zones méditerranéennes, des densités importantes ont été notées, notamment en Bretagne (Monnat & Guermeur, 1980), tandis que sur une surface de 27 hectares de garrigues suivie pendant 3 années consécutives en Ardèche, la densité de Fauvette pitchou a fluctué, diminuant puis augmentant progressivement.

Dans les départements de l'Aude et des Pyrénées Orientales, des estimations de densités dans les années 2000 par méthode des quadras donnent des chiffres allant de 1,1 couples pour 10 hectares de garrigues diversifiées à chênes kermès, chênes verts et buplèvres à 3,2 couples pour 10 hectares de maquis à bruyère et chêne vert (*tableau 24 ci-dessus*). Nos estimations de 4,7 mâles chanteurs pour 10 hectares de garrigues se situent dans la marge haute des données obtenues dans la bibliographie.

Notons tout de même, pour l'étude effectuée en Basse-Ardèche, que les chiffres obtenus sont basés sur des indices d'abondance, sans prise en compte de paramètres de détectabilité.

Dans le milieu optimal (garrigue basse), nous constatons toutefois une diminution des densités entre le premier et le second passage 2018. Cela peut facilement s'expliquer par la période d'activité optimale de chant pour cette espèce qui est centrée autour du premier avril. Il semble donc qu'au cours du second passage, courant mai, une partie des oiseaux soit en pleine période d'élevage comme le montre des observations de nourrissage ou de jeunes faites sur le terrain.

Malgré le manque de précision des résultats, l'estimation du nombre minimal d'individus semble avoir augmenté entre les deux années d'étude, ce qui va plutôt dans le sens de la stabilité, voire de l'augmentation, de la population de Fauvette pitchou dans les Alpilles depuis 2014. S'il n'est pas possible de donner avec précision une évolution, pour des raisons évoquées ultérieurement dans ce document, nous pouvons néanmoins affirmer que l'espèce reste très bien représentée dans la ZPS.

Le principal danger pour cette espèce sédentaire reste les vagues de froid. Blondel (1969.b.), dans le midi méditerranéen, et Westerhoff & Tubbs (1991) en Angleterre ont en effet pu mettre en évidence l'effet négatif de la rigueur de l'hiver sur cette espèce sédentaire. Les effectifs peuvent mettre plusieurs années à se reconstituer (Blondel, 1969.b.), comme cela a pu être le cas en Midi Pyrénées à la suite des hivers rigoureux de 1985 et 1987 qui avaient totalement décimés la population régionale. Après ce type d'hiver, il faut souvent plus d'une décennie pour que les effectifs redeviennent conséquents. Cette population a ainsi mis près de dix ans pour retrouver sa distribution pré vagues de froid avec malgré tous des effectifs moins importants (Joachim *et al.* 1997).

Les bons résultats concernant la densité et la relative stabilité de l'espèce sur ces quatre années pourraient en partie être liés à la douceur des hivers depuis 2014. Les hivers ayant tous été plutôt doux depuis 2014 dans la région PACA selon le bilan climatique réalisé par Météo France, avec notamment l'hiver le plus chaud depuis 1900 en France en 2015/2016 (Météo

France, 2016), il est probable que cela ait positivement influé sur le taux de survie hivernal et donc sur des densités importantes en garrigue basse, conduisant à une favorisation du succès reproducteur au printemps suivant.

D'autre part, la Fauvette pitchou est très sensible à plusieurs éléments impactant son milieu préférentiel, comme les feux (Tucker & Heath, 1994), la fermeture du milieu (boisement naturel et progressif des maquis bas), la destruction et la perte de ses habitats de reproduction, notamment de Landes (Catchpole & Phillips 1992,Treweek *et al*. 1998) et la surfréquentation humaine (Murison *et al.* 2007).

En Angleterre, plusieurs études ont mis en évidence un effet négatif de la fréquentation humaine des espaces naturels ouverts sur la densité de nids et sur le succès reproducteur de cette espèce qui niche au sol. Murison *et al.* (2007) ont notamment mis en évidence que les territoires situés sur des sites de Landes et associés aux aires de loisirs (pique-nique entre autres), montraient un pic de perturbation accru sur cette fauvette en juillet et août. La surfréquentation est à l'origine du piétinement qui a pour conséquence une fragmentation de son habitat.

En Bretagne, la transformation en forêt de production de certaines landes a également été une cause de la diminution de ses effectifs (Groupe Ornithologique Breton, 1977).

En ce qui concerne les incendies, les populations de Fauvette pitchou des Pyrénées-Orientales et de Corse ont été affectées, depuis 1976, par toute une série de grands ou très grands incendies. Tucker & Heath (1994) ont également constatés que les feux qui recouvraient régulièrement les landes en été pouvaient entraîner d'importants dommages à l'espèce, du moins à court terme. Le fait qu'aucun incendie majeur n'ait marqué le massif depuis 2012 peut aussi expliquer le bon état de l'espèce. Le dernier incendie connu avait touché le plateau d'Orgon, à l'est du massif, sur 1000 hectares de zones agricoles et de yeuseraies principalement. A ce propos, nous devons préciser que les zones qui ont brulées sur le secteur d'Orgon ont été considérées comme grand type d'habitat « ouvert » et non garrigue en 2014, et de nouveau comme telles en 2018, même si l'observation du terrain montre qu'elles sont en train de devenir tout à fait caractéristiques des milieux favorables à la Fauvette pitchou (broussaille de jeunes chênes verts plus ou moins dense). Mais nous ne les avons pas pris en compte dans l'analyse car nous ne disposions pas de nouvelle étude d'occupation du sol récente sur l'ensemble de la ZPS.

Enfin, notons que l'activité pastorale a doublé depuis la fin des années 2000. Suite au changement d'orientation dans les politiques publiques et à la volonté d'utiliser cet outil dans la lutte contre les incendies, la surface pâturée dans le massif est passée de 3000 ha en 1997 à 6450 ha en 2014. Ces surfaces se maintiennent et augmentent avec la reconquête d'anciens territoires pâturés, pour beaucoup dans des zones de garrigues. Le bon état de la population de fauvettes pitchou est donc très probablement aussi lié à l'augmentation de l'activité pastorale, favorisée ces dernières années par les actions LIFE, qui participe beaucoup au maintien de l'ouverture des milieux de garrigues.

Les mesures de gestion préconisées et favorables à l'espèce sont donc le maintien d'une superficie suffisante de maquis à chêne kermès en limitant la colonisation de ces milieux par les ligneux hauts (arbres) et la prise en considération de ses habitats de prédilection dans tout projet d'aménagement.

Nous évoquons également ici un point important, concernant exclusivement les passereaux. Il est commun, dans les études ornithologiques, de ne s'intéresser qu'aux individus chanteurs, considérant que ce comportement est exclusif d'un individu mâle, nicheur, en couple sur son territoire

(Dabouineau, 2004). Néanmoins, nous avons considéré également les cris dans certains cas, c'est pourquoi nous parlons dans ce rapport à la fois d'individus (pour la Fauvette pitchou seulement) et d'individus chanteurs (pour les autres espèces). Les cris peuvent en effet provenir d'un mâle ou d'une femelle.

Usuellement, les vocalisations produites par les oiseaux sont classées en deux catégories: les chants et les cris. On distingue les deux par un certain nombre de critères comme la durée, la variabilité, mais aussi par leurs fonctions (Cornec, 2015).

Le chant est très lié à la possession du territoire, c'est-à-dire à un espace que va défendre l'animal ou le couple contre les congénères de la même espèce (Dabouineau, 2004). De nombreuses études expérimentales ont, en tout temps, mis en évidence le rôle des chants comme manifestations intégrantes du comportement territorial chez les oiseaux (Peek, 1972 ; Goransson, 1974 ; Krebs, 1977 ; Eriksson & Wallin, 1986 ; Falls, 1988 *in* Cornec, 2015).

Le chant va avoir plusieurs fonctions et joue un rôle majeur pendant l'intégralité de la période de reproduction (Dabouineau, 2004 ; Cornec, 2015) :

- **L'exclusion des rivaux** : lors de la période de conquête du territoire de reproduction, le chant émis par un oiseau va permettre de maintenir une certaine pression sur les congénères intraspécifiques, affirmant ainsi son « titre de propriété » (Dabouineau, 2004 ; De Kort *et al.* 2009).
- **L'attraction des femelles** (Catchpole & Slater, 2008 ; De Kort *et al.* 2009).
- **La stimulation ovarienne des femelles** (Catchpole & Slater, 2008).

Les cris quant à eux, sont des comportements directement liés à la survie de l'animal et de ses congénères face aux prédateurs. Les cris peuvent être de plusieurs natures et avoir plusieurs fonctions :

- de contact
- de séparation
- de menaces
- de rassemblement
- de détresse
- d'alarme
- indicateurs de source de nourriture, d'eau ou de perchoir favorable à l'espèce considérée (Cornec, 2015)

Les cris sont des vocalisations non apprises, par opposition aux chants, produites également durant la saison de reproduction. Lors de cette période, les cris sont plutôt l'apanage des mâles, au moins dans les régions tempérées (Cornec, 2015).

Pour la Fauvette pitchou, deux raisons nous ont poussés à faire le choix de travailler sur les individus plutôt que sur les individus chanteurs. La première est la difficulté à connaître avec certitude l'origine brute des données (au sens chant/cri) en 2014. En effet, la méthodologie employée indiquait que trois types de contact étaient relevés lors des prospections de terrain (chant, cri et observation simple). Or, les tableaux utilisés étaient soit déjà formatés en 0 et 1, soit laissaient apparaître 168 et 176 points respectivement avec des lignes ne contenant que des C (chants) ou O (observation simple), suggérant que les Cr (cris) avaient été transformés soit en C, soit en O. De plus, des analyses avaient déjà été conduites cette année-là, avec une méthode différente de celle que nous avons employée ici (en particulier sur l'extrapolation).

La seconde raison est qu'au regard des données 2018, la non prise en compte des cris faisait perdre énormément de données. En effet, plus de la moitié des individus contactés au cours du second passage ne l'ont été que par le cri. Le choix de cette prise en considération a donc été fait afin d'éviter d'enlever un trop grand nombre de données. De plus, en considérant que le

nombre de contacts bruts (avant analyse) répertoriés en 2014 était relativement proche de celui obtenu en 2018, il est très probable que les cris aient bien été pris en compte lors du formatage et de la saisie des données en 2014. Ainsi, la considération des cris pour la Fauvette pitchou nous empêche d'utiliser la dénomination « nombre de mâles chanteurs ». Les résultats évoqués et discutés font donc état d'une **population totale** présente au moment du passage, mâles et femelles confondues, et non de **couples nicheurs certains**. Lors des comparaisons avec les données de la littérature, pour cette espèce seulement, les chiffres de densités donnés en nombre de couples ou de mâles chanteurs ont donc été multipliés par deux.

Ce choix est néanmoins discutable dans la mesure où les cris sont parfois, comme énoncé précédemment, de simples vecteurs de communication entre les oiseaux, mais ils peuvent aussi être émis dans un cadre de territorialité, lorsqu'une menace (observateur par exemple) s'approche du nid.

Compte tenu du cycle biologique de l'espèce, nous sommes partis du principe que les couples étaient déjà bien installés sur leur site de reproduction à cette période de l'année et nous avons émis l'hypothèse que le nombre élevé de contacts par cris étaient émis par les individus en réponse à la défense du nid et à la survie de la progéniture.

