

# Alauda

Revue  
internationale  
d'Ornithologie  
Volume 86 (4) 2018

ALAUDA (nouvelle série) LXXXVI.- 4 . 2018



- FAUVETTE PITCHOU :  
Landes de Gascogne
- AUVERGNE : Évaluation  
d'une population d'oiseaux
- CRAVE À BEC ROUGE :  
ZPS de Gavarnie

## DOMAINE VITAL ET TERRITORIALITÉ DE LA FAUVETTE PITCHOU *Sylvia undata* DANS LES LANDES DE GASCOGNE

Patrice URBINA-TOBIAS<sup>(1)</sup> et Philippe FONTANILLES

**Home range and territoriality of the Dartford Warbler *Sylvia undata* in the Landes of Gascogne (South-West France).** The Dartford Warbler shows a strong decline in South-West France. In the 'Landes of Gascogne', the species lives in heaths covered with gorse and heather (this type of habitat is rapidly regenerating after clear cutting). We studied a breeding population of some 7 pairs in order to define the home range size of several individuals, their territoriality and their breeding parameters by Capture Mark Recapture (CMR) over a period of 2 years. We also color-banded and controlled the individuals along a fixed transect. The results show that females occupy an average home range of 0.57ha, that of the males covers an average of 1ha. These home ranges extensively overlap in males (averaging some 24%) but not in females which are mutually exclusive. Core areas represent an area of 0.6ha in males and 0.23ha in females. The home ranges are thus fragmented in 1 to 4 nuclei which constitute the preserved territory. Fledglings are recorded in June. The studied population showed a significant turnover of breeding individuals and a low site fidelity in relation to emigration and mortality. This high population turnover requires that individuals must look for new favorable areas. This strategy appears appropriate and re-



© STÉPHAN TILLO

levant in the current context of modern and mechanized pine silviculture.

**Mots-clés :** *Sylvia undata*, Stratégie comportementale, Occupation de l'espace, Capture, Reproduction, Biométrie, Différences sexuelles, Coupe forestière.

**Keywords :** *Sylvia undata*, Behavioral strategy, Occupation of space, Capture, Reproduction, Biometrics, Sexual differences, Logging, Forest cut.

<sup>(1)</sup> GOPA, Groupe Ornithologie des Pyrénées et de l'Adour, 220, route bellevue, F-40250 Berggouey (urbi.pat@free.fr).

<sup>(2)</sup> OISO, Observatoire d'Intérêt Scientifique Ornithologique, Cami deth Sailhetou, F-65400 Lau Balagnas.

### INTRODUCTION

La distribution mondiale de la Fauvette pitchou *Sylvia undata* est limitée au Sud-Ouest de l'Europe et à l'Afrique du Nord. Trois sous-espèces sont généralement distinguées : *S. u. undata* qui occupe le bassin méditerranéen-nord, *S. u. toni* le Maghreb et *S. u. dartfordiensis* la façade at-

lantique du Portugal au Sud de l'Angleterre (DEL HOYO *et al.*, 2006). Cette distribution se calcule approximativement sur des régions à climat assez doux avec des températures des mois les plus froids en moyenne supérieures à 2 °C ou 3 °C (YEATMAN-BERTHELOT & JARRY, 1994 ; HUNTLEY *et al.*, 2007). L'espèce se montre relativement thermophile avec un indice thermique (STI = *Species*

*Thermal Index*) assez élevé, égal à 16,73 sur une échelle allant de 9,4 à 19,1 et une moyenne à 13,2 (BARNAGAUD *et al.*, 2013). Les simulations de l'effet d'un réchauffement climatique prévoient un déplacement de son aire de répartition vers le Nord et l'Est de l'Europe qui devrait engendrer une plus large présence sur Îles britanniques et une contraction au niveau de l'Espagne et du bassin méditerranéen (HUNTLEY *et al.*, 2007; ARAÚJO *et al.*, 2011). L'espèce connaît actuellement un fort déclin en France (-66 % depuis 2011, JIGUET, 2016) et un déclin modéré en Europe (-32 %, selon EBCC, 2014) La cause principale a été attribuée à la disparition de ses habitats du fait du développement de l'agriculture ou de la fermeture de milieux suite à la déprise agricole en zone méditerranéenne (FLITTI, 2015). La Fauvette pitchou est classée « en danger » sur la liste rouge française (UICN, 2016) et quasi-menacée sur la liste rouge mondiale. Protégée en France (A.M., 17 avril 1981) et en Europe (annexe 1

directive européenne Oiseaux), cette fauvette mérite une attention particulière, de manière à tenter de réduire l'impact subi et maintenir une dynamique favorable.

La Fauvette pitchou n'a donné lieu qu'à quelques travaux sur notre territoire métropolitain portant sur des comparaisons avec la Fauvette sarde *Sylvia sarda* (LOVATY, 1992, 1995, 1996) et une étude spécifique en limite nord de son aire de répartition Elle a été aussi présentée comme une espèce bio-indicatrice de la régénération des maquis et garrigues après des feux accidentels ou dirigés autour du bassin méditerranéen (PONS *et al.*, 2003, 2012; HERRANDO *et al.*, 2001). Toutes ces études concernaient majoritairement la sous-espèce *S.u. undata*. En Angleterre, c'est la sous-espèce *S.u. dartfordiensis* qui a fait l'objet de travaux approfondis, de 1960 (MOORE, 1962) jusqu'à nos jours. Les caractéristiques de la biologie de cette sous-espèce ont été bien décrites (BIBBY, 1975, 1977, 1978, 1979). La région



PHOTO 1.— Le domaine vital d'un mâle Fauvette pitchou *Sylvia undata* en 2013 dans les landes de Gascogne.  
The home range of a male of Dartford Warbler in 2013 in the Landes of Gascony (Patrice URBINA-TOBIAS).

d'Aquitaine des Landes de Gascogne avec des biotopes fort différents des méditerranéens et britanniques, qui représente le deuxième bastion en nombre et en superficie de la population française (JIGUET, 2016), après celui du bassin méditerranéen, n'a donné lieu jusqu'ici à aucune étude approfondie. La fauvette y occupe des landes en milieu forestier en état transitoire entre une ouverture maximale lors de coupes à ras et la fermeture des parcelles de pins arrivant à maturité. Le mode de gestion de la forêt landaise, la plus grande forêt française occupant une superficie égale à un million d'hectares en Pin maritime, conditionne très fortement la dynamique de population de l'espèce dans cette région.

L'habitat de la Fauvette pitchou a fait l'objet d'une première description détaillée (URBINA-TOBIAS, 2014). L'objectif de la présente étude est de chercher à expliquer comment un oiseau réputé sédentaire, strictement fidèle à son domaine vital, peut s'adapter aux bouleversements de sa biocénose causés par la sylviculture moderne, comment l'espèce occupe-t-elle son territoire; quelles sont l'étendue et la forme de son domaine vital au cours de la saison de reproduction et au long de l'année; de quel ordre peut être la compétition/tolérance avec ses congénères au sein de son domaine vital sachant que les contraintes sociales et les interactions de voisinage fluctuent en cours d'année (territoire hivernal et de début de printemps, reproduction et défense en fin de printemps et en été); comment l'espèce sélectionne son habitat et en particulier les zones où elle se cantonnera pour son alimentation, sa nidification et ses temps de repos?

Estimer l'importance du domaine vital d'un animal et de son territoire dans le temps permet une compréhension significative du mode d'appariement et de reproduction, de l'organisation sociale et des interactions, du régime alimentaire, des composantes de l'habitat et notamment de ses ressources limitatives. La distribution des oiseaux d'une même espèce sur une zone donnée est en effet rarement uniforme et liée au hasard (NEWTON, 1998). Elle répond à des contraintes et nécessite des choix et seule une analyse de la répartition dans l'espace et le temps des individus d'une population donnera accès à la façon dont chaque animal s'intègre dans son environnement

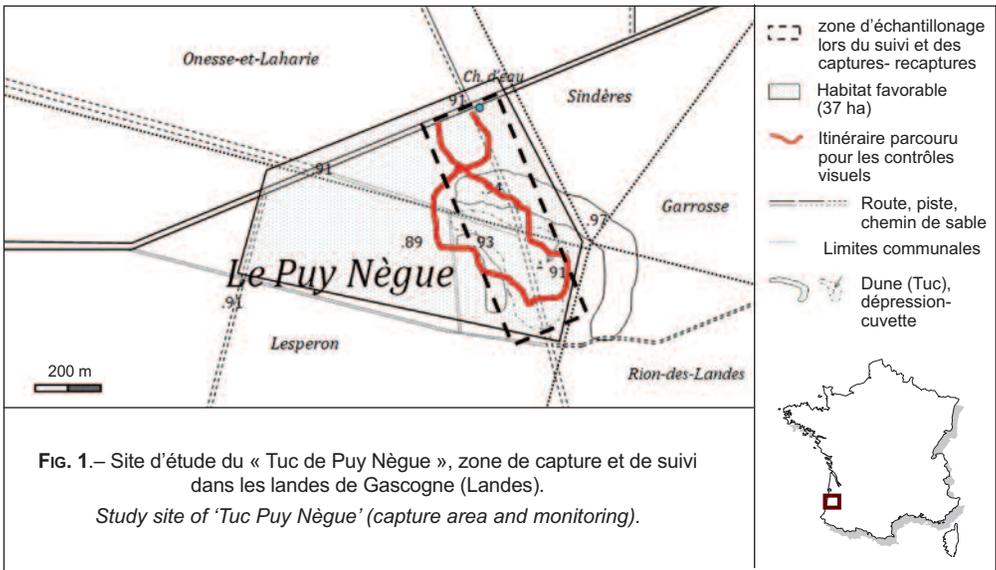
et à la façon dont il s'accommode des contraintes environnementales et sociales qui lui sont imposées. L'on aura alors un aperçu des représentations géographiques que chaque animal se fait de son environnement, celles que l'on appelle « *cognitive maps* » (PETERS, 1978).