De plus, la population de Fauvette pitchou des Alpilles est sédentaire. Cela vient donc renforcer l'idée que les individus détectés, même par cri, appartiennent bien à la population et soient cantonnés au territoire d'étude.

Pour les autres espèces de passereaux, la question est moins complexe puisque la grande majorité voire la totalité des individus détectés en 2018 l'ont été par le chant. L'Alouette lulu par exemple, est très encline au chant et est très facilement repérable. Il est donc très probable que cela ait également été le cas en 2014, c'est pourquoi nous utilisons le terme d'individus chanteurs et de mâles chanteurs considérant cette espèce. Même remarque pour le Pipit rousseline, pour lequel uniquement des chants ont été détectés, à l'exception d'un cri, détecté lors du premier passage de 2018 et qui a été pris en compte dans nos analyses préliminaires, considérant le nombre déjà très faible d'oiseaux repérés.

4.2. L'Alouette lulu

Tout comme en 2014, l'Alouette lulu est bien représentée dans la ZPS des Alpilles. Néanmoins, la précision des résultats actuels ne permet pas de déterminer si la population a évolué, en raison d'intervalles de confiance plutôt élevées et se chevauchant entre les deux années d'étude.

En 2014, nos résultats permettent d'estimer la densité d'Alouette lulu à 2,3 mâles chanteurs/10ha pour le premier passage, et 2,4 mâles chanteurs/10ha pour le second passage. En 2018, les densités sont équivalentes à celles obtenues lors de l'étude initiale, à savoir 2,4 mâles chanteurs/10ha pour le premier passage et 1,7 mâles chanteurs/10ha pour le second passage.

Néanmoins, en 2018, les modèles s'ajustent visiblement mal aux données, selon le test d'ajustement paramétrique réalisé, qui est le seul test d'ajustement disponible pour ce type de modèle à l'heure actuelle. Les résultats de cette année sont donc à prendre avec précaution car potentiellement erronés malgré la cohérence des densités entre passages et entre années.

Ces résultats sont toutefois en accord avec les chiffres évoqués dans la littérature et sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Nous partons ici du principe qu'un mâle chanteur détecté équivaut à un couple (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Auteurs	Densité de mâles chanteurs (ou couples) pour 10ha	Localisation
Nore *et al.* 1984	Entre 0,4 et 2,13 couples	Zones bocagères du Limousin
Ladet, 1986	0,8 individus	Zone de garrigue de de Basse-Ardèche
Boitier, 2004	0,6 et 2,2 couples	Deux zones d'étude du Puy-de-Dôme en Auvergne
Besnard & Remy, 2012	1,2 mâles chanteurs (tout habitat confondu)	ZPS des garrigues de Lussan (Gard)
Colliat-Dangus, 2015	De 0,9 à 1,8 mâles chanteurs	Pelouses et vignobles de la ZPS « Arrière côte de Dijon et de Beaune »

Tableau 25. Comparaison des résultats d'abondance totale et de densités par type d'habitat sur deux ZPS du sud de la France pour l'Alouette lulu.

Seules les densités obtenues en Ardèche semblent plus faibles avec un total de 0,4 couples pour 10 hectares (Collectif, 2003).

Globalement, ces chiffres, bien qu'obtenus via des protocoles différents, permettent tout de même de donner une crédibilité certaine à nos résultats, et de juger que l'espèce ne semble pas menacée sur la ZPS des Alpilles.

D'après nos résultats, l'Alouette lulu se répartit de manière homogène sur l'ensemble de la ZPS.

En effet, nous n'avons pas détecté d'effet de l'habitat sur l'abondance pour le second passage et un effet très léger pour le premier passage pour 2014 ; et inversement pour 2018. L'effet des différents habitats sur l'abondance locale différant entre chacun des passages et chacune des années, cela suggère plutôt une absence de réelle disparité d'abondance entre les milieux pour cette espèce. L'effet de certains grands types d'habitats détecté lors de certains passages est très probablement plus dû au hasard de l'échantillonnage puisqu'il n'est pas confirmé lors des différentes analyses comme c'est le cas pour la fauvette pitchou par exemple.

Ces résultats confirment ainsi les observations que nous avons faites sur le terrain qui montrent que cette espèce s'observe aussi bien en milieu agricole, dans les oliveraies, les garrigues basses mais aussi en milieu forestier lorsque celui-ci subit des ouvertures (coupes forestières, pistes DFCI entretenues pour la défense de la forêt contre les incendies). L'étude menée dans la ZPS des garrigues de Lussan n'avait pas non plus détecté d'effet de l'habitat sur l'abondance de l'Alouette lulu (Communauté de Communes du Grand Lussan, 2012).

Ces densités par grand ensemble d'habitat apportent des éléments de comparaison avec notre étude. Néanmoins, il est difficile de conclure sur la densité obtenue dans le massif des Alpilles étant donné que les protocoles utilisés et les milieux échantillonnés entre les différentes études diffèrent parfois de manière importante. Malgré tout, la population totale des Alpilles (estimée à près de 3000 mâles chanteurs) est importante et démontre l'intérêt de conservation des massifs calcaires de Provence pour l'Alouette lulu.

Le bon état de la population constatée ici dans la ZPS des Alpilles et l'homogénéité de sa répartition dans les différents types d'habitats va dans le sens d'un rapport récent de l'ONCFS, qui indique même que l'Alouette lulu poursuit son augmentation en ce qui concerne les effectifs

nicheurs en France. Son indice d'abondance est en augmentation régulière et importante, avec une progression annuelle de +4,41% en 1996 et +117,62% en 2014 bien que les estimations soient fondées sur un nombre de contacts considéré comme encore faible (n=308).

Son homogénéité dans les différents habitats étudiés ici s'explique notamment par la mosaïque de milieux présents dans les Alpilles, où tous les habitats sont fortement imbriqués. Assez généraliste, l'Alouette lulu est donc susceptible de trouver à peu près partout sur ce territoire des espaces convenant à la nidification, c'est à dire contenant des zones à la fois ouvertes pour la chasse d'insectes, et denses pour le nid (Flitti *et al.* 2009 ; MNHN Paris, 2012). Plusieurs auteurs soulignent pourtant l'absence de cette alouette dans les milieux forestiers continus, chose que nos résultats ne mettent pas en évidence alors que ces milieux recouvrent environ 45% de la zone d'étude. Il est probable que cela soit dû aux pistes de Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI) qui serpentent partout dans les massifs forestiers totalisant un linéaire de plus de 250 km (DDAF 13 / ONF 13 et 84, 2008). Ces pistes créent des ouvertures franches de plusieurs mètres de large partout dans les massifs forestiers qui contribuent probablement fortement à la présence homogène de l'Alouette lulu sur toute la ZPS, même dans ces zones.

4.3. Le Pipit rousseline

Avec 215 points échantillonnés dont 200 exploitables, les données recueillies lors de la prospection de 2018 ont permis de réaliser une analyse statistique. L'analyse effectuée sur le premier passage n'a pas été détaillée ici en raison d'une population estimée à 1052 [267 ; 4162] et 2119 [237 ; 20826] individus via les méthodes d'extrapolations (a) et (b), ce qui semble peu vraisemblable au regard du nombre d'individus réellement contactés sur la ZPS des Alpilles, d'autant plus que la précision, donnée par le bootstrap, était très mauvaise. De plus, il n'est pas étonnant que si peu de Pipit rousseline aient été contacté lors du premier passage puisque ce dernier s'est déroulé entre le 15 mars et le 15 avril 2018. Or, les premiers migrateurs sont connus pour arriver en France à la fin de cette période, soit au cours de la troisième décade d'avril (Flitti *et al.* 2009 ; Svensson *et al.* 2015).

L'analyse du second passage 2018 fournit au contraire des résultats plus cohérents et plus précis. Sur ce passage, en prenant l'habitat en considération, le nombre d'individus chanteurs estimés de 546 [283 ; 1799] et obtenu avec la méthode d'extrapolation (b) est parmi les rares estimations quantitatives réalisées sur un territoire localisé en France. En effet, dans la littérature, les chiffres disponibles pour réaliser une comparaison sont très rares. Cependant, une étude similaire menée en 2011 avec un protocole quasiment identique basé sur la technique des points d'écoute dans la ZPS des garrigues de Lussan (Gard), à environ 70 km au nord-ouest des Alpilles (Besnard & Remy, 2012), nous donne quelques éléments intéressants. Dans cette zone, les analyses menées permettent d'estimer la taille de population (mâles chanteurs assimilés à des couples cantonnés) à 189 individus avec un intervalle de confiance à 95% soit 99 à 361 individus chanteurs sur une zone d'étude de taille proche de la ZPS des Alpilles (27 000 pour les Alpilles, 29 150 ha pour le Grand Lussan). La taille de la population des Alpilles en 2018 semble donc a priori plus importante, même si l'intervalle de confiance avancé est plus grand.

En considérant le fait que le plateau de Lussan présente une végétation très similaire à celle des Alpilles, avec présence de garrigues et de milieux forestiers, il paraîtrait toutefois étonnant que la population nicheuse dans notre zone d'étude soit foncièrement supérieure. Malgré tout, nos résultats ne semblent pas invraisemblables, et contredisent les conclusions faites en 2014 à l'issue de l'inventaire initial, où la situation du Pipit

rousseline était jugée comme « compliquée » (PNR des Alpilles *et al.* 2015). Ils confirment plutôt l'idée d'une dynamique positive de l'espèce en région Provence-Alpes-Côte d'Azur, et viennent renforcer les résultats du programme STOC-EPS régional avançant une augmentation de +105% en effectif sur la période 2001-2012, même si la tendance ne semble pas être significative (CEN PACA, 2012).

En ce qui concerne les densités par grand type d'habitats, nos résultats confirment l'absence de l'espèce des milieux forestiers, fermés, où la densité d'individus prévus par la modélisation avec prise en compte de l'habitat est quasi nulle et fournie une estimation de 0,1 mâles chanteurs/km^2. Cela confirme les connaissances actuelles sur l'écologie de l'espèce (Svensson *et al.* 2015). Par ailleurs, dans l'article de Besnard & Remy (2012), les estimations par grand type d'habitats montraient déjà que l'espèce était absente des milieux fermés, ce qui corrobore également nos résultats.

En revanche, les résultats ne mettent pas en évidence d'effet des autres habitats testés. Nous attendions en particulier un effet positif du grand type d'habitat « milieu ouvert » correspondant notamment aux zones nues et rocailleuses qu'est connu pour affectionner le Pipit rousseline comme c'est le cas en plaine de Crau, plutôt steppique, et à Valensole considérées comme les bastions régionaux de l'espèce en Provence-Alpes-Côte d'Azur (CEN PACA, 2012 ; Svensson *et al.* 2015). Rappelons que le Pipit rousseline vit généralement dans des milieux ouverts, semi-arides rocailleux et sableux à végétation rase (matorral, steppe à salicornes, pelouse calcaire, dune, champ de lavandes ou vignes (Svensson *et al.* 2015). D'autres études ont également mis en évidence la préférence du Pipit rousseline pour ce type d'habitat. Dans les Landes de Gascogne, Barbaro *et al.* (2003) n'ont contacté cette espèce que sur des parcelles de vastes coupes rases ou de landes de moins de dix ans à dominante herbacée avec du sable à nu. De même, Boutet & Petit (1987) *in* Barbaro *et al.* (2003) ont montré que le Pipit rousseline était rare à l'intérieur du massif landais alors qu'il était plutôt commun dans les dunes non boisées du littoral.

Le fait que l'habitat « milieu ouvert » ne soit pas significatif pourrait être dû à un élément que nous avons déjà abordé précédemment, à savoir la forte imbrication des habitats dans les Alpilles. En dehors des milieux forestiers, il est rare d'avoir des zones constituées à 100% du même type d'habitat. Sur les 200 sites où ont eu lieu les points d'écoute pour le pipit par exemple, selon les observateurs seulement 8 étaient constitués à 100% de « milieu ouvert », alors que 60 comprennent une couverture non nulle de ce même habitat. Ces résultats peuvent donc s'expliquer par le fait que le Pipit rousseline peut nicher à peu près partout dans les Alpilles en dehors des milieux forestiers, puisque qu'il peut trouver des zones favorables à sa nidification. Ces résultats suggèrent aussi que le pipit pourrait nicher dans d'autres zones que les milieux ouverts *stricto sensu*, comme les garrigues basses où il a été plusieurs fois contacté, tout comme en 2014 (partie sud des Opies ou à l'est de la Plaine des Baux-de-Provence). Pontcharraud (2002) *in* Barbaro *et al.* (2003) avait d'ailleurs mis en évidence une corrélation négative entre la présence de pipit et le pourcentage de pins, caractéristiques des milieux forestiers, dans un rayon de 500 mètres autour de parcelles mais une corrélation positive avec le pourcentage de cultures et l'hétérogénéité spatiale. Besnard & Remy (2012) mettait aussi en évidence en 2011 que l'espèce était plus fréquente en habitat mixte (0,33 individu/point) et plutôt d'abondance intermédiaire sur les milieux ouverts *stricto sensu* (0,11 individu/point).

Ainsi, le pipit rousseline aurait tendance à occuper une diversité d'habitat tels que les zones buissonneuses, les terrains vagues, les prairies sèches, les terres cultivées, les dunes

sablonneuses, les rives sableuses des cours d'eau, les plateaux semi-arides, les versants de montagne, les terrains en friche, les landes de bruyère (Barbaro *et al.* 2003) si les conditions y sont favorables.

Le Pipit rousseline devra néanmoins faire l'objet d'une attention particulière car c'est une espèce sensible à la disparition et à la modification des habitats comme le reboisement, l'évolution des pratiques agricoles avec l'utilisation d'insecticides, l'abandon des terres et la fermeture du milieu due à la diminution ou à l'arrêt du pâturage extensif (Suarez *in* Tucker & Heath, 1994) mais aussi au changement climatique à plus large échelle. La fermeture du milieu a déjà localement entraîné la disparition de l'espèce en Rhône-Alpes. En pays d'Apt, dans le Vaucluse, une diminution de 80% des effectifs avait été constatée entre 1976 et 2003. La méthode de recensement était basée sur la technique des points d'écoute et la raison de cette baisse était liée à la fermeture du milieu (Paulus, 2009 *in* Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Sur le massif des Alpilles, les efforts menés dans le sens d'un regain du pastoralisme ont très probablement été favorables au Pipit rousseline ces dernières années. Le maintien d'un pâturage extensif sur les pelouses sèches et dans les landes et garrigues ouvertes est à préconiser pour favoriser et maintenir cette espèce sur la zone.

Photo 28. Pipit rousseline Anthus campestris © Aurélien Audevard

4.4. Le Bruant ortolan

En 2014, seulement deux mâles chanteurs (un seul à partir des points d'écoute, un autre lors de prospections complémentaires) avaient été observés à l'Est du cimetière d'Aureille, le long du GR6 (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). En raison d'un nombre quasi-inexistant d'individus contactés, le rapport de 2015 indiquait la «disparition très prochaine » du Bruant ortolan de l'avifaune nicheuse de la ZPS des Alpilles.

En 2018, ce constat est confirmé, puisqu'aucun individu n'a été contacté. Ce résultat n'est pas étonnant au regard de la littérature existante sur la tendance nationale des effectifs de couples nicheurs en France. Sur le long terme, Claessens et Rocamora évoquait déjà une diminution de 50% de l'effectif nicheur français depuis les années 70 (Claessens & Rocamora, 1999 ; Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999) ainsi que sa disparition avérée dans plusieurs régions de France (Claessens & Rocamora, 1999).

Sur le court terme, Comolet-Tirman *et al.* (2012) indiquait aussi un déclin de l'ordre de 42% des effectifs nicheurs sur la période 2001-2011, particulièrement marqué sur les années 2010-2011. De plus, de récentes analyses des données de l'Atlas national des oiseaux nicheurs, réalisées sur la période 2009-2012, ont fourni une estimation de 5 000 à 8 000 couples à l'échelle française, réparties principalement dans le sud. Ceci représente une baisse par rapport à l'estimation publiée en 2002 qui évoquait entre 10 000 à 40 000 couples nicheurs (Jiguet *et al.* 2016).

Parallèlement, une autre enquête nationale menée sur les oiseaux nicheurs a fait état d'une baisse de 50% des effectifs pour la période 2001-2014 (Jiguet *et al.* 2016). La diminution affirmée des effectifs nicheurs, qui est supérieure à 50%, peut être considérée comme grande, et a pour conséquence le classement de l'espèce comme « en danger » (EN) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de France

métropolitaine et vulnérable (VU) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur (UICN France). L'espèce était déjà devenue très rare sur le massif des Alpilles en 2014, alors qu'elle apparaissait pourtant comme commune dans les années 1960 (Blondel, *comm. pers*. Jérémy Dupuy, 2014). **L'espèce semble donc maintenant éteinte localement.**

Les raisons évoquées pour expliquer la diminution des effectifs voir la disparition de l'espèce en France, sont multiples. Menz & Arlettaz (2012) évoquent entre autres la perte d'habitat, le changement climatique sur les aires de reproduction, la chasse et le braconnage notamment dans le sud-ouest de la France mais également des changements environnementaux constatés sur les zones d'hivernage.

Certains facteurs, comme la perte de l'hétérogénéité en milieux agricoles peuvent avoir un effet négatif plus marqué sur les populations (Vepsäläinen *et al*. 2005 & 2007), notamment lors de la période de reproduction. Cette perte d'hétérogénéité de l'habitat, la conversion des prairies en cultures ainsi que la modification des pratiques culturales déjà existantes via l'utilisation généralisée et massive de produits phytosanitaires ont causé d'importantes baisses de l'abondance et de la diversité des aliments, y compris les graines et les invertébrés, pour les oiseaux nicheurs (Vickery *et al.* 2001). Or, le Bruant ortolan *Emberiza hortulana* est connu comme affectionnant particulièrement les habitats agricoles avec de grands arbres isolés qu'il utilise notamment comme postes de chant mais dont les nombreuses petites parcelles situées à proximité imminente lui servent également de sites d'alimentation puisque l'espèce se nourrit principalement de chenilles et d'insectes. Ainsi, l'utilisation de pesticides diminue l'offre alimentaire pour cette espèce insectivore, ce qui a une forte influence négative sur le succès reproducteur de l'espèce et donc sur sa pérennité à court et à long terme. En 2014, les deux derniers mâles chanteurs du massif des Alpilles occupaient une parcelle fréquentée par des taureaux, constituée de prairies rases, de chênes verts isolés, bordant une garrigue basse et dégradée (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). Cette année, le relevé « habitat » indique que celui-ci n'a pas fondamentalement changé et nous aurions pu nous attendre à retrouver les deux couples de Bruant ortolan sur ce site. Malgré les nombreuses causes hypothétiques précédemment citées, il est pourtant difficile d'expliquer avec certitude cet abandon du territoire sur le massif des Alpilles. D'une part parce que la plupart des zones agricoles sont cantonnées à l'extrême est du massif, au niveau de la plaine de Sénas, excepté pour les oliveraies et les vignes qui sont situés au cœur du massif. Le secteur d'Aureille se situant plutôt au sud du massif, il est difficile d'expliquer la disparition locale de l'espèce par l'agriculture intensive. D'autre part, les Alpilles offrent encore de nombreux habitats ouverts, de plus en plus entretenus ces dernières années par le regain récent du pastoralisme (*cf. Fauvette pitchou).* Rappelons qu'en France, le Bruant ortolan occupe des milieux très variés : milieux de garrigues, maquis, pelouses d'altitude, à faible végétation, zones de polycultures où des vignes, des haies et des bosquets sont présents, zones steppiques de moyenne montagne à élevages extensifs sur les pentes ensoleillées (Fonderflick *et al.* 2005 *in* Comolet-Tirman *et al.* 2012). Le Bruant ortolan colonise de petites parcelles faites de pâturages, de haies, de matorrals et garrigues entrecoupées de cultures variées (vignes, arbres fruitiers, etc.) et évite les milieux fermés ainsi que les grandes parcelles.

Ces deux éléments que sont l'absence de milieux agricoles et donc d'utilisation de pesticides sur le secteur d'Aureille ainsi que la présence d'habitats ouverts par regain récent du pastoralisme, font que le territoire reste encore théoriquement favorable à la nidification de l'espèce, ce qui rend étonnant sa désertion du massif. De plus, le Bruant ortolan, de par sa préférence pour les milieux semi-ouverts à végétation rase, est considérée comme une

espèce des milieux pionniers et est donc favorisée par les incendies (Comolet-Tirman *et al.* 2012) qui créent des espaces découverts dont il peut bénéficier. Le feu n'a donc pas que des effets néfastes sur la biodiversité. Brotons *et al.* (2008) suggère même que pour plusieurs espèces européennes menacées associées à des habitats ouverts, les zones brûlées peuvent partiellement compenser la perte généralisée et la dégradation des terres agricoles. Cependant, il est possible que l'absence d'incendie depuis 2012 et la fermeture progressive déjà observable des zones concernées ne favorisent pas non plus sa recolonisation. Précisons tout de même qu'en 2014, l'individu contacté ne l'avait pas été dans une zone récemment brulée et que seul le plateau d'Orgon, situé au nord-est du massif, a subi un incendie en 2012, donc hors du secteur d'Aureille où se situaient les deux couples restants.

Enfin, notons que malgré sa situation sur le massif des Alpilles, la base de données participative « Faune-PACA » fait état de plusieurs individus contactés au sud du département, proche du secteur de Marseille (*cf. cartes de nidification, figure 8 & 9 du 3.4 ci-dessus*). De nouveau, cet élément est surprenant, car affectionnant les zones chaudes et sèches en été, c'est un déplacement vers le Nord qui est plutôt attendu par certains auteurs avec l'effet du réchauffement climatique (Huntley, 2007).

Photo 29. Bruant ortolan Emberiza hortulana © Aurélien Audevard

4.5. L'Engoulevent d'Europe

Nos résultats suggèrent une stabilité de la population d'Engoulevent d'Europe dans les Alpilles depuis 2014. En effet, aucune différence significative dans l'abondance de l'espèce sur l'ensemble de la ZPS n'a été mise en évidence entre les deux années d'étude.