Dans notre étude, nous considérons l'expression domaine vital dans son sens le plus communément admis, c'est-à-dire « la superficie occupée par un animal lors de ses activités normales de recherche alimentaire, d'un partenaire ou d'élevage de ses jeunes. Les sorties occasionnelles hors de l'aire ne doivent pas être considérées comme faisant partie du domaine vital » (BURT, 1943). Toutefois, ce domaine ne peut être quantifié comme un concept instantané, il devra être déduit de ses localisations survenant par séquences, indépendamment du rythme des changements d'occupation de l'espace par l'individu suivi, si bien que le domaine vital ne peut être défini que sur un intervalle de temps bien défini (POWELL, 2000). Le territoire, quant à lui, se définira comme la superficie au sein du domaine vital sur lequel il a un usage exclusif ou peut-être prioritaire (POWELL, 2000). Il peut être défendu physiquement mais le sera en général plutôt par des marquages olfactifs, des cris et des chants (KRUKK, 1972, 1989; PETERS & MEECH, 1975; PRICE *et al.*, 1990; SMITH, 1968) ou par une mise en évidence visuelle.

## MATÉRIEL ET MÉTHODE

### Zone d'étude

La zone d'étude d'une étendue égale à 13,5 ha est située au cœur du plateau landais, sur les communes d'Onesse-et-Laharie, de Rion-des-Landes et de Lesperon (Landes) au lieu-dit « Tuc de Puy Nègue » (43°59'33"N; 0°59'53"W). L'altitude moyenne se situe à 94 m. L'association végétale couvrant le site a fait l'objet d'une première étude (URBINA-TOBIAS, 2014). Elle est caractéristique des landes atlantiques sèches, 15 ans après une coupe à ras suivie d'une régénération naturelle avec Callune *Calluna vulgaris* (22 %), Bourdaine *Frangula alnus* (17 %), Ajonc d'Europe *Ulex europaeus* (10 %) et Pin maritime *Pinus maritima* (14 %), zones de sol nu (8 %).



La topographie montre un léger relief et le site est séparé en deux par une dune sablonneuse de 5 à 6 m de haut et s'étirant du Nord-Ouest au Sud-Est sur une longueur de 400 m puis vers le Sud sur 200 m (FIG. 1). Le climat y est de type océanique avec des températures moyennes hivernales de l'ordre de 6,2 °C et minimales moyennes à 2,1 °C (*Climate-data.org*).

### Capture et marquage des oiseaux

Les oiseaux ont été capturés sans utiliser la méthode de « repasse » à l'aide de filets japonais (maille 14 mm). Le positionnement des filets a été standardisé et fixe, uniformément sur une superficie de capture égale à 13,5 ha (FIG. 1). Leur métrage (220 m) a peu varié. Les sessions se sont tenues en matinée, de l'aube à 13 heures et quelquefois en soirée, aux moments d'une plus grande activité des oiseaux. Une à deux sessions de capture ont été menées chaque mois, de janvier à novembre 2013 et de mars à août 2014, après deux années test en 2011 et 2012. En juin, le mois de la plus importante activité des adultes et de l'envol des jeunes, deux opérations supplémentaires ont été réalisées en soirée, l'une en 2013 et une autre en 2014.

Les fauvettes capturées ont été individualisées par la pose d'une bague métallique « *Muséum Paris* » et de bagues colorées (combinaisons de

deux couleurs) sur les deux pattes pour une reconnaissance à distance. Les mesures biométriques ont été relevées pour éventuellement caractériser la population locale connaître les différences entre sexes, oiseaux nicheurs ou de passage. Les mesures effectuées (définies par DEMONGIN, 2013) ont été : Longueur maximale de l'aile pliée (précision de 0,5 mm), réserves adipeuses dans la fosse claviculaire (avec échelle 1, absence à 4, débordante), masse (balance électronique, précision 0,1 g), développement musculaire (échelle de 0, atrophie et sternum saillant, à 3, musculature hypertrophiée débordante), longueur du tarse (précision 0,1 mm), longueur du bec (depuis la base du crâne, précision 0,1 mm), longueur de la tête avec le bec (précision 0,1 mm), longueurs de la troisième rémige primaire (en partant de l'extérieur de l'aile), de la projection primaire et des rectrices selon la méthode au taquet dite alternative (précisions 0,5 mm).

### Suivi visuel des oiseaux

Les fauvettes ont été recherchées visuellement à l'œil nu et en utilisant une paire de jumelles en parcourant à pied, à chaque session, le même itinéraire/transect de la zone d'étude (FIG. 1), pendant deux heures, à raison d'une à deux sessions par mois d'avril à septembre 2013 et 2014. Ils ont tous été pratiqués par le même observateur.

Chaque contact avec un oiseau bague est géo-référencé sur une carte de terrain (échelle 1/4000<sup>e</sup>) puis numérisé selon les coordonnées de latitude et longitude UTM WGS84 fuseau 30. Les individus sont identifiés ici, dans le texte par le code *id* affublé d'un numéro -tel *id* 4- signifiant l'individu 4. Le même itinéraire/transect a été parcouru lors des sessions de capture à l'occasion de la visite des filets et les individus observés visuellement ont été aussi été notés et géo-référencés.

### Détection et paramètres de la population suivie

Le suivi de la population a pu être affecté par une détectabilité variable selon les périodes de l'année, le comportement territorial des individus, le sexe, l'activité des oiseaux (couvaison, nourrissage, exclusion, tolérance hors période de reproduction...). De plus, le milieu d'étude, particulièrement dense, rendait la détectabilité des oiseaux parfois difficile : en moyenne  $1,3 \pm 1,3$  *sd* adultes sont capturés par session, 0 à 5 maximum,  $1,2 \pm 1,1$  *sd* adultes pour 100 m de filets. Nous avons alors déterminé les probabilités de détection et le modèle qui régissait le mieux nos données, en tenant compte de l'éventuelle hétérogénéité entre les divers individus et de la variabilité temporelle.

À cet effet, nous avons testé d'abord si la population adulte était fermée à l'aide du logiciel *CLOSETEST* (STANLEY & BURNHAM, 1999) et à quelle période de l'année. La grandeur de la population et les probabilités de détection ont été ensuite estimées par le modèle *CMR Capture-Marquage-Recapture* qui décrivait le mieux notre jeu de données (logiciel *CAPTURE*: WHITE *et al.*, 1978), implémenté dans la suite *MARK* (WHITE & BURNHAM, 1999). Le modèle est choisi selon un critère de sélection proposé par le logiciel. Il permet de tester des hypothèses, si le modèle est constant (*Mo*), dépend du temps (*Mt*), l'hétérogénéité de capture entre individus (*Mh*) ou s'il y a un effet de comportement suite à la première capture (*Mb*).

Cette analyse a porté d'abord sur les données de capture au filet. Nous avons pris en considération toutes les sessions de capture de façon identique, la durée des sessions et le métrage de filets n'affectant pas le nombre de captures d'adultes par session (*General Linear Models: glm*

(nombre d'adulte~durée + métrage, *family* = poisson), durée  $z = 0,921$   $p = 0,36$ ; métrage  $z = 0,09$ ;  $p = 0,93$ ].

Nous avons analysé aussi les contrôles visuels faits lors des sessions de captures en données *CMR* (présence absence des individus vus par session de capture) pour estimer si la population marquée a été bien revue. Enfin, nous avons groupé l'ensemble des données visuelles issues des sessions de captures et des sessions de parcours visuel car il n'y avait pas de différence de nombre d'adultes vus *glm* (nb individus~type session, *family* = poisson;  $z = 0,585$ ;  $p = 0,559$ ). Cette méthode offre l'avantage d'un plus grand jeu de données et de sessions. Nous avons ainsi pu déterminer aussi la grandeur de la population vue, à quelle période et quel était le modèle qui la décrivait au mieux.

Grâce aux résultats de ces analyses, nous avons déterminé le nombre d'individus de la population suivie et son *sex-ratio*. Nous avons aussi calculé le taux de retour des adultes entre 2014 et 2013 (*ratio* du nombre d'adultes capturés l'année *n* et recapturés l'année *n* + 1 sur le nombre d'adultes capturés l'année *n*) et le taux de renouvellement des adultes (*ratio* du nombre de nouveaux adultes capturés l'année *n* + 1 sur le nombre d'adultes capturés l'année *n* + 1). Les dates de premières captures des jeunes seront données ici, également.

### Domaines vitaux

Nous avons étudié les superficies exploitées par chaque individu et celle de la population entière. Définir les limites du domaine vital d'un animal est difficile, car elles sont parfois diffuses (GAUTESTAD & MYSTERUD, 1993, 1995). Aussi, nous avons utilisé deux approches du calcul des superficies exploitées. D'abord, le modèle du *Minimum Convex Polygon* (*MCP*; MOHR, 1947; HARRIS *et al.*, 1990) qui consiste à déterminer le plus petit polygone convexe possible qui englobe toutes les localisations connues ou estimées d'un animal (HAYNES, 1949). Le *MCP 100 %* comprend tous les points mais est très sensible aux points marginaux anormalement excentrés du domaine vital. Le *MCP95* s'affranchit de cela en retirant 5 % des points les plus périphériques. Autre approche, la méthode *Kernel*, qui modélise

par une fonction de densité, la distribution des localisations selon aussi un pourcentage choisi (SEAMAN & POWELL, 1996). Ce modèle donne des estimations souvent considérées plus précises (POWELL *et al.*, 1997) avec des formes lisses épousant mieux l'ensemble des points. Les superficies déterminées par les iso-valeurs à 90 % (K90) sont considérées comme significatives du domaine vital (BÖRGER *et al.*, 2006).

Ces indicateurs doivent fournir une image plus précise pour comprendre pourquoi un animal choisit de vivre sur une zone délimitée. La répartition des ressources à l'intérieur des domaines vitaux est généralement irrégulière et sous forme de *patches* (GOSS-CUSTARD, 1977; MITCHELL, 1997; POWELL *et al.*, 1997). Les zones avec une plus forte densité de ressources critiques devraient logiquement être plus importantes pour les animaux que celles avec peu de ressources. Nous avons donc défini ces noyaux d'occupation, également appelés « *core areas* ». Pour cela, nous avons appliqué la méthode rigoureuse de détermination des « *core areas* » (BARG *et al.*, 2005) excluant au seuil de 5 % (*core95*) les positions les plus éloignées par l'analyse du « *Nearest Neighbour Cluster Analysis* » (KENWARD *et al.*, 2001). Nous avons aussi étudié le taux de fragmentation des domaines vitaux, c'est-à-dire le ratio d'utilisation du domaine vital, qui se définit par la somme des superficies des « *core areas* » divisée par la superficie du polygone qui les contient (HODDER *et al.*, 1998; WALLS *et al.*, 1999). Cet indice allant de 0 à 1, peut être considéré comme un indicateur de fidélité des individus aux sites exploités : la valeur 1 correspondant à une fidélité forte et les valeurs tendant vers 0 à une fidélité faible, donc à une forte fragmentation. Les iso-valeurs de *Kernel* 50 % (K50) caractérisent aussi les zones utilisées de façon intensive (BÖRGER *et al.*, 2006).

Nous avons vérifié pour chaque individu si les données étaient suffisantes pour déterminer un domaine vital stabilisé par une analyse incrémentale. Il s'agissait de dresser la courbe figurant l'évolution de la superficie du domaine vital en fonction du nombre de localisations relevées. Cette courbe souligne la propriété de stabilité de la méthode choisie pour la définition des frontières des domaines vitaux. Elle permet une ap-

proche des valeurs asymptotiques des domaines vitaux pour les grands échantillons.

Nous avons testé s'il y avait une différence des superficies exploitées selon le sexe chez les adultes. Pour cela, nous avons modélisé la superficie selon une régression normale linéaire [ $\ln(\text{superficie}) = \text{glm}(\text{sexe} + \text{nb positions})$ ]. Le nombre de positions est pris comme co-variable pour prendre en compte son éventuel effet sur la détermination de la superficie. Le logarithme népérien de la superficie suit une loi normale.

Les territoires de mâles et femelles ont été définis les années 2013 et 2014, en période de population fermée. Les données extrêmes, de janvier à novembre ont fourni des localisations hors des domaines vitaux exploitées pendant la reproduction mais étaient insuffisantes pour être traitées. Leur chevauchement ou exclusion ont été analysés graphiquement. Les chevauchements des territoires de reproduction et des noyaux d'occupation seront calculés pour estimer l'exclusivité territoriale de la Fauvette pitchou.

Les superficies exploitées ont été traitées sous le logiciel *Ranges 8v2.10 (Anatrack ltd)*. Les autres analyses statistiques ont été faites sous le logiciel *R* (<http://cran.r-project.org>). Les valeurs moyennes sont données  $\pm se$  (erreur standard) sauf lors d'indication contraire avec *sd* (l'écart-type, déviation standard) pour indiquer les variations.

## RÉSULTATS

### Probabilité de détection et paramètres de la population suivie

En 2013, 15 sessions de capture ont été réalisées entre le 3 janvier et le 20 octobre qui ont permis de capturer 12 adultes, 6 mâles et 6 femelles. La population a pu être considérée comme fermée à partir du 12 avril (*close test*,  $Khi^2(6) = 8,866$ ;  $p = 0,181$ ). Entre le 3 janvier et le 23 mars, la population s'est avérée ouverte avec des émigrations ou immigrations ( $Khi^2(12) = 73,147$ ;  $p < 0,00001$ ). Le suivi visuel souligne l'ouverture de la population jusqu'au 26 avril ( $Khi^2(15) = 186,953$ ;  $p < 0,00001$ ) et la fermeture de celle-ci pour la période 12 avril au 23 septembre;  $Khi^2(6) = 8,071$ ;  $p = 0,780$  pour 12/4-23/9). Le modèle *Mo* retenu par le logiciel *CAPTURE*, estime une population précise de 8 adultes (TAB. I).

Le modèle *Mh* reste cependant possible vu que son critère de sélection est proche de 1. Au regard des données brutes, la population sur la période 12 mai au 20 octobre ne concerne bien que 8 individus, 5 mâles et 3 femelles. Les 4 autres individus (3 F et 1 M) capturés avant le 12 avril, n'ont pas été revus ou capturés par la suite.

En 2014, il n'y a pas eu de sessions en janvier, février, septembre et octobre. Huit sessions de baguage ont été réalisées, entre le 8 mars et le 8 août. Les résultats des analyses montrent que la population pouvait être considérée fermée pendant cette période ( $Khi^2(5) = 1,90$   $p = 0,862$  pour les sessions capture,  $Khi^2(3) = 2,801$  ;  $p = 0,423$  pour les sessions visuelles). Le modèle de capture *Mo* souffre d'un manque de contrôles ( $p$  faible, seuls 2 individus sur 9 ont été recapturés) et donne une estimation de la population qui nous paraît trop forte (TAB.1). Les résultats des modèles *Mo* de contrôle visuel donnent une population de 4 ou 5 adultes qui correspond plus à la réalité observée et qui s'élevait à 2 ou 3 mâles et 2 femelles. Sur les 9 individus différents capturés, seulement 5 ont pu être contrôlés visuellement.

Les probabilités de détection définies par le modèle *Mo* sont relativement bonnes, en moyenne de 0,275, excepté pour l'année 2014 où les données de capture souffrent d'un manque de contrôles dans les filets. La détection visuelle des oiseaux bagués en couleurs ( $p = 0,25$  à 0,37) est meilleure que celle obtenue par capture ( $p = 0,065$  à 0,18). La détection n'est pas signifi-

cativement variable dans l'intervalle de temps de la période fermée (modèle *Mt* exclu) et il n'y a pas d'effet de première capture ou vision (modèle *Mb* exclu). Par contre le modèle *Mh* a un critère de sélection proche du modèle *Mo* et laisse supposer une possible hétérogénéité parmi les individus. La grandeur et les intervalles de confiance déterminés par ces modèles sont plus grands. Ils laissent supposer que des oiseaux sont plus souvent vus ou capturés que d'autres.