L'Engoulevent d'Europe est une espèce qui a été peu étudié spécifiquement, et dont les informations sur les tailles de populations et les tendances d'évolution sont rarissimes voire inexistantes. Les données de la ZPS des garrigues de Lussan dans le Gard font état de 292 [212 ; 403] individus avec une préférence pour les habitats fermés et mixtes, et un évitement des zones ouvertes comprenant les zones agricoles (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

Avec 397 [281 ; 577] individus chanteurs estimés en 2018 et 327 [191 ; 599] en 2014 sur la ZPS des Alpilles, nos résultats sont proches, bien qu'un peu plus élevés, de ceux de la ZPS de Lussan et confirment le bon état de l'espèce au moins en région Provence-Alpes-Côte d'Azur où elle est actuellement classée en préoccupation mineure (LC) sur la liste rouge des oiseaux nicheurs de France et de Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Notre étude met également en évidence, comme en 2014, l'évitement des milieux agricoles par l'Engoulevent d'Europe en accord avec l'écologie de l'espèce. Seulement 0,3 mâles chanteurs par km^2 avaient été estimés sur la ZPS des Alpilles en 2014 et ces résultats sont quasi-similaires à ceux obtenus en 2018, avec une densité de mâles chanteurs estimée à 0,6/km^2.

De même, l'étude menée sur la ZPS du Grand Lussan met en évidence la présence de 0,6 mâles chanteurs/km^2 en milieu ouvert (Communauté de Communes du Grand Lussan 2012), ce qui est relativement semblable à notre étude pour ce type d'habitat même si nous avons fait le choix dans notre étude de bien distinguer

les milieux ouverts des milieux agricoles, ceux-ci étant regroupés dans l'étude du Gard. Ainsi, l'estimation de la densité d'Engoulevent d'Europe en milieu agricole dans cette dernière serait même encore moins élevée.

L'ensemble des résultats récoltés confirme donc de manière certaine le rejet de l'espèce pour ces grands types d'habitat (milieux agricoles et/ou milieux ouverts). Les grandes cultures de vignes et d'oliviers ne sont généralement pas favorables à l'espèce. En revanche, lorsque les cultures alternent avec des zones boisées ou de garrigues, l'engoulevent peut potentiellement être présent (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

D'autre part, l'effet de l'habitat garrigue sur l'abondance de l'espèce constaté dans nos résultats 2018 est plus étonnant pour certains ornithologues, en particulier venant de pays plus au Nord, où l'espèce est connue pour être quasiment exclusive de milieux de pinèdes clairsemées (L. Zechner, *comm. pers.*). L'effet de l'habitat garrigue a un effet quasi-significatif dans notre étude pour l'année 2014.

De manière générale, en France, peu d'études se sont intéressées aux estimations de densités d'Engoulevent d'Europe sur différents types d'habitat. Il est généralement difficile de réaliser des comparaisons de populations car les protocoles utilisés sont rarement identiques et les milieux échantillonnés diffèrent (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). L'étude réalisée par Trompat (2010) est un exemple de recensement exhaustif du nombre de mâles chanteurs sur une zone donnée, en forêt de Tronçais dans l'Allier. Le protocole appliqué dans cette étude est un bon compromis entre une large surface échantillonnée et un effort de terrain raisonnable.

Cependant, l'application de ce protocole pour une espèce nocturne comme l'Engoulevent d'Europe est ardue, notamment pour l'estimation de la distance de contact. Le mâle en activité de chant peut rester statique mais la perception de la distance de l'oiseau diffère en fonction de l'orientation de ce dernier (Dupuy, J & Flitti, A. 2015).

L'étude du Grand Lussan est donc la seule connue à ce jour pour être la plus proche de la nôtre, avec un protocole basé sur la même méthode (méthode d'Alldredge) bien que la durée d'écoute soit supérieure de cinq minutes.

D'après nos connaissances, sur le massif des Alpilles, l'espèce fréquente les zones boisées ou les garrigues fermées pour sa reproduction. Les résultats que nous avons obtenus sur la ZPS des Alpilles et ceux de Lussan suggèrent que la densité d'Engoulevent d'Europe est la plus élevée dans des milieux fermés ou mixtes, hors milieux urbains. Ces milieux fermés comprennent entre autres les milieux forestiers (pinèdes, feuillus, forêts mixtes et ripisylves). D'après Dupuy, J. & Flitti, A. (2015), l'Engoulevent évite les secteurs de pinèdes homogènes. Néanmoins, l'ouverture du milieu crée par des coupes forestières ainsi que la présence de piste DFCI libère des zones favorables pour l'installation de cette espèce (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). Selon Trompat (2010), L'Engoulevent d'Europe n'est présent pour nicher que dans des parcelles où la forêt est la plus jeune et dont l'aspect ressemble à une lande.

Ce constat est renforcé par d'autres auteurs, comme Koenig (1993, *in* Trompat, 2010) qui suggère que le milieu utilisé par l'Engoulevent d'Europe dans la forêt d'Haguenau en Alsace est composé principalement de parcelles plantées de jeunes pins et sont choisies préférentiellement par rapport à des parcelles plantées de chênes verts. De plus, il met en évidence l'absence d'engoulevent dans des zones de coupes rases et de plantations de pins dont la hauteur est supérieure à quatre mètres. Un dénombrement de deux secteurs de ce massif forestier a été de nouveau effectué en 2002 après le passage de l'ouragan Lothar en 1999, et a permis de mettre en évidence que, suite à l'ouverture de la forêt, la population

d'Engoulevent d'Europe été passée de 7 à 25 mâles chanteurs (Koenig & Hof, 2002 *in* Trompat, 2010).

Enfin, en forêt des Landes de Gascogne, une étude réalisée en 2002 sur une surface de 3000 hectares a permis de mettre en évidence une population estimée à 90 mâles chanteurs soit une densité de 1 mâle chanteur pour 33 hectares sur une pinède fragmentée (Trompat, 2010).

L'occupation par l'Engoulevent d'Europe serait donc optimale dans des zones boisées, type jeunes pinèdes clairsemées.

Enfin, un dernier point intéressant de ce protocole concerne les variables d'échantillonnage. En 2018, aucun effet de l'heure n'a été mis en évidence sur la probabilité de détection des engoulevents, ce qui suggère que le protocole pourrait être allongé à une période de temps plus longue (au moins trois à quatre heures après le coucher du soleil), réduisant ainsi le nombre de nuit nécessaires à l'échantillonnage et donc l'effort de terrain.

Photo 30. Engoulevent d'Europe © Aurélien Audevard

Le tableau ci-dessous expose les résultats obtenus sur l'abondance totale et les densités d'Engoulevent d'Europe par type d'habitat pour deux ZPS du sud de la France, et nous sert de base comparative.

Site d'étude	ZPS de Lussan (Gard)	ZPS des Alpilles (PACA)	
Année d'étude	2010	2014	2018
Nombre de points d'écoute	102	117*	142**
Abondance totale	292 [212 ; 403]	327 [191 ; 599]	397 [281 ; 577]
Surface de la zone (en hectares)	29000	27000	
Densité en milieux agricoles (mâles chanteurs/km^2)	Milieu ouvert dont agricole: 0,6	0,3	0,6
Densité en milieux fermés ou mixtes (mâles chanteurs/km^2)[1]	2	2 [0,7 – 3]	2 [2 – 3]

Tableau 26. Comparaison des résultats d'abondance totale et de densités par type d'habitat sur deux ZPS du sud de la France pour l'Engoulevent d'Europe.

*dont 99 exploitables

** dont 99 utilisables pour comparaison avec les résultats 2014 obtenus

[1] : pour l'étude réalisée sur la ZPS des Alpilles, les densités en milieux fermés ou mixtes exclues donc les milieux agricoles, de garrigues et urbains

Ce tableau met clairement en évidence des similitudes quant aux types d'habitats occupés par l'Engoulevent d'Europe.

4.6. Le Petit-duc scops

Notre étude 2018 basée sur la technique des points d'écoute a mis en évidence la présence d'au minimum 42 mâles chanteurs de Petit-duc scops au sein de la ZPS des Alpilles. En émettant l'hypothèse qu'un mâle chanteur est équivalent à un couple, la population de la ZPS des Alpilles s'élèverait donc à 42 couples, ce qui est plus de cinq fois supérieure à l'évaluation inscrite dans le DOCOB de la ZPS des Alpilles qui donnait 8 couples (Parc Naturel régional des Alpilles *et al.* 2010) et plus d'une fois supérieure à l'étude initiale réalisée en 2014 (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015). La densité obtenue, de l'ordre de 0,71 mâle chanteur par kilomètre carré, atteste d'une augmentation de l'abondance de cette espèce dans la ZPS par rapport à 2014 et est également plus élevée que l'abondance estimée dans l'étude insulaire réalisée sur l'Ile d'Oléron (Bavoux *et al.* 1996). Cependant, l'abondance de Petit-duc scops sur la ZPS des Alpilles reste toujours relativement faible comparée aux autres études menées en Provence (Iles d'Hyères, Ile de Port-Cros et PNR du Luberon), bien qu'en augmentation sur la ZPS.

Cette année, les données récoltées hors protocole des points d'écoute via la base de données participatives Faune-PACA témoignent seulement de 2 contacts supplémentaires recensés. Ceci reste relativement faible par rapport aux autres contacts de cette espèce, plus nombreux, relevés dans d'autres secteurs des Bouches-du-Rhône et du Vaucluse (Marseille, Aubagne, Fos-sur-Mer, Martigues, Tarascon et Cavaillon, principalement).

Cependant, il est difficile de comparer les résultats de cette étude avec les résultats obtenus sur les autres secteurs car les méthodes d'échantillonnage diffèrent. La méthode des quadras a par exemple été utilisée sur les îles d'Hyères, de Port-Cros et d'Oléron tandis que la technique des points d'écoute en effectuant deux passages consécutifs a été choisie dans le Luberon, contrairement aux études 2014 et 2018 sur la ZPS des Alpilles qui ne comprennent qu'un unique passage nocturne sur chacun des points d'écoute.

Tout comme constaté en 2014, la réalisation d'un deuxième passage aurait très probablement été bénéfique puisque de nouveaux contacts d'individus, hors protocole points d'écoute, ont été obtenus à proximité des points échantillonnés. L'étude du Luberon, menée par Olivier Hameau en 2008 faisait ce même constat avec un apport de 22% d'individus en plus comparé au premier passage. De plus, le secteur échantillonné dans les Alpilles a été limité aux zones potentiellement favorables, c'est-à-dire les zones urbaines et périurbaines. Il est fortement probable que certains oiseaux soient cantonnés dans des secteurs plus naturels, notamment dans des pinèdes avec alternance de milieux ouverts (Dupuy, J. & Flitti, A. 2015).

	Iles d'Hyères (Vidal, 1986)	Ile de Port-Cros (Vidal, 1986)	Ile d'Oléron (Bavoux *et al.* 1996)	PNRL (Hameau, 2008)	ZPS des Alpilles (2014)	ZPS des Alpilles (2018)
Surface pour un couple (en hectares)	70	22	192	44	205	142
Densité (couple par km^2)	1,42	4,54	0,52	2,25	0,48	0,71

Tableau 27. Comparaison des densités de Petit-duc scops obtenues dans différentes études

Néanmoins, dans un souci de comparaison, le même protocole a été appliqué cette année, malgré les limites connues dans le protocole d'échantillonnage initial.

Photo 31. Petit-duc scops © Aurélien Audevard

Peu d'études en Europe continentale ont fait état des distributions et des densités locales de mâles chanteurs de Petit-duc scops sur une zone donnée (Galeotti & Gariboldi, 1994 ; Sacchir *et al.* 1999 ; Vrezec, 2001 ; Denac, 2003 ; Marchesi & Sergio, 2005 ; Martinez *et al.* 2007 *in* Bavoux *et al.* 2012).