Les premiers jeunes volants ont été capturés en juin, en 2013 à partir du 23 et en 2014 à partir du 16. On notera ainsi, une avancée de la période de reproduction en 2014 par rapport à celle de 2013, de l'ordre de deux semaines sur l'envol des jeunes et d'un mois sur la période de stabilité de la population nicheuse.

Le nombre de mâles détecté/capturé est supérieur au nombre de femelles et le sex-ratio de la population nicheuse sur la zone d'étude apparaît déséquilibré. Elle est égale à environ 60 %. On remarquera aussi qu'elle a varié au cours des mois (TAB. II), en particulier, durant la seconde quinzaine de mai (5,2) en 2014 et la première quinzaine de juin (6,1) en 2013. Ces chiffres correspondent à la période de couvain des femelles qui sont plus difficiles à observer. Le début de la ponte a été estimé au plus tard les 13 mai 2014 et 30 mai 2013, compte tenu d'une durée d'élevage au nid égale à  $12 \pm 2$  jours et d'une couvain qui dure  $13 \pm 1$  jour (CRAMP, 1998). Nous n'avons pas observé de seconde ponte sur le site.

**TABEAU I.** – Résultats des analyses CMR en population fermée, des données de capture (*d capt s capt*) et des données visuelles (*d visuel*) issues des sessions de capture (*s capt*) ou visuelle (*s visu*), période de population close, nombre de sessions (*Ns*), nombre de mâles (*M*) et de femelles (*F*) des données, grandeur estimée ( $\hat{N}$ ), probabilité de capture ou de contrôle visuel (*P*), critère de sélection (*CS*) des modèles *Mo* et *Mh*.

*Results of CMR analyses: capture data (d capt s capt), sighting records (d), number of study days (Ns), male (M) and female (F) numbers, population size (N̂), probability of capture or visual controls (P), selection criterion (CS) of Mo and Mh models.*

Données	Période fermée	Ns	Na			Modèle Mo				Modèle Mh				
			d	M	F	N̂	IC	P	CS	N̂	IC	P	CS	
2013	<i>d capt s capt</i>	12/4-22/10	11	8	5	3	8 ± 1,2	8-15	0,18	1	11 ± 2,9	9-22	0,14	0,96
	<i>d visuel s capt</i>	12/4-22/10	11	8	6	2	8 ± 0,6	8-8	0,25	1	10 ± 1,9	9-18	0,2	0,97
	<i>d visuel s visu+capt</i>	12/5-23/9	14	8	5	3	8 ± 0,1	8-8	0,37	1	8 ± 0,2	8-8	0,37	0,71
2014	<i>d capt s capt</i>	8/3-8/8	8	9	5	4	21 ± 11,6	12-67	0,065	1	16 ± 5,1	11-33	0,09	0,97
	<i>d visuel s capt</i>	8/3-8/8	8	4	2	2	4 ± 0,6	4-4	0,28	1	6 ± 1,9	5-13	0,19	0,85
	<i>d visuel s visu+capt</i>	8/3-8/8	15	5	3	2	5 ± 0,2	5-5	0,29	1	5 ± 2,3	5-5	0,29	0,85

**TABLEAU II.**– Sex-ratio adulte observé, nombre de mâles capturés et vus/ nombre total (n), par mois ou quinzaine de mai et juin en 2013 et 2014. En gras, la période de couvainon où les femelles « disparaissent ».

*Observed adult sex ratio, numbers of captured and sighted males/total numbers by month or fortnight in May and June 2013 and 2014 (in bold, brooding period when females 'disappear').*

Mois	Mars	Avril	Mai		Juin		Juillet	Août	Septembre	Octobre
2013	0,25 (4)	0,75 (12)	0,33 (6)	0,57 (7)	<b>0,92</b> (12)	0,63 (16)	1 (4)	1 (1)	0,67 (3)	0,5 (2)
2014	1 (7)	1 (2)	0,56 (9)	<b>1</b> (1)	0,5 (2)	0,4 (5)	0,5 (2)	1 (1)	1 (1)	

Seulement deux adultes capturés en 2013 ont été recapturés en 2014, ce qui nous donne un taux de retour interannuel faible de 18,2 % (2/11) et un renouvellement important de 77,8 % (7/9). Ces deux adultes étaient des mâles. Une jeune femelle née en 2013 est venue se reproduire sur le site en 2014.

### Superficie exploitée et densité de la population

Nous avons suivi les domaines vitaux de 8 adultes en 2013 et 6 en 2014 par les méthodes de CMR et de suivi visuel par itinéraire/transect. La superficie totale occupée par l'ensemble de la population suivie, estimée par le *Kernel 95* est égale à 6,28 ha en 2013 (9,56 ha MCP95). Elle était égale à 3,68 ha en 2014 (5,89 ha MCP95). Rapportées au nombre d'adultes, les densités sont légèrement supérieures lors de la deuxième année : 8,4 adultes/10 ha en 2013 et 10,2 adultes/10 ha en 2014 pour MCP95 ; 12,7 et 16,3 en ne prenant en compte que les superficies *Kernel 95*.

Certaines zones internes à la superficie totale sont peu ou pas du tout exploitées. L'analyse des *core areas* montre que seule une superficie de 2,74 ha était vraiment utilisée en 2013, 1,38 ha en 2014, répartie sur 6 noyaux de concentration. La zone exploitée caractéristique des landes atlantiques sèches laissées en régénération naturelle y était très fragmentée avec un taux de 0,14 en 2013 et 0,3 en 2014.

### Domaines vitaux individuels

Le suivi des 8 adultes nicheurs en 2013 et des 6 en 2014 ont permis de situer 336 positions, en moyenne  $24,8 \pm 16$  (*sd*) par individu et comprises entre 6 et 55. En 2011, un seul individu avait été marqué et suivi (Id1) et fourni 12 positions.

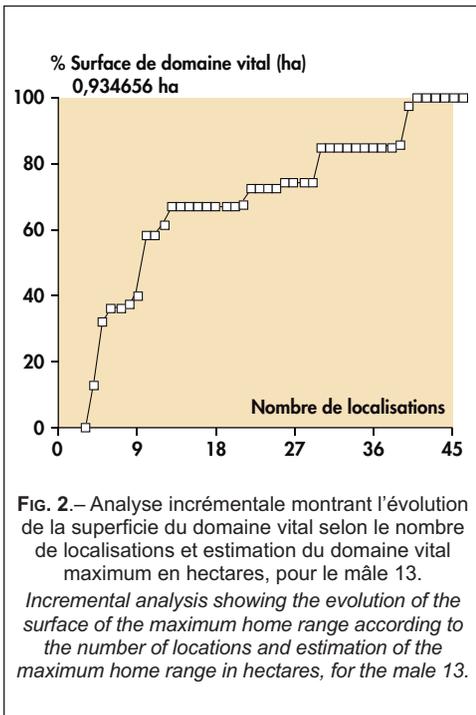
L'analyse incrémentale montre que les individus ayant permis de situer au moins 30 positions (Id3, Id2, Id6, Id4, id13) font apparaître plusieurs paliers et atteignent une superficie asymptotique bien définie (exemple pour id 13 en figure 2). Les mâles Id1, Id5, Id6 2014 et les femelles Id11 et Id14 n'ont été localisés que pour moins de 17 pts fois et se situent sur de faibles superficies faibles non stabilisées. En excluant ces individus, la superficie exploitée individuelle est en moyenne de l'ordre de  $0,88 \text{ ha} \pm 0,1 \text{ se}$  (K90). L'étendue des valeurs, allant de 0,34 à 1,63 s'explique par une différence importante entre sexes (TAB. III). Ainsi, les mâles adultes occupent une superficie moyenne K90 égale à  $1,00 \text{ ha} \pm 0,17$  et les femelles une superficie 2 fois plus réduite atteignant  $0,57 \pm 0,1 \text{ ha}$ . Deux fois plus de positions ont été estimées pour les mâles,  $32,1 \pm 6,8$  en moyenne, que pour les femelles,  $17,0 \pm 7$ . La comparaison des superficies entre sexes selon une régression normale linéaire donne une différence significative entre les deux sexes [ $t = 2,297$ ;  $p = 0,04$ , modèle  $\log(\text{superficie/face}) = \text{glm}(\text{sex} + \text{nb position})$ ]. C'est aussi le cas pour les superficies MCP95 ( $t = 2,25$ ;  $p = 0,04$ ) qui sont aussi fortement corrélées aux K90 ( $= 0,79$ ;  $t = 4,688$   $p < 0,001$ ).