Sur le massif des Alpilles, les zones données comme favorables au Petit-duc scops sont les zones situées en milieux urbains et périurbains. Ces milieux présentent en effet des caractéristiques particulières qui conviennent à quelques espèces de rapaces. La ville a en effet attiré de nombreuses espèces comme les micromammifères et constituent des proies potentielles et facilement exploitables par le Petit-duc scops, même si celui-ci est avant tout insectivore. De plus, la proximité avec la ville apparait comme une source de protection contre certains prédateurs naturels comme par exemple le Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* ou la Chouette hulotte *Strix aluco*. Plusieurs auteurs ont en effet mis en évidence que les forêts denses étaient plutôt évitées par l'espèce probablement à cause de la pression de prédation de la Chouette hulotte (Sarà 1990, Galeotti Gariboldi 1994, Marchesi & Sergio 2005 *in* Denac, 2009).

Le milieu périurbain (faubourgs des villes et villages) convient parfaitement au Petit-duc scops car, bien que présentant les mêmes caractéristiques que le milieu urbain, il laisse plus de place à la végétation comme les arbres, friches ou pelouses. Les allées d'arbres constituant un élément clé pour la nidification de cette espèce.

Néanmoins, les zones favorables échantillonnées sont relativement proches d'autres zones tels que les vignes, oliveraies et milieux forestiers, plus ou moins denses. Denac (2009), avait d'ailleurs montré que le Petit-duc scops pouvait avoir une nette préférence pour une mosaïque d'habitats différents.

L'augmentation des contacts de cette espèce pourrait donc être liée à la proximité avec certaines de ces zones qui fournissent également des ressources alimentaires. En effet, les Alpilles bénéficient d'une agriculture riche, diverse et de qualité. Les oliveraies et les vignes sont notamment très nombreuses et le maraîchage est très présent dans les plaines périphériques du massif. Le PNRA, via les actions LIFE+, a mis en place un système d'accompagnement des agriculteurs afin que ceux-ci s'orientent vers des pratiques favorables aux 13 espèces d'oiseaux ciblées par le programme sur la ZPS des Alpilles comme la lutte biologique, la non-utilisation de pesticides, la gestion organique, l'enherbement et la réduction du travail des sols et éviter et/ou réduire par conséquent l'utilisation de biocides, la fertilisation et le désherbage chimique ainsi que le labourage répété car loin d'être figée, l'agriculture est en constante évolution dans

l'optique d'affirmer la priorité du développement durable des activités agricoles respectueuses.

Les prairies non améliorées sont connues pour être des sites d'alimentation importants où une forte abondance d'orthoptères y est présente. Or, les orthoptères constituent l'alimentation essentielle de l'espèce (Sarà 1990, Arlettaz & Fournier 1993, Krisvtín & Sárossy 2002 *in* Denac, 2009), notamment en période de reproduction. Plusieurs auteurs (Marchesi & Sergio, 2005 ; Alonso *et al.* 2003 *in* Martinez *et al.* 2007) ont suggéré que les changements dans les utilisations traditionnelles des terres pouvaient influer sur l'abondance du petit-duc. La gestion intensive influe en effet sur la structure de la végétation des prés, diminuant ainsi la diversité, l'abondance et la détectabilité des arthropodes (Bastian *et al.* 1994 ; Opperman 1999 *in* Denac, 2009). La détérioration de leur habitat de reproduction par transformation de prés en terres cultivés ou en prairies améliorées entraîne un évitement de ces zones par l'espèce et sont la principale conséquence d'une diminution des effectifs (Hanski 1999 *in* Denac, 2009).

L'amélioration des pratiques agricoles et le retour du pastoralisme aux alentours des zones urbaines et péri-urbaines, rendus possibles notamment grâce aux actions du LIFE Alpilles, pourraient expliquer les bonnes densités obtenues concernant le petit-duc. En Suisse par exemple, l'élevage de chevaux, qui entraîne une utilisation moins intensive des prairies a été favorable à l'installation du Petit-duc scops. Les vastes zones pâturés et les vergers traditionnels font également partis des habitats vitaux pour cette espèce (Arlettaz 1990 *in* Denac, 2009). Les vergers traditionnels fournissent en effet des arbres à cavité, essentiels pour la nidification de celui-ci. La coupe des lignées d'arbres ainsi que leur éclaircissement, et donc par conséquent la perte de leur habitat de reproduction, constitue une menace sérieuse (Samwald & Samwald, 1992 *in* Denac, 2009). On s'inquiète également de la perte ou de la dégradation des maisons rurales abandonnées et de la pénurie croissante de vieux arbres (cavoles, olives, amandes) qui leur servent à nicher mais, pour le moment, la situation semble être stable au vu de la densité obtenue.

Un autre point important ici concerne le protocole d'échantillonnage. Un des éléments clés de cette étude repose sur l'utilisation de la repasse. En effet, cette pratique est la plus couramment employée pour le suivi des rapaces nocturnes (Johnson *et al.* 2007) et est recommandée dans le cas d'espèces rares, difficiles à détecter ou occupant des territoires étendus (Johnson *et al.* 1981). Or, le processus de détection peut s'avérer complexe pour trois raisons. La première est l'acuité auditive de l'espèce à entendre la repasse en fonction de la distance à laquelle il se trouve par rapport à l'observateur. La deuxième concerne le taux de réponse de l'espèce vis-à-vis de la repasse c'est-à-dire la motivation à répondre ou non à celle-ci. Enfin, la troisième raison réside dans la capacité de l'observateur à entendre l'espèce. Les conséquences de ces biais peuvent mener à une sous-estimation plus ou moins importante des effectifs réels qu'il est important de prendre en considération. De plus, un biais « matériel » existe puisque tous les observateurs n'ont pas le même haut-parleur avec la même portée. Or, uniformiser l'intensité sonore entre les différents observateurs semble complexe.

Enfin, le protocole repasse représente un biais important car il ne permet pas l'application du distance sampling de manière fiable. Grâce à cette méthode, il est possible d'estimer une fonction de détection, autrement dit la probabilité de détecter un individu présent à une certaine distance de l'observateur. Cette fonction permet ensuite d'estimer le nombre d'individus non détectés et ainsi de calculer une estimation précise de la densité réelle de la population (Buckland *et al.* 1993) L'estimation des densités réelles des populations de Petit-duc scops via le distance-sampling n'était réalisable qu'à

condition que certaines hypothèses soient respectées :

1) les individus présents sur le transect sont tous détectés (taux de détection de 100%)

2) les distances sont mesurées précisément et sans biais

3) les individus sont détectés dans leur position initiale (pas d'attraction ni de fuite).

Or, la repasse induit une attractivité ou une fuite susceptible de nuire à l'estimation réelle des distances. La troisième hypothèse n'est pas respectée et l'application du distance sampling apparait donc difficile. Dans l'étude réalisée sur la Chevêche d'Athéna *Athene noctua* (Castaing, 2012), l'application de cette méthode couplée à l'utilisation de la repasse était apparue problématique, l'espèce étant très attirée par la diffusion de son chant. Dans cette même étude, il n'avait pas été possible de mesurer précisément l'attractivité de la repasse mais celle-ci avait tout de même joué un rôle dans l'estimation des densités puisque les densités calculées passaient du simple au triple suivant qu'il y ait eu attraction ou non des individus proches.

La mise en place d'un nouveau protocole pourrait donc être expérimentée afin de permettre l'application du distance sampling, méthodologie permettant d'ajuster de manière précise des densités, et d'estimer une densité absolue.

Néanmoins, comme nous avons pu l'observer sur le terrain chez le Petit-duc scops, le déplacement des individus semble avéré sous l'effet de la repasse. Ceci a également pu être constaté chez la Chevêche lors d'opérations de baguage ultérieures avec utilisation de la repasse lors de la capture. Ce comportement doit en outre présenter une certaine variabilité, selon les individus et le temps de repasse utilisé, conduisant ainsi à un biais dans l'estimation des distances. Une perspective intéressante serait de pouvoir équiper les individus à l'aide d'émetteurs radios afin de pouvoir estimer ce facteur et pouvoir le corriger en conséquence dans le traitement des données. Ce projet apparait toutefois complexe (moyens humains et financiers importants), bien qu'intéressant.

Pour pouvoir obtenir une estimation de la probabilité de détection réelle de l'espèce, il serait donc intéressant de mener une campagne de terrain sans repasse. Le Petit-duc scops est réputé très discret sans repasse mais est-ce systématiquement le cas ? une campagne sans repasse permettrait de répondre à cette interrogation.

4.7. Analyses statistiques et perspectives

- <u>Mauvais ajustement de nos modèles aux données terrain 2018</u>

Nos modèles nous permettent d'estimer deux paramètres : la probabilité de détection p et l'abondance locale ou probabilité de présence de l'espèce considérée. Or, en 2018, on remarque que nos modèles s'ajustent globalement mal aux données, suggérant un défaut dans l'ajustement de la variabilité d'une ou des deux probabilités. La provenance de ce défaut d'ajustement est difficile à déterminer avec certitude mais nous pouvons supposer que certains éléments environnementaux non pris en compte dans ces analyses, aient probablement influencé la variabilité obtenue dans la détection et la présence des individus, particulièrement pour la Fauvette pitchou et l'Alouette lulu, conduisant à la création d'une instabilité dans les modèles appliqués. L'étude réalisée par Piat (2013), avait notamment montré l'effet négatif du temps écoulé depuis le dernier feu sur la présence de la Pie-grièche méridionale, paramètre environnemental non pris en compte ici. De plus, le printemps 2018 a été marqué par une météorologie exceptionnelle pour la région comparée aux années précédentes : une pluviométrie importante, proche de deux fois la normale de saison en méditerranée selon Météo

France, de nombreuses cellules orageuses conduisant à des températures particulièrement variables, ainsi qu'un ensoleillement très inférieur aux normales. Or, la forte variabilité de température de l'air, paramètre qui est connue pour influencer la détectabilité des oiseaux chez de nombreuses espèces (Conway & Gibbs, 2001), n'a pas été prise en considération ici et pourrait être responsable de la variabilité dans p non expliquée par les modèles et donc à l'origine du mauvais ajustement de ceux-ci.

Enfin, la différence dans le nombre d'observateurs ayant réalisés les points d'écoute entre 2014 et 2018 pourrait certainement être responsable d'une surdispersion dans la probabilité de détection. Pour les passereaux, seulement cinq observateurs ont réalisés l'ensemble des points en 2014 contre six à huit en 2018. Pour l'Engoulevent d'Europe, sept observateurs ont réalisés les points d'écoute en 2014 contre dix en 2018. Dans quasiment tous les modèles, l'effet observateur est retenu comme influençant significativement la détection, mais il est possible que la variabilité générée par ces nombreux observateurs en 2018 soit trop forte par rapport à ce que les modèles sont capables d'expliquer.

Ces points ne sont qu'hypothétiques mais précisons que les modèles N-mixtures sont des modèles récents et complexes, qui font encore l'objet de nombreuses interrogations et de publications méthodologiques concernant les questions de stabilité et d'ajustement de modèles. Les méthodes disponibles pour l'évaluation de la qualité de ces modèles restent en effet limitées (Knape *et al.* 2017).

- <u>Méthode d'extrapolation et précision des estimations</u>

La méthode d'extrapolation que nous avons utilisée est l'une des plus efficaces pour estimer quantitativement la taille d'une population sur une zone relativement étendue et permet de tenir compte à la fois d'une imparfaite détection de l'espèce considérée et de comprendre comment l'abondance des espèces varie selon les milieux.