Chaque individu concentre ses déplacements sur des superficies réduites, en moyenne égales à  $0,49 \text{ ha} \pm 0,39$  (*core95*), tous sexes confondus,  $0,23 \pm 0,14 \text{ ha}$  pour les femelles et  $0,60 \text{ ha} \pm 0,16$  pour les mâles. Cette différence n'est pas significative entre sexes ( $t = 1,565$ ;  $p = 0,14$  pour *core area95* et pour K50,  $t = 2,102$ ;  $p = 0,057$ ). K50 est fortement corrélé à *core area 95* ( $= 0,87$ ;  $t = 6,832$ ;  $p = 1,2e-05$ ). Les domaines vitaux sont très fragmentés en 1 à 4 noyaux par individu, en moyenne  $2 \pm 1$  et un taux de fragmentation très variable selon les individus, de 0,1 à 1, en moyenne de  $0,63 \pm 0,1$ .

**TABLEAU III.**— Superficies exploitées en hectares définies par MCP 95 et Kernels 90, superficies des noyaux exploités définies par kernel 50, et core areas 95, nombre de noyaux et taux de fragmentation, pourcentage de superficies K90 superposée avec des mâles et avec des femelles (n° individu entre parenthèse).

*Used areas in ha defined by MCP 95 and Kernels 90, Kernel 50 defined core areas and core areas 95, number of nuclei and fragmentation rate percentage of K90 superimposed surface with males and females (number of birds in bracket).*

Individu	Année	Sexe	Nombre positions	MCP95	K90	K50	Core areas 95 %	Nombre noyaux	Taux frag	% superficie superposée (♂) (♀)	
1	2011	♂	12	0,22	0,49	0,23	0,22	1	1		
2	2013	♂	55	1,12	0,93	0,37	0,57	3	0,54	3(6)	37(4)
3	2013	♂	39	1,27	1,63	0,76	1,29	1	1	11(5) 24(9)	13(8)
4	2013	♀	31	0,36	0,34	0,14	0,10	4	0,28	100(2)	0
5	2013	♂	17	0,16	0,29	0,12	0,16	1	1	63(3) 24(9)	98(7)
6	2013	♂	41	1,63	1,19	0,54	0,83	2	0,71	2(2)	52(8)
6	2014	♂	5	0,30	2,70	0,76	0,30	1	1	52(12) 12(13)	0
7	2013	♀	11	0,20	0,65	0,24	0,20	1	1	33(3) 45(5) 14(9)	0
8	2013	♀	9	0,38	0,71	0,31	0,38	1	1	88(6)	0
9	2013	♂	6	0,35	0,53	0,13	0,03	2	0,08	72(3) 13(5)	17(7)
9	2014	♂	13	0,71	0,68	0,23	0,42	2	0,68	0	0
11	2014	♀	15	0,03	0,07	0,03	0,03	1	1	0	0
12	2014	♂	25	1,10	1,57	0,72	0,81	2	0,74	89(6) 8(13)	7(14)
13	2014	♂	46	0,81	0,61	0,26	0,28	4	0,3	53(13) 20(12)	27(14)
14	2014	♀	13	0,13	0,19	0,06	0,05	2	0,37	81(6) 55(12) 86(13)	0

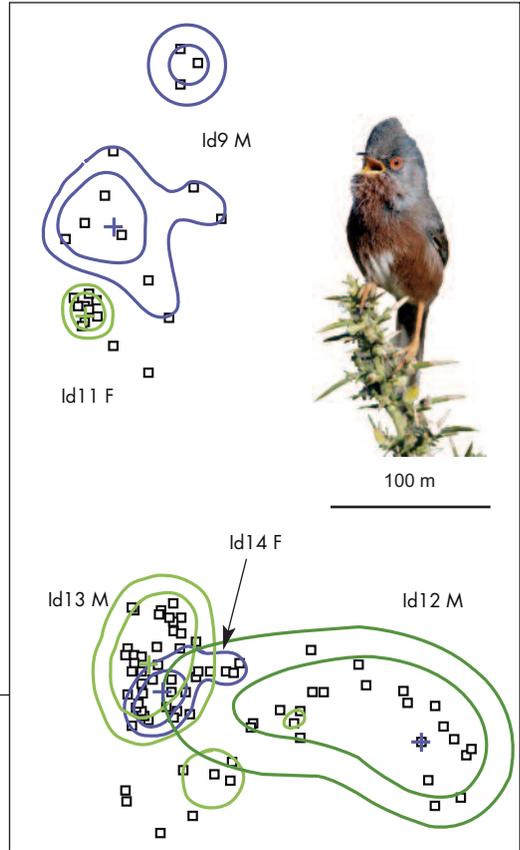


**Interactions entre territoires des mâles et des femelles**

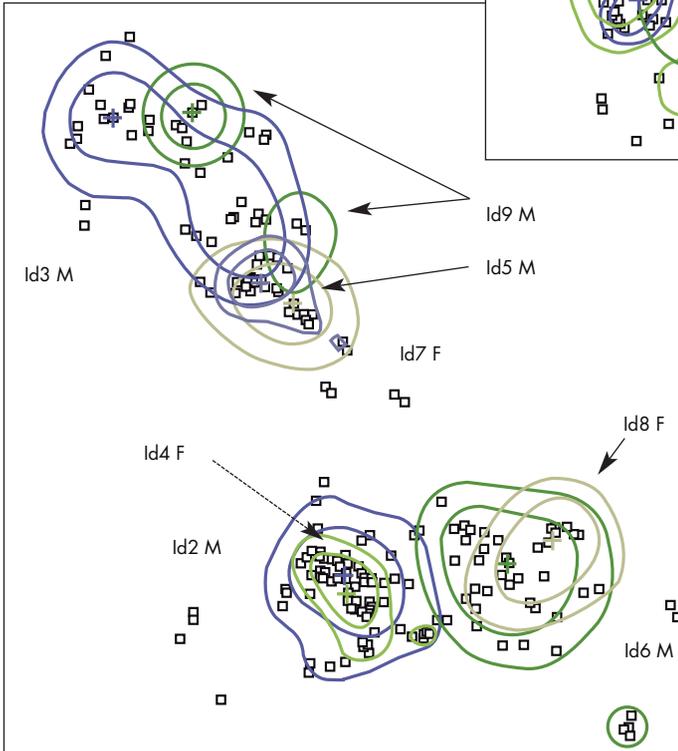
Sur 7 mâles suivis, on constate le chevauchement des domaines vitaux des mâles id3, id5 et id9 d'une part, id2 et id6 d'autre part en 2013 (FIG. 3), id6, id12 et id13 en 2014 (FIG. 4). Il est probable que l'estimation des nombres de ces chevauchements soit incomplète par manque de positions de l'un ou l'autre des individus. En moyenne, 24,1 % ±23 sd du territoire d'un mâle est partagé avec un autre mâle, compris entre 2,4 % à 63,2 % (TAB. III). Ils chevauchent également avec les domaines vitaux des femelles, 36.1 % ±29 sd en moyenne des domaines vitaux des mâles sont superposés avec celui d'une femelle, compris entre 6,8 % à 98 %. En opposition, 69,6 % ±23 sd en moyenne des domaines vitaux de femelles sont confondus avec celui d'un mâle ( $m=glm(\sqrt{\text{surface}})\sim\text{catégorie}$ )  $t = -2,462$   $p = 0,03$ ). Enfin, nous avons observé que les femelles s'excluent totalement entre elles; aucun chevauchement des domaines vitaux entre celles-là n (ayant été constaté).

On remarque aussi la superposition de noyaux de concentration qui peut mettre en relation 3

individus (id3, id5 et id9, FIG. 3) et conduire à des zones de conflit, de courses-poursuites et d'autres expressions territoriales. Ailleurs, les mâles voisins semblent avoir évité autant que possible les conflits ainsi en 2013 mais en 2014, nous avons été les témoins d'un scénario fut différent. Les domaines vitaux des mâles id13 et id12 se superposèrent en mars 2014 puis se sont exclus mutuellement et leurs noyaux furent clairement distincts (FIG. 4). Le mâle id 6 présent en début de saison sur son domaine de reproduction de l'année antérieure, a maintenu quelque temps le jeune mâle id 12 en position nord-ouest. Mais sous la pression d'id13, id12 chassera définitivement id6 qui n'a pu établir de territoire de reproduction sur le site même ni aux alentours immédiats (les territoires alentour hors-site étant déjà tenus par des individus non bagués). Id6 évincé n'a pu être suivi avec seulement 5 positions définies et son domaine vital temporaire n'a pu être correctement défini en 2014.