L'un des constats majeurs concernant nos analyses statistiques est que la méthode n'est pas suffisamment précise pour mettre en évidence une évolution significative des différentes populations entre les deux années d'étude. En effet, en 2018, l'amplitude des intervalles de confiance est plus élevée qu'en 2014, et est particulièrement marquée pour la Fauvette pitchou (5241 [3055 ; 9434]) et l'Alouette lulu (3196 [1645 ; 6589]) lors du premier passage 2018. La précision de l'estimation de la population globale sur l'ensemble de la ZPS des Alpilles de ces deux espèces est donc bien moins bonne en 2018 qu'en 2014 et il est très difficile de déterminer l'origine de ce phénomène. Nous tentons ici d'apporter quelques éléments d'explication. Premièrement, nous avons uniquement considéré dans ces analyses les points réalisés en 2014 afin de pouvoir effectuer une comparaison. Or, bien que cela soit nécessaire, nous perdons ainsi environ trente points d'écoute qui n'ont pas été réalisés en 2014 et abandonnons de fait une certaine précision dans l'estimation. D'autre part, le mauvais ajustement général des modèles pour cette année 2018 est certainement responsable de plus fortes incertitudes sur les estimateurs issus de ces modèles.

De plus, comme nous l'avions évoqué pour l'Engoulevent d'Europe (*paragraphe 3.5*), les résultats montrent que globalement, la méthode (a) d'extrapolation, ne tenant compte que d'un ajustement de la probabilité de détection avec les covariables d'échantillonnage, présente dans de nombreux cas une meilleure précision en terme d'amplitude de l'intervalle de confiance. Pourtant, la méthode (b), ajustant l'abondance locale avec les différents habitats, permet dans tous les cas de minimiser l'AIC et d'obtenir un meilleur ajustement. Cela est probablement dû au fait que même chez les

espèces plutôt généralistes comme l'Alouette lulu, certains milieux sont souvent préférés, ne serait-ce que légèrement. Le fait que la prise en compte de cette source de variabilité supplémentaire minimise à chaque fois l'AIC montre bien la nécessité de prendre en compte l'effet de l'habitat sur l'abondance locale, qui permet d'améliorer significativement la façon dont le modèle s'ajuste aux données malgré son alourdissement par de nouvelles variables. Néanmoins, avec chaque « effet habitat » vient une obligatoire incertitude, qui se répercute dans la précision des prédictions issues du modèle.

La faible précision, enfin, pourrait être due à la méthode elle-même. En effet, notre protocole, basé sur les travaux d'Alldredge, repose sur des sous-sessions indépendantes pour obtenir une simulation du type capture-marquage-recapture et estimer la probabilité de détection. Toutefois, ces sous-sessions ont bien lieu lors de la même session, et si ce protocole permet d'obtenir une variabilité nécessaire dans la détection des oiseaux, les covariables d'échantillonnage (le vent, le temps, la date etc.) ne changent pas entre les sous-sessions d'une même session (*i.e.* d'un même passage). Nous avons donc là des données « artificiellement fixes » qui servent à ajuster la probabilité de détection, induisant de fait un biais évident.

- <u>Perspectives</u>

Le suivi pourrait être poursuivi dans le cadre d'autres programmes d'étude et des analyses complémentaires pourraient être réalisées.

La prise en compte de l'effet gestion lié entre autre à l'amélioration des pratiques favorisées par les actions LIFE pourrait également être pris en considération, car pouvant potentiellement avoir un impact sur l'estimation globale des tailles de populations.

Concernant les analyses statistiques passereaux et Engoulevent d'Europe, L'algorithme d'estimation des modèles N-mixture utilise un paramètre en entrée noté « K » (*upper index of integration for N-mixture*). Cette donnée, nécessairement fixée arbitrairement, correspond à la limite maximale lors du calcul des estimateurs par maximum de vraisemblance comme c'est le cas dans ce type de modèle. Il correspond approximativement au nombre maximum d'individus que l'on peut trouver sur un site (Mazerolle, 2010). Nous l'avons arbitrairement fixé à 15 dans notre étude, car il est recommandé de choisir une limite suffisamment haute. Récemment, plusieurs auteurs ont pu montrer l'effet qu'a la valeur de ce paramètre sur le biais des estimateurs (Besnard, 2013 ; Dennis *et al.* 2015). Il serait donc très intéressant d'étudier l'effet d'autres valeurs de K sur la précision des estimations, et notamment de voir si cela peut améliorer les estimations.

De plus, la distribution de Poisson n'est peut-être pas la plus adaptée pour ces données comme en témoigne le mauvais ajustement de certains modèles pour 2018, et en particulier le fait qu'ils montrent bien souvent un c-hat plus élevé qu'en 2014. Cependant, l'étude des autres lois de distribution pour l'abondance locale (Negative-Binomial NB, Zero-Inflated Negative Binomial, ou encore Zero-Inflated Poisson ZIP) nécessiterait beaucoup de temps et n'était pas réalisable dans le temps imparti. De plus, ces lois de distributions plus complexes amènent souvent d'autres hypothèses et problématiques qui font là encore l'objet de recherches récentes. Kéry & Royle (2016) montrent par exemple que la distribution ***NB*** amène très souvent les meilleurs modèles en terme d'AIC, mais fournissent des estimations d'abondance irréalistes, ce qu'ils appellent le ***« good fit/bad prediction dilemma ».*** L'origine de ces problèmes demeure inexpliquée aujourd'hui (Kéry, 2018). En revanche, la distribution ZIP est connue pour être stable, et pourrait fournir une solution pour améliorer l'ajustement des modèles, notamment dans le cas d'espèces absentes sur de nombreux sites (Joseph *et al.* 2009).

A propos de l'ajustement des modèles, Knape *et al.* (2017) ont récemment mis au point de nouveaux outils pour explorer l'ajustement des modèles N-mixture, alternatifs à l'unique solution disponible à l'heure actuelle qu'est le « bootstrap paramétrique ». L'étude approfondie de ces nouveaux outils pourrait aider à mieux comprendre l'origine des problèmes d'ajustement rencontrés dans notre étude. Notamment, ils présentent l'avantage majeur d'être peu voraces d'un point de vue calculatoire, contrairement aux tests que nous avons utilisé ici (temps de calcul de 1h30 à 5h par modèle, selon sa complexité).

Enfin, le suivi sur plusieurs années devrait idéalement être réalisé par la même équipe, même si il est évident que pour des questions d'organisation, il est bien souvent difficile d'y parvenir. Néanmoins, cela pourrait éviter la perte de données ou les incompréhensions concernant les travaux précédemment menés et conduisant souvent à de nombreuses interrogations dans la suite du travail réalisé.

Photo 32. Le massif des Alpilles © Justine Mézier

5. Conclusion

L'évaluation quantitative de la taille des populations de passereaux et d'Engoulevent d'Europe dans le massif des Alpilles mène à des résultats plutôt mitigés.

Excepté le Bruant ortolan qui peut être considéré comme éteint localement sur la ZPS des Alpilles (absence d'individus contactés depuis le printemps 2016), la technique des points d'écoute utilisée comme méthode d'échantillonnage nous a permis de confirmer le bon état des populations d'Alouette lulu et d'Engoulevent d'Europe, dont les densités sont stables et comparables aux autres études disponibles sur ces espèces. La Fauvette pitchou présente même des densités supérieures aux autres résultats connus, favorisant l'idée d'une forte population dans les Alpilles. Toutefois, les intervalles de confiance restent plutôt élevés, et il est nécessaire de prendre les résultats actuels avec précaution. La population de Pipit rousseline semble également être en bon état en 2018, contrairement à ce qui était attendu après l'état des lieux réalisé au printemps 2014.

Par ailleurs, nos analyses statistiques montrent que la plupart des préférences écologiques en termes d'habitat des espèces étudiées ici sont confirmées. Néanmoins, l'Engoulevent d'Europe et le Pipit rousseline semblent plus généralistes qu'attendu, avec une utilisation plus diversifiée de différents types d'habitats.

La méthode utilisée a montré l'intérêt de prendre en compte l'effet des milieux sur la variation dans l'abondance locale prévue par les modèles, et ce sur toutes les espèces. Néanmoins, soumise à de nombreux biais particulièrement en 2018, cette méthode semble inefficace pour évaluer des tendances et des évolutions dans les populations, à cette échelle de temps tout du moins.

6. Remerciements

Nous tenons tout d'abord à remercier le Parc Naturel Régional des Alpilles (PNRA) pour nous avoir facilité l'accès à la zone d'étude avec l'autorisation de circulation sur les pistes DFCI.

Merci à Lisbeth Zechner (chef de projet LIFE Alpilles) et Annabelle Piat (chargé de mission Natura 2000 au PNRA) pour leurs conseils ainsi qu'à Cassandra Durret et Amine Flitti (LPO PACA) pour la relecture.

Nous tenons aussi à remercier A ROCHA France pour leur implication tout au long de la mission : Timothée Schwartz (Responsable scientifique, A ROCHA) pour sa disponibilité, ses nombreux conseils et son appui en analyses statistiques ainsi que Anthony Bahuaud, Antoine Lucas, et Aloïs Roy pour leur aide dans la réalisation des points d'écoute Passereaux, Petit-duc scops et Engoulevent d'Europe. Merci de nous avoir si souvent permis de venir travailler dans vos locaux.

Nous tenons également à remercier l'ensemble des naturalistes, salariés ou bénévoles, ayant participé activement à la réalisation des points d'écoute nocturnes : Gabriel Caucal, Magali Battais, Patrick Bergier, Maria Bertilsson (LPO PACA) et Maxime Hucbourg (PNR Alpilles) ; et des points d'écoute passereaux : Gabriel Caucal, Amine Flitti, Pierre Migaud (LPO PACA), Annabelle Piat et Lisbeth Zechner (PNR Alpilles). Merci également à Jérémy Dupuy d'avoir, dans la mesure du possible, pu répondre à certaines de nos interrogations concernant les résultats de l'étude initiale de 2014.

Nous remercions également l'ensemble des observateurs ayant mis à disposition leurs observations via la base de données participative http://www.faune-paca.org.

Enfin, nous remercions chaleureusement Benjamin Vollot et Aurélien Audevard pour leur participation à l'illustration de ce document.

7. Bibliographie

Alldredge, M.W., Pollock, K.H., Simons, T.R., Collazo, J.A. & Shriner, S.A. 2007. Time-of-detection method for estimating abundance from point-count surveys. In: *The Auk. Vol.* 124, n° 2, p. 653.

Barbaro, L., Nezan, J., Bakker, M., Revers, F., Couzi, L., Vetillard, F. & Le Gall, O. 2003. Distribution par habitats des oiseaux nicheurs à enjeu de conservation, en forêt des Landes de Gascogne. *Le Courbageot* 21-22.

Bavoux, C., Burneleau, G., Barbraud, C., Métivier, J-M. & Roulin, A. 2012. Habitats fréquentés par une population insulaire de Petit-duc scops *Otus scops* (Ile d'Oléron, Charente-Maritime, France). *Alauda* 80 (3) : 179-186.

Besnard, A. 2013. D'une nécessaire interface entre biostatistiques et conservation de la nature. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches. Ecole doctorale EPHE 472.

Besnard, A. & Remy, B. 2012. Document d'objectif de la ZPS des Garrigues de Lussan [en ligne]. Document de synthèse. Communauté de Communes du Grand Lussan. [Consulté le 26 août 2018]. Disponible à l'adresse : http://www.occitanie.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Tome_I_lussan_cle0dc19c.pdf.

Blondel, J. 1969.a. Sédentarité et migration des oiseaux dans une garrigue méditerranéenne. URI : http://hdl.handle.net/2042/58950.