**FIG. 3.**— Représentations des domaines vitaux individuels *Kernel 90* et des noyaux *Kernel 50* en 2013.  
*Representations of Kernel 90 home ranges and Kernel 50 kernels in 2013.*



**FIG. 4.**— Représentations des domaines vitaux individuels *Kernel 90* et des noyaux *Kernel 50* en 2014.  
*Representations of Kernel 90 home ranges and Kernel 50 kernels in 2014.*

**TABLEAU IV.**– Données biométriques de la Fauvette pitchou.

*Biometrical data of the Dartford Warbler. LP: folded wing length, AD: adiposity reserves, MA: mass, MUSCU: muscle development, LT: tarsal length, BEC: bill length, TB: head length plus bill, RP3: length of the 3<sup>rd</sup> primary, Proj. pri. : length of the primary projection and RC: length of the rectrices.*

Mesures		Moyenne ± écart type	min : max	n
Aile pliée	LP	52,02 ± 1,26	49,5 : 54	24
Tarse	LT	18,68 ± 0,48	17,3 : 19,4	24
BEC depuis la base du crâne	BEC	12,02 ± 0,6	11 : 13,3	24
Tête + bec	TB	28,2 ± 0,32	27,7 : 29,1	24
Projection primaire	Proj, prim,	20,8 ± 1,78	14 : 22,5	24
P3 <sup>e</sup> rémige primaire	RP3	41,13 ± 1,25	39 : 43,5	24
	Femelle RP3♀	40,25 ± 1,16	39 : 42	9
	Mâle RP3♂	41,6 ± 1,04	39 : 43,5	15
Rectrice	RC	58 ± 3,09	52 : 63	24
	Femelle RC♀	55,89 ± 2,32	52 : 58	9
	Mâle RC♂	59,27 ± 2,84	53 : 63	15
Réserves adipeuses	AD	1,13 ± 0,34	1 : 2	24
Masse	MA	8,51 ± 0,5	7,7 : 9,6	24
Développement musculaire	MUSCU	2,33 ± 0,7	1 : 3	24

**Biométrie**

Les données biométriques concernant les individus de la population étudiée sont présentées dans le tableau IV. Les seules différences significatives entre sexes sont la longueur des rectrices et de la troisième rémige primaire. Les mâles ont une queue plus longue que les femelles de +3,38 mm ( $t = 3,01 ; p = 0,0064$ ) et une RP3 de +1,35 mm ( $t = 2,849 p = 0,0096$ ). Aucune différence significative sur la longueur de l’aile n’a été mesurée ( $t = 1,428 ; p = 0,167$ ).

**DISCUSSION**

**Paramètres de la population : détectabilité des Fauvettes pitchou**

Les sessions en hiver et automne se sont révélées difficiles à réaliser du fait de la forte humidité du site, du brouillard, du givre et du peu d’activité des oiseaux qui, dans ces conditions, limitent leurs coûts énergétiques en cette période de pénurie alimentaire. La saison de reproduction s’étendant de mars à septembre est plus favorable à la détectabilité des individus. Ceux-ci s’installent courant mars et avril, début de la période. C’est le moment où la population se « ferme » et où les couples se cantonnent. Les premières pontes ont lieu dans la seconde quinzaine de mai et les premiers envols en juin. Ces dates sont plus

tardives que celles observées en limite nord de l’aire de distribution française (BOST, 1994) et sur les zones côtières aux températures hivernales plus clémentes que sur notre site. Les premières rapportées en Aquitaine se situaient fin avril sur la côte atlantique (TILLO, 2015) ? Sur la côte méditerranéenne, FLITI & RENET (2009) ont indiqué des premières pontes situées en avril. La phénologie semble similaire à celle présentée dans la région de Midi-Pyrénées (HARDY, 2012). Nous n’avons pas observé sur notre site aucune deuxième ponte qu’il s’agisse de 2013 comme de 2014. Les mues estivales (postnuptiale et postjuvénile) limitent les possibilités de détection des oiseaux et il n’est pas exclu *a priori* que la territorialité des oiseaux perdure encore avant la dispersion et une prospection automnale.

Il est à remarquer que l’effort de recherche a été assez réduit pour pouvoir travailler pleinement en utilisant avec le modèle *CMR* à une échelle fine. Les fluctuations des conditions d’observation notamment (en cours de saison et variations de températures) ne pouvaient être standardisées et le comportement des oiseaux évoluait au long de l’étude. Ces deux facteurs interviennent grandement sur la détectabilité, mais ce qui nous concerne, il n’était pas possible de multiplier les sessions de recherche visuelle, notamment en semaine.

L'hétérogénéité de capture ou de contrôle visuel entre individus signalés par les modèles *Mh* laisse supposer des comportements différents entre oiseaux, entre ceux qui sont souvent vus ou capturés et les autres. Ce qui pourrait être peut-être expliqué par deux raisons. Cela Une différence de détectabilité se situe entre les sexes pendant la période considérée, dû à des comportements différents. Les femelles se déplacent moins (centrées autour du nid où elles couvent, s'alimentent puis nourrissent) tandis que les mâles se déplacent davantage, chantent en divers points et défendent un territoire. Les mâles sont dès lors, plus susceptibles d'être capturés et visibles que les femelles. Le petit nombre de mâles et de femelles étudiés ne permet malheureusement pas de tester l'effet/sexe selon deux groupes dans les modèles et les probabilités de détection.

L'hétérogénéité peut aussi être due à un effet limite ds champs de capture ou de vision. Les oiseaux les plus proches des filets ou de l'itinéraire/ transect suivi sont plus observés que ceux qui en sont plus éloignés. Ceux-ci peuvent s'aventurer plus ou moins rarement dans le champ de perception ou de capture, une partie de leur domaine vital peut y être incluse mais sans doute pas leur *core-area*. Nous avons vu que les territoires pouvaient être étendus (moyenne:  $1 \text{ ha} \pm 0,17$ ), chevauchants ( $24,1 \% \pm 23 \text{ sd}$ ) en particulier pour les mâles. Le modèle *Mo* nous donne sans doute la population qui exploite réellement le cœur de la zone d'étude alors que les modèles *Mh* peuvent prendre en compte aussi ceux qui sont en périphérie et avec une précision moindre.

Le sex-ratio apparent déséquilibré, en moyenne égale à 60 %, peut être expliqué par l'hétérogénéité de capture entre sexes, les femelles étant aussi beaucoup plus discrètes. Elle est aussi déséquilibrée dans d'autres études par capture (FONTANILLES *et al.*, 2015; AMRHEIN *et al.*, 2012) et en général sur les études ornithologiques conduites (DONALD, 2007). Si nous retenons le modèle hétérogène, nous avons « manqué » une femelle en 2014 et deux en 2013, même si aucun oiseau non bagué n'a été observé en juin et juillet, chaque année hors poussins. Si ce taux a pu apparaître parfois équilibré comme chez la Fauvette des jardins *Sylvia borin* en Finlande avec 51 % de mâles (SOLOMON, 1979) ou

chez la Fauvette grisette *Sylvia communis* en Angleterre avec 53 % de mâles (BODDY, 1993), il n'en est pas moins très majoritairement déséquilibré chez de nombreuses espèces d'oiseaux comme dans notre étude sans qu'une interprétation ait pu être donnée dans la plupart des cas (DONALD, 2007).

### Fidélité et taux de retour

Le taux de présence des adultes sur place qui s'est élevé à 13 % entre 2014 et 2013 est faible. Sur 15 oiseaux bagués ayant assuré une reproduction lors des années de suivi, seuls deux se sont reproduits consécutivement sur le même domaine vital. Un troisième individu a été évincé courant mars de la deuxième année et une femelle née à proximité s'est établie sur place en début d'automne et s'est reproduite l'année suivante. Les oiseaux disparus n'ont pu être retrouvés dans un rayon de 1 km où seuls des oiseaux non bagués ont été contactés sur des domaines vitaux autour du site d'étude (quelques contrôles menés hors protocole). Les fauvettes sont généralement absentes de leur domaine vital dès l'automne et en hiver. Ce constat est en totale contradiction avec les observations faites par BIBBY (1977) dans le Dorset (Sud-Ouest de l'Angleterre) où la fidélité au site est très forte; Sur 26 oiseaux bagués résidents des deux sexes, 25 étaient demeurés sur leur territoire d'origine, la durée de leur vie.

Le *turn-over* dans notre cas ne peut être attribué uniquement à la mortalité au vu des proportions relevées et de l'hiver 2013-2014 très doux avec seulement deux nuits de gelée. Une autre hypothèse pourrait être proposée: En automne, on observe une accalmie territoriale, pas de chant, pas de courses-poursuites, seuls quelques cris se font entendre, avec des comportements tolérants envers de nouveaux individus non bagués. En hiver, les territoires sont redéfinis avec ces venues s'imposant sur un domaine vital jusqu'au printemps. Les mouvements postnuptiaux existent donc, certains individus pourraient hiverner ailleurs sur la côte atlantique au climat plus doux, tandis que le site accueille quelques nouveaux individus sur les domaines vitaux laissés vacants. Des mouvements similaires ont été observés en limite nord française (BOST, 1994), sur la côte méditerranéenne où des individus

quittent les garrigues pour passer l'hiver en Camargue (FLITTI & RENET, 2009), voire des migrations partielles lors des hivers très froids, dans les Cévennes par exemple (FLITTI, 2015). Ici, la sédentarité pour la majorité de notre population ne dure qu'une saison de reproduction.