Blondel, J. 1969.b. Synécologie des passereaux résidents et migrateurs dans le midi méditerranéen français. C.R.D.P. Marseille.

Boitier, E. 2004. Structure et dynamique de l'avifaune nicheuse des pelouses des Couzes (Puy-de-Dôme) dans un contexte de reconquête ligneuse. In: *Alauda*. Vol. 72, n° 4, p. 311–322.

Buckland, S.T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Laake, J. L. 1993. Distance Sampling:

Estimating abundance of biological populations [en ligne]. Dordrecht : Springer Netherlands. [Consulté le 3 avril 2018]. ISBN 978-0-412-42670-4. Disponible à l'adresse : http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-1574-2.

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P. & Gaba, S. 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Science of the Total Environment.* 627: 822-834.

Brotons, L., Herrando, S. & Pons, P. 2008. Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. *Journal of Applied Ecology.* 45:1059-1066.

Castaing, N. 2012. Application du distance-sampling au recensement de la Chevêche d'Athéna *Athene noctua* dans le but d'améliorer l'estimation des densités de population. Rapport de fin d'étude.

Catchpole, C.K & Slater, P.J.B. 2008. Bird Song: Biological Themes and Variations *(Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK)*, 2nd Ed.

Catchpole, C.K. & Phillips, J.F. 1992. Territory quality and reproductive success in the Dartford Warbler *Sylvia undata* in Dorset, England. *Biol. Conserv.* 61: 209-215.

CEN PACA. 2016. Liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport DREAL-PACA, 20 p.

CEN PACA. 2012. Pipit rousseline- *Anthus campestris* - STOC EPS en région PACA [en ligne]. Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Chamberlain, D.E., Cannon, A.R., Toms, M.P., Leech, D.I. *et al.* 2009. Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis* 151: 1-18.

Claessens, O. & Rocamora, G. 1999. Bruant ortolan *Emberiza hortulana*.

Colliat-Dangus, E. 2015. L'alouette lulu lullula arborea sur deux secteurs de la ZPS « Arrière-côte de Dijon et de Beaune ». In : *Le Tiercelet*. n° 24, p. 12.

Collectif. 2003. Oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes. Centre Ornithologique Rhône-Alpes CORA, 336 pp.

Comolet-tirman, J., Jiguet, F. & Siblet, J-P. 2012. Le Bruant ortolan Emberiza hortulana en France : Statut et tendances.

Communauté de Communes du Grand Lussan. 2012. Document d'Objectifs Natura 2000 de la Zone de Protection Spéciale (Z.P.S.) FR 9112033 "Les garrigues de Lussan" - Tomes 1 et 2.

Conway, C. & Gibbs, J. 2001. Factors influencing detection probability and the benefits of call-broadcast surveys for monitoring marsh birds. p. 26.

Cornec, C. 2015. Communication chez un oiseau à système socio-sexuel de type lek : étude des signaux acoustiques et visuels pendant la parade des mâles d'outarde houbara *Chlamydotis undulata undulata*. Thèse de doctorat.

Dabouineau, Laurent. 2004. Pourquoi les oiseaux chantent-ils ? *Le Râle d'eau.* Vol. 119 : 10-14.

DDAF 13 / ONF 13 ET 84. 2008. Plan départemental de Protection des Forêt contre l'incendie - Département des Bouches-du-Rhône - Les massifs forestiers du département [en ligne]. Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt des Bouches du Rhône/Office National des Forêts.

De Kort, S. R., Eldermire, E. R. B., Cramer, E. R. A. & Vehrencamp, S. L. 2009. The deterrent

effect of bird song in territory defence. *Behavioral Ecology* 20: 200–206.

Denac, K. 2009. Habitat Selection of Eurasian Scops Owl Otus scops on the Northern Border of Its Range,in Europe. *Ardea*. 97: 535-540.

Dennis, E.B., Morgan, B.J.T. & Ridout, M.S. 2015. Computational aspects of N-mixture models. In: *Biometrics.* Vol. 71, n° 1, p. 237-246. DOI 10.1111/biom.12246.

Donald, P.F., Green, R.E. &Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B.* 268: 25-29.

Dupuy, J. & Flitti, A. 2015. Densité et taille de population de six espèces d'oiseaux remarquables de Provence dans la Zone de Protection Spéciale des Alpilles en 2014. *Faune-PACA Publication n°50*: 25 pp.

Fiske, I. & Chandler, R. 2011. Unmarked : An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. In: *Journal of Statistical Software.* Vol. 43, n° 10, p. 1-23.

Flitti, A., Kabouche, B., Kayser, Y. & Olioso, G. 2009. Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur – Delachaux et Nestlé. ISBN 978-2-603-01622-0, 543 pp. : 345-493.

Groupe Ornithologique Breton (G.O.B). 1997. Les oiseaux nicheurs de Bretagne 1980-1985. *Groupe Ornithologique Breton*. 290 p.

Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. & Briggs, J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319 (5864): 756-760.

Hameau, O. 2009. Petit-duc scops, Otus scops. *In* Flitti, A., Kabouche, B., Kayser, Y. & Olioso, G. (2009) Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte-D'azur. LPO PACA. Delachaux et Niestlé: 544 pp.

Hameau, O. 2008. Inventaire ornithologique du Petit-duc scops (*Otus scops*) dans le cadre de «l'observatoire de la biodiversité» des agrosystèmes de la vallée du Calavon. Parc naturel régional du Lubéron, LPO PACA, 19 pp.

Hemmer, M. 2010. A Robustness Study of N-Mixture Models in Estimating Animal Population Sizes. p. 4.

Huntley, B. 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Barcelona: *Lynx*. ISBN 978-84-96553-14-9.

Jiguet, F., Arlettaz, R., Bauer, H-G., Belik, V., Copete, J-L., Couzi, L., Czajkowski, M-A., Dale, S., Dombrovski, V., Elts, J., Ferrand, Y., Hargues, R., Kirwan, G-M., Minkevicius, S., Piha, M, Selstam, G., Skierczynski, M., Siblet, J-P. & Sokolov, A. 2016. An update of the European breeding population size and trends of the Ortolan bunting (*Emberiza hortulana*). *Ornis Fennica* 93: 00-00.

Joachim, J., Bousquet, J.F. & Faure, C. 1997. Atlas des oiseaux nicheurs de Midi-Pyrénées. Années 1985 à 1989. Association Régionale Ornithologique de Midi-Pyrénées, Museum d'Histoire Naturelle, Toulouse.

Johnson, D. H., Van Nieuwenhuyse, D. & Genot, J-C. 2007. Survey Protocol for the Little Owl (*Athene noctua*). October 2007 version. Global Owl Project. 19 p. [unpublished report]. (www.globalowlproject.com)

Johnson, R. R., Brown B. T., Haight, L. T. & Simpson, J. M. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. Studies in *Avian Biology* 6: 68-75.

Joseph, L.N., Elkin, C., Martin, T.G. & Possingham, H. P. 2009. Modeling abundance using N-mixture models: the importance of considering ecological mechanisms. In: *Ecological Applications.* Vol. 19, n° 3, p. 631-642. DOI 10.1890/07-2107.1.

Kéry, M. 2018. Identifiability in N-mixture models: a large-scale screening test with bird data. In: *Ecology*. Vol. 99, n° 2, p. 281-288. DOI 10.1002/ecy.2093.

Kéry, M. & Royle, J. A. 2016. Chapter 6 - Modeling Abundance with Counts of Unmarked Individuals in Closed Populations: Binomial N-mixture Models. In: *Applied Hierarchical Modeling in Ecology* [en ligne]. Boston: *Academic Press*. p. 219-312. ISBN 978-0-12-801378-6. Disponible à l'adresse : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128013786000060.

Knape, J., Arlt, D., Barraquand, F., Berg, Å., Chevalier, M., Part, T., Ruete, A. & Zmihorski, M. 2017. Goodness of fit checks for binomial N-mixture models. [en ligne]. [Consulté le 29 août 2018]. DOI 10.1101/194340. Disponible à l'adresse : http://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/194340.

Ladet, A. 1986. L'avifaune nicheuse d'une garrigue d'Ardèche. In : *07 Nature*. n° 13, p. 13-20.

Ladet, A. & Cochet, G. 2008. Fauvette pitchou. p. 3.

Lê, S., Josse, J. & Husson, F. 2008. FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis. In: *Journal of Statistical Software*. Vol. 25, n° 1, p. 1–18. DOI 10.18637/jss.v025.i01.

Martinez, J.A., Zuberogoitia, I., Matinez, J.E., Zabala, J. & Calvo, J.F. 2007. Patterns of territory settlement by Eurasian Scops-Owls (Otus scops) in altered semi-arid landscapes. *Journal of Arid Environments*. 69: 400-409.

Mazerolle, M.J. 2010. Estimation de paramètres démographiques à partir d'individus non marqués. Centre d'étude de la forêt, Institut de recherche sur les forêts, Université de Quebec en Abitibi_Temiscamingue, QC.

Menz, M.H.M & Arlettaz, R. 2012. The precipitous decline of the ortolan bunting *Emberiza hortulana*: time to build on scientific evidence to inform conservation management. *Oryx*.

Météo France. 2016. Bilan climatique de l'hiver 2015-2016. In : Météo France [en ligne]. [Consulté le 20 août 2018]. Disponible à l'adresse : http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/bilans-climatiques/bilan-2016/hiver.

Monnat, J. Y. & Guermeur, Y. 1980. Histoire et géographie des oiseaux nicheurs de Bretagne. Clark, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Direction de la Protection de la Nature, 240p.

Murison, G., Bullock, J.M., Underhill-Day, J., Langston, R., Brown, A.F. & Sutherland, W.J. 2007. Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford warbler *Sylvia undata*. *Ibis* 149 (suppl. 1) 16-26.

Muséum National d'histoire naturelle (PARIS). 2012. Cahiers d'Habitat Natura 2000 : Tome 8 « Oiseaux ». Paris : Documentation française. ISBN 978-2-11-007462-1.

Nore, T., Labidoire, G., Grafeuille, D. & Vilks, A. 1984. Etude de l'avifaune nicheuse du bocage de la Basse Marche, nord du département de la Haute-Vienne. In : *Ornithologie en Limousin*. N° 13-14, p. 3-50.

Piat, A. 2013. La Pie-grièche méridionale, *Lanius meridionalis*, dans les zones de garrigue des Bouches-du-Rhône. Estimation de la taille de population, évaluation des variables environnementales influant sur sa présence, réflexions sur l'optimisation des protocoles d'échantillonnage. Mémoire de fin d'étude. Marseille.

PNR des Alpilles, LPO PACA, CEN PACA et A ROCHA. 2015. Life des Alpilles Action D.1 suivis ornithologiques - rapport initial 2014. Rapport inédit.

Parc Naturel Régional des Alpilles / Groupement d'Intérêt Cynégétique des Alpilles. 2010. Document d'Objectifs Natura 2000 de la Zone de Protection Spéciale (Z.P.S.) FR 9312013 "Les Alpilles" - Tomes 1 et 2.

R CORE TEAM. 2017. R: A language and environment for statistical computing [en ligne]. Vienne, Austria : R Foundation for Statistical Computing. Disponible à l'adresse : https://www.R-project.org/.

Rakotomalala, R. 2017. Analyse de Correlation et étude des dépendances - Variables quantitatives [en ligne]. 2017. Université Lumière Lyon 2. [Consulté le 31 juillet 2018]. Disponible à l'adresse : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Analyse_de_Correlation.pdf.

Robinson, C. [sans date]. N-mixture models for estimating abundance from repeated counts. : Bureau of Reclamation, MSCP.

Rocamora, G. & Yeatman-Berthelot, D. 1999. Oiseaux menacés et à surveiller en France: listes rouges et recherche de priorités, populations, tendances, menaces, conservation. Paris : Société d'Etudes Ornithologiques de France - LPO. ISBN 978-2-9506548-7-8.

Roy, C., Delauge, J., Flitti, A., Meyer, D. & Hayot, C. 2016. Liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur [en ligne]. LPO PACA - DREAL PACA. [Consulté le 31 juillet 2018].

Royle, J.A. 2004. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. In : *Biometrics*. mars 2004. Vol. 60, n° 1, p. 108-115. DOI 10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x.

Svensson, L., Mullarney, K. & Zetterstrom, D. 2015. Le guide ornitho: le guide le plus complet des oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient : 900 espèces. Delachaux et Niestlé, 448 pp.

Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. Smithsonian Inst Pr. 3.

Teyssèdre, A., Barbault, R. & Chevassus, B. 2004. Vers une sixième grande crise d'extinction ? In: *Biodiversité et changements globaux : Enjeux de société et défis pour la recherche*. p. 27.

Treweek, J.R., Hankard, P., Roy, D.B., Arnold, H. & Thompson, S. 1998. Scope for strategical ecological assessment of trunk road development in England with respect to potential impacts on lowland heathland, the Dartford warbler (Sylvia undata) and the sand lizard (Lacerta agilis). *J. Environ. Manage.* 53: 147-163.

Trompat, A. Recensement de l'Engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europeaeus*) en forêt domaniale de Tronçais 2008-2009. *Le Grand-Duc N°77 – décembre 2010.*

Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005. Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Annales Zoologici Fennici*. 42: 91-107.

Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2007. The importance of breeding groups for territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. *Annales Zoologici Fennici*. 44: 8-19.

Viana, D.S., Santamaria, L. & Figuerola, J. 2016. Migratory Birds as Global Dispersal Vectors. In: *Trends in Ecology & Evolution.* Vol. 31, n° 10, p. 763-775. DOI 10.1016/j.tree.2016.07.005.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. 2001. The management of lowland neutral grassland in Britain: effect of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*. 38:647-664.

Vitousek, P.M, Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. 1997. Human domination of the earth's ecosystems. *Science*. 277:484-499.

Westerhoff, D. & Tubbs, C. R. 1991. Dartford warblers Sylvia undata, their habitat and conservation in the New Forest, Hampshire, England in 1988. In: *Biological Conservation*. Vol. 56, n° 1, p. 89-100. DOI 10.1016/0006-3207(91)90091-M.

Site internet

Site officiel du projet LIFE+ Alpilles: http://life-alpilles.com/

Effectifs nicheurs d'Alouette lulu en France : http://www.oncfs.gouv.fr/Suivi-des-oiseaux-de-passage-ru558

UICN France : https://uicn.fr/

Annexe 1

Point d'écoute Passereaux – ZPS « les Alpilles » - Printemps 2018

N° Point d'écoute: IPA 1

N° Passage:

Date:

Observateur:

Commentaires:

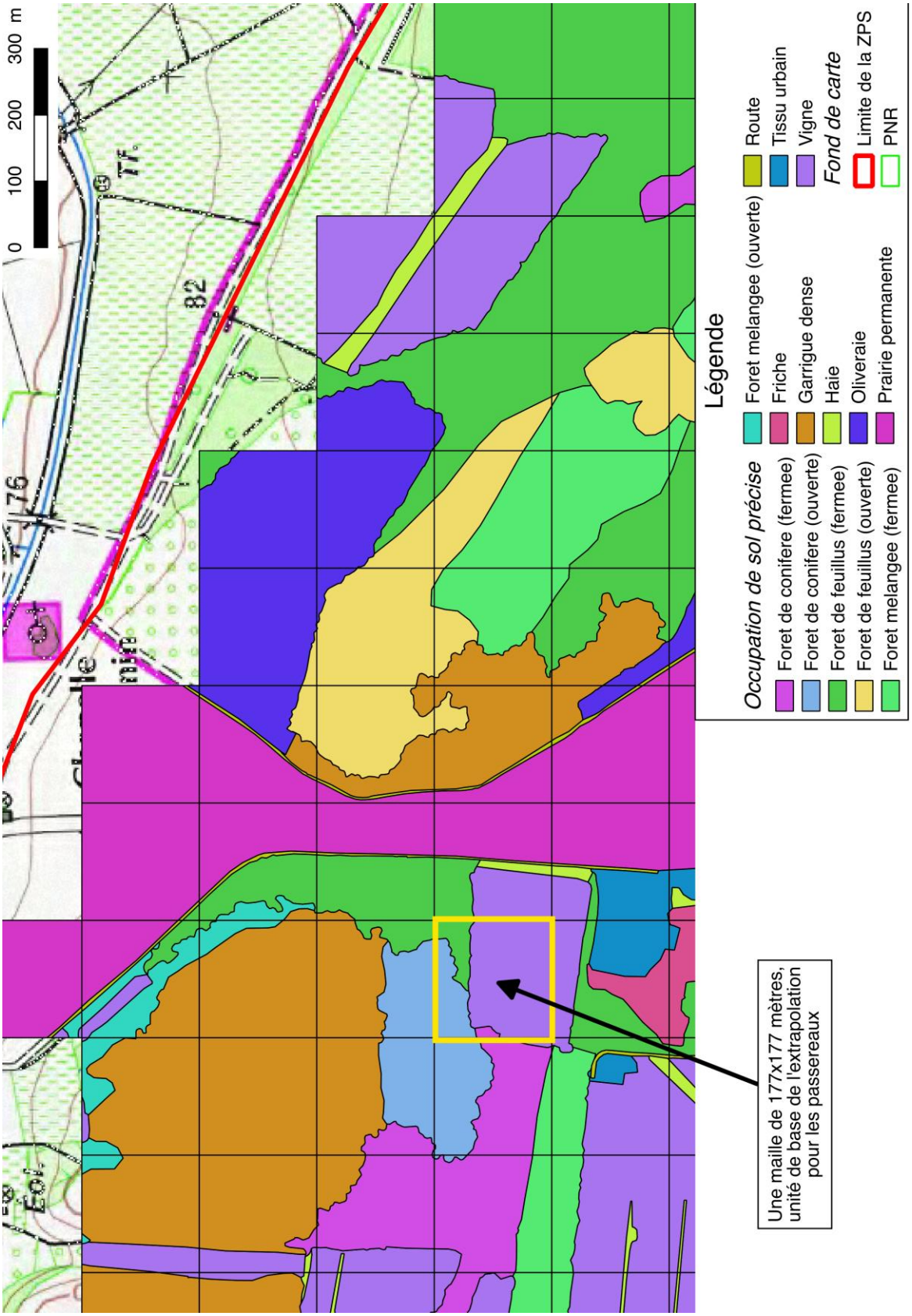
Vent	
Pluie	
Bruit	
Nébulosité	

Vent & Bruit: voir protocole; Pluie: 0/pas de pluie, 1/bruine, 2/averse; Nébulosité: pourcentage de couverture nuageuse

Ind	Espèce	0 - 2 minutes			2 - 4 minutes			4 - 6 minutes			6 - 8 minutes			8 - 10 minutes		
		< 50 m	Interm	>100m	< 50 m	Interm	>100m	< 50 m	Interm	>100m	< 50 m	Interm	>100m	< 50 m	Interm	>100m
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																
9																
10																
11																
12																
13																
14																
15																
16																
17																
18																
19																
20																

Priorité aux espèces de l'Annexe 1 Directive Oiseaux (Fauvette pitchou, Alouette lulu, Bruant ortolan, Pipit rousseline)

Annexe 2



Cartographie 1. Découpage de la ZPS et de l'occupation du sol selon le maillage de 177.25x177.25 mètres pour l'extrapolation sur chaque maille via le meilleur modèle. Nous obtenons ainsi une prédiction d'abondance sur chaque maille.

Partenaires

La faune de la région PACA

Le territoire de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur est le plus riche et le plus diversifié en nombre d'espèces en France métropolitaine. La région PACA abrite 245 espèces d'oiseaux nicheurs sur 275 espèces recensées en France, 70 % des 143 espèces de mammifères, 80 % des 34 Reptiles, 61 % des 31 Amphibiens, 85 % des 240 papillons de jour et 74 % des 100 libellules.

Le projet www.faune-paca.org

En 2018, le site www.faune-paca.org a atteint le seuil des 6 **millions de données** portant sur les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les amphibiens, les libellules et les papillons diurnes. Ces données zoologiques ont été saisies et cartographiées en temps réel.

Le site http://www.faune-paca.org s'inscrit dans une démarche collaborative et mutualiste de mise à disposition d'un atlas en ligne actualisé en permanence. Faune-paca.org est un projet développé par la LPO PACA et consolidé au niveau national par le réseau LPO sur le site www.faune-france.org.

Ce projet est original et se caractérise par son rôle fédérateur, son efficacité, sa fiabilité, son ouverture aux professionnels de l'environnement et aux bénévoles. Chacun est libre de renseigner les données qu'il souhaite, de les rendre publiques ou non, et d'en disposer pour son propre usage comme bon lui semble. Il est modulable en fonction des besoins des partenaires. Il est perpétuellement mis à jour et les données agrégées sont disponibles sous forme de cartographies et de listes à l'échelle communales pour les acteurs du territoire de la région PACA.

Faune-PACA Publication

Cette nouvelle publication en ligne Faune-PACA publication a pour ambition d'ouvrir un espace de publication pour des synthèses à partir des données zoologiques compilées sur le site internet éponyme www.faune-paca.org. Les données recueillies sont ainsi synthétisables régulièrement sous forme d'ouvrages écrits de référence (atlas, livres rouges, fiches espèces, fiches milieux, etc.), mais aussi, plus régulièrement encore, sous la forme de publications distribuées électroniquement. Faune-PACA Publication est destiné à publier des comptes-rendus naturalistes, des rapports d'études, des rapports de stage pour rythmer les activités naturalistes de la région PACA. Vous pouvez soumettre vos projets de publication à Amine Flitti, rédacteur en chef amine.flitti@lpo.fr.

Faune-PACA Publication n°80

Article édité par la
LPO PACA
Villa Saint-Jules
6, avenue Jean Jaurès
83400 HYERES
Tél: 04 94 12 79 52
Fax: 04 94 35 43 28
Courriel: paca@lpo.fr
Web: http://paca.lpo.fr

Directeur de la publication : Benjamin KABOUCHE
Rédacteur en chef : Amine FLITTI
Comité de lecture du n°80 : Amine FLITTI, Lisbeth ZECHNER et Annabelle PIAT
Administrateur des données www.faune-paca.org : Amine FLITTI.
Photographies couverture : Alpilles (J. Mézier) – Alouette lulu (B. Vollot) et Bruant ortolan (B. Vollot).
Cartographies : Justine MEZIER et Aurel GALLOIS
Contacts : jmezier@laposte.net & gallois.aurel@gmail.com

La reproduction de textes et d'illustrations, même partielle et quel que soit le procédé utilisé, est soumise à autorisation.
Afin de réduire votre impact écologique nous vous invitons à ne pas imprimer cette publication.
Retrouvez la liste des partenaires techniques et financiers du site www.faune-paca.org sur la page accueil du site.