Le taux de recrutement de nouveaux nicheurs en 2014 s'est montré suffisant, permettant potentiellement un bon renouvellement de la population. Le nombre de jeunes produits sur la zone pourrait être l'indice permettant d'évaluer la qualité du milieu. Des investigations sur une période plus longue seraient nécessaires pour mieux comprendre la dynamique locale de l'espèce, sa survie, sa fidélité et sa tendance sur le long terme.

### Grandeur des domaines vitaux

Notre étude montre que la différence de superficies occupées entre mâles et femelles est importante alors que les deux membres du couple participent intensément à la reproduction et à l'alimentation des jeunes. Les femelles parviennent à accomplir leur tâche sur une superficie deux fois plus petite que celles occupées par les mâles. L'explication de ces différences est probablement surtout d'ordre comportemental, chacun ayant son propre rôle à tenir en très grande partie, différent. Les femelles se tiennent dans une position centrée par leur nid très discrètement caché dans un buisson dense où elles couvent, s'alimentent et nourrissent leur progéniture. Les mâles exploitent et défendent plus activement un territoire plus grand d'où l'hétérogénéité constatée des nombres de captures déjà signalée précédemment.

Les méthodologies explicitées dans la littérature pour essayer d'obtenir les mêmes résultats chiffrés sont fort différentes, moins précises et ne s'adressent souvent qu'aux mâles. Les comparaisons en seront donc malaisées. Une majorité des études repose sur l'observation des mâles chanteurs sans individualisation des oiseaux. Ainsi, la superficie territoriale calculée à partir de graphiques atteint 0,28 ha (0,14-0,48;  $n = 16$ ) en Sardaigne (CODY & WALTER, 1976) et 2,92 ha (de 2,3 ha à 2,5 ha) en France dans le bassin méditerranéen (BLONDEL, 1969). L'application d'une telle méthode pourrait conduire à sous-estimer la superficie à près de 30 % (ANICH *et al.*, 2009),

notamment dans le cas de la Fauvette pitchou où elle est sûrement très dépendante de la structure de l'habitat.

Dans le Sud de l'Angleterre, les valeurs obtenues varient de 2,58 ha  $\pm$  0,72 en zone sèche à 2,8 ha  $\pm$  0,56 en plantation de pins (BIBBY & TUBBS, 1975) mais la méthodologie est bien trop imprécise car s'appuyant sur la division de la superficie des zones occupées par le nombre de couples cantonnés. Dans notre étude, bien que la superficie totale par MCP occupée par la population suivie atteigne 12,28 ha, certaines zones internes sont de toute évidence, inexploitées. L'analyse des *core areas* à l'échelle de la population suivie montre que seule une superficie égale à 3,45 ha est vraiment utilisée (*core area* 95 %) et avec un taux de fragmentation de 0,3 à cette échelle d'analyse. L'estimation donnée par BIBBY en 1975 semble donc fortement surévaluée et la valeur de 1 ha proposée par ce même auteur en 1977 pour des oiseaux individualisés avec une méthode très proche de la nôtre correspond aux valeurs que nous avons déterminées.

Un récent travail, très intéressant et important pour le volume de données traitées avec 197 estimations de territoires, donne 0,48 ha  $\pm$  0,28 en Catalogne (PONS *et al.*, 2008) avec la méthode de cartographie des territoires (IBCC, 1969) et analyse des MCP obtenus. Cependant la méthode de collecte des données utilisées, avec des oiseaux non individualisés, prête inévitablement à confusion. Il devient impossible de faire apparaître l'existence d'une superposition des domaines vitaux ou territoires. Il en découle nécessairement une sous-estimation des domaines vitaux. La période de collecte n'est en outre pas précisée. Sa durée dans le temps est pourtant fondamentale pour une bonne compréhension de l'exploitation des ressources faites par « *patches* » successifs. Si le recueil des informations est trop bref, l'observateur passe à côté de l'existence des *patches* exploités au cours de la période de reproduction. La proportion des chevauchements territoriaux dans cette étude a été calculée voisine de 3 % alors que sur notre zone d'étude, ils sont beaucoup plus importants, atteignant en moyenne 24 % entre domaines des mâles. Sans individualisation, il ne semble pas possible d'estimer les territoires chez une espèce, telle la Fauvette pitchou.

### Fragmentation des domaines vitaux et territorialité

La méthode des *MCP*, classiquement mise en œuvre pour l'étude de la territorialité, souffre d'une forte variabilité des périmètres mesurés dans le temps, des superficies estimées et donc des frontières territoriales ou du domaine vital en fonction du nombre de données. En outre, elle ne rend pas forcément compte d'une réalité sensible pour les oiseaux. Quel est le plus important pour eux? Connaître les frontières de leur domaine vital ou les zones ressources qui y sont présentes? Il est plus difficile de connaître avec les *MCP*, quels sont les points à conserver ou non dans l'analyse, autrement dit, quels points faut-il considérer comme appartenant à une excursion hors du territoire ou non. La méthode des *kernels* permet de conserver leur valeur en donnant une probabilité géographique de présence. Les zones importantes pour l'oiseau sont mises en évidence. et nous accorderons plus de crédit aux estimations faites avec cette dernière méthode. Certes, il y a des chevauchements de domaines vitaux en période de reproduction chez cette fauvette, mais très peu de chevauchements sur les noyaux centraux qui sont l'expression même de la territorialité. La stratégie territoriale (subie peut-être plus que volontaire) ne semble pas totale mais tend à protéger l'essentiel. Lorsqu'il y a partage d'un noyau, il semble que la fonction de ce noyau ne soit pas alimentaire ou d'établissement du nid. En effet, la zone momentanément partagée se retrouve assez peu exploitée par la suite. Le noyau ainsi déterminé semble se réduire à une zone de conflit, sans autre intérêt que la préservation d'autres zones préservées et demeurées exclusives. La pression sociale influencerait plus la forme du territoire (PONS *et al.*, 2008) que celle du domaine vital qui comprend une part plus grande de chevauchements, lorsque l'ensemble de la superficie du domaine vital n'est pas exploité journalièrement. Certaines zones sont fréquentées deux semaines et ont leur importance puis sont délaissées un mois comme certaines rondes territoriales ou certaines zones alimentaires épuisées momentanément.

Ainsi, alors que les frontières territoriales sont fluctuantes et diffuses, la structure interne des



© André LABETAA

domaines vitaux en noyaux se montre plus stable et bien protégée des incursions du voisinage chez notre fauvette pitchou (figures 3, 4). La fragmentation de l'utilisation de l'habitat semble répondre à une distribution spatiale et temporelle en « *patches* » des ressources sur notre site d'étude (URBINA-TOBIAS, 2014). La structure irrégulière de l'habitat, une régénération naturelle après une coupe à ras, génère des *patches* de zone favorables à l'alimentation ou des zones de quiétude. L'association végétale optimale correspondant aux *core areas* est celle décrite précédemment. Les diverses nécessités biologiques, emplacement et construction du nid, postes de chants, zones d'alimentation dépendent de la structure de l'habitat. Le comportement territorial ne serait pas une caractéristique des espèces mais plutôt des individus (GARSHELIS & PELTON, 1980, 1981; POWELL *et al.*, 1997; ROGER, 1977, 1987) et donc probablement fonction de leur environnement. Dans notre cas, la défense territoriale est maintenue lors de l'installation sur les sites de reproduction et jusqu'à la fin de l'élevage.

Lors de l'étude de l'habitat réalisé en 2014, nous avons remarqué que les femelles étaient rarement vues isolées jusqu'à la période de mue et qu'elles étaient majoritairement accompagnées par leur partenaire. Il se pourrait que l'une des principales ressources à préserver pour les mâles soit la fidélité de leur conjointe.

Le dimorphisme sexuel de la Fauvette pitchou se manifeste par une différence de densité de coloration plus marquée chez les mâles et comme nous l'avons montré, également par des longueurs légèrement supérieures de la queue et de la troisième rémige primaire. La longueur d'aile n'est pas significative sans doute à cause d'une moins bonne précision de sa mesure avec une règle à butée. La queue est souvent dressée et battante chez les deux sexes quand ils quittent un buisson et en particulier chez le mâle pendant le chant en étalant aussi ses ailes. Ces attitudes et légers dimorphismes pourraient peut-être aussi jouer un rôle lorsque les mâles assurent leurs fonctions de territorialité et sur de plus vastes espaces que les femelles.

### **Des stratégies comportementales territoriales fluctuantes selon les individus et la période de l'année**

En début de saison de reproduction, sédentaires et individus en passage se partagent l'espace. Mais deux stratégies s'opposent : établir un territoire ou passer seulement. Nous n'avons pas trouvé de différence phénotypique entre les individus en transit et les sédentaires. Les capacités d'un individu à choisir une option ou l'autre ne semblent pas liées à la morphologie des individus. Il est possible que des copulations extraconjugales existent comme le signale OWENS (1997), sans que nous ayons pu là aussi en apporter la preuve. Nous avons toutefois remarqué sur les domaines vitaux une excursion d'un mâle (id12) jusqu'à un noyau de fréquentation de la femelle (id14) appariée avec un autre mâle (id13) voisin (FIG. 3). Il ne peut donc être exclu dans le cas de la Fauvette pitchou que des copulations extraconjugales surviennent ni que les mâles en passage ne soient pas intervenus pour procréer, tout en laissant le soin à d'autres d'élever les jeunes ainsi produits (GRIFITH *et al.*, 2002, TRIVERS, 1972). Sur notre site, une part importante des adultes capturés (40 %) semble bien s'accommoder d'une telle stratégie d'erratisme. La territorialité pour la partie citée sédentaire de la population de la Fauvette pitchou dans les Landes de Gascogne semblerait plutôt un compromis faisant intervenir le système d'appariement, les individus en transit, la nécessité de

préserver les ressources alimentaires le temps de l'élevage des jeunes et le coût énergétique.

En dehors de la période de reproduction, nous avons contrôlé un mâle (id3) en dortoir collectif au cœur d'un territoire de reproduction voisin. Une telle zone de quiétude apparaissait importante pour cet individu bien qu'elle ne soit pas défendue lors de la période de reproduction. La forte augmentation du domaine vital de celui-là (1,34 ha en période de reproduction à 2,8 ha en saisons hivernale et automnale), serait un indice d'une moindre territorialité et d'une plus grande tolérance aux intrusions lors de ces dernières périodes. Les études sur la territorialité montrent que si les ressources sont distribuées en *patches* et que si leur équilibre ne peut être assuré sur un petit territoire, une certaine territorialité incomplète peut se manifester (HIXON, 1982, POWELL *et al.*, 1997, SCHOENER, 1981). Si les coûts destinés à maintenir l'exclusivité territoriale ne sont plus compensés par les bénéfices (STAMPS, 1995), la territorialité se restreint, voire disparaît comme cela semble le cas sur notre site d'étude, en fin d'automne et en hiver. Le relâchement territorial important à l'automne que nous constatons peu donc s'interpréter comme une réponse à l'absence de nécessité de protection de la ressource alimentaire, voire comme l'impossibilité à assurer énergétiquement le maintien de zones d'exclusivité. Il est également consécutif à l'abandon de toute fonction d'appariement. Cette plus forte tolérance aux excursions-intrusions permet un fort brassage des individus et donne un rôle important à la fois à la dispersion et aux passages pour la compétition dans les zones favorables existantes et pour la colonisation de nouvelles zones ouvertes brutalement par le mode de gestion de la sylviculture dans nos landes de Gascogne.

D'autres espèces caractéristiques des milieux en régénération ont également été capturées, telles la Locustelle tachetée *Locustella naevia* ou le Tarier pâtre *Saxicola rubicola*. Toutefois, leur présence ne fut que temporaire. La Locustelle tachetée ne fut présente qu'en 2012 et 2013 avec une reproduction avérée seulement en 2013 et le Tarier pâtre de 2011 à 2014 mais avec des effectifs déclinants en même temps que se faisait une fermeture plus grande du milieu. De même, le Pipit des arbres, *Anthus trivialis* présent en 2011

et 2012 ne s'est plus reproduit sur le site par la suite. *A contrario*, la présence du Rouge-gorge familier *Erithacus rubecula* s'est accrue, passant de trois individus seulement capturés en 2012 à 18 en 2014, témoignant s'il en fallait, de cette fermeture progressive du milieu.

## CONCLUSION

Les zones favorables à la Fauvette pitchou dans les Landes de Gascogne sont des zones éphémères liées à la sylviculture moderne. Des coupes rases ouvrent brutalement de grands espaces évoluant en quelques années vers des landes à ajoncs et bruyères si les taux d'humidité du sol sont assez faibles ou des landes à molinie *Molinia sp* et diverses poacées, plus humides et moins favorables. La Fauvette pitchou, réputée sédentaire stricte, emploie ici une stratégie territoriale adaptée à ces bouleversements en se montrant moins sédentaire qu'ailleurs. Le modèle apparaissant ici souligne qu'une part majoritaire des adultes est renouvelée tous les ans, ce qui relativise le caractère décrété sédentaire de l'espèce. La sédentarité de la fauvette s'exprime seulement pendant la période de reproduction. Au cours de celle-ci, nous avons pu démontrer également qu'une partie du domaine vital est partagée avec les individus voisins et que seuls les noyaux centraux rassemblant les ressources importantes nécessaires à la reproduction sont exclusifs et activement défendus. De forts mouvements d'adultes d'origines non renseignées jusqu'alors, ont pu être documentés avec une proportion majoritaire à l'échelle de la population étudiée. Cette caractéristique de la dynamique des populations des Fauvettes pitchou landaises est inédite. Les espaces créés par les coupes à ras peuvent ainsi être colonisés rapidement avec un modèle social et territorial fondé sur une forte compétition pour les zones favorables, obligeant les résidents, les passagers et les juvéniles à une dispersion prononcée et régulière. L'évolution de la régénération naturelle de la coupe à ras se montre donc rapide et impacte plusieurs espèces sensibles de l'avifaune ici reproductrice, d'une année sur l'autre. Un très bon exemple en est la Locustelle tachetée. Cette puissante contrainte engendre des adaptations rapides des espèces lo-

cales qui réagissent par des déplacements inter-annuels importants et une faible sédentarité. ●

## REMERCIEMENTS

Nous remercions en premier lieu M. DE LESTAPIS, propriétaire foncier qui nous a gracieusement autorisés à mener les opérations sur sa parcelle forestière. Nous remercions chaleureusement Jean-Paul LAGARDÈRE pour son aide sur le terrain et ses conseils de rédaction ainsi que Guillaume BELLOSCAR pour ses explications sur certains logiciels cartographiques. Nous remercions enfin le Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux du Muséum National d'Histoire Naturelle pour les autorisations légales de capture et la fourniture des bagues métalliques.

## BIBLIOGRAPHIE

- AMRHEIN (V.), SCAAR (B.), BAUMANN (M.), MINERY (N.), BINNERT (J.P.) & KORNER-NIEVERGELT (F.) 2012.– Estimating adult sex-ratios from bird mist netting data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 713-720.
- ANICH (N.M.), BENSON (T. J.) & BEDNARZ (J.C.) 2009.– Estimating territory and home-range size: do singing locations alone provide an accurate estimate of space use? *The Auk*, 126: 626-634.
- ARAÚJO (M.B.), GUILHAUMON (F.), NETO (D.R.), ORTEGO, (I. P.) & CALMAESTRA (R.G.) 2011.– *Impactos, vulnerabilidad y adaptacion al cambio climatico de la biodiversidad espanola, 2. Fauna de vertebrados*. Direccion general de medio Natural y Politica Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. [www.ibiochange.mncn.csic.es/atlascc/](http://www.ibiochange.mncn.csic.es/atlascc/)
- BARG (J.J.), JONES (J.) & ROBERTSON (R.J.) 2005.– Describing breeding territories of migratory passerines: suggestions for sampling, choice of estimator, and delineation of core areas. *Journ. Anim Ecol.*, 74:139-149.
- BARNAGAUD (J.-Y.), BARBARO (L.), HAMPE (A.), JIGUET (F.) & ARCHAUX (F.) 2013.– Species' thermal preferences affect forest bird communities along landscape and local scale habitat gradients. *Ecography*, 36: 1218-1226.
- BIBBY (C.J.) & TUBBS (C.R.) 1975.– Mortality and movements of the Dartford Warbler in England. *British Birds*, 68: 177-195.
- BIBBY (C.J.) 1977.– *Dartford Warblers in Britain*. Ph. thesis. RSPB, Institute of Terrestrial Ecology.
- BIBBY (C.J.) 1978.– A Heatland Bird Census. *Bird Study*, 25: 85-96.
- BIBBY (C.J.) 1979.– Foods of the Dartford Warbler *Sylvia undata* on southern English heathland. *Journ. Zool., Lond.*, 188: 557-576.

- BIBBY (C.J.) 1979.– Mortality and movements of the Dartford Warbler in England. *British Birds*, 72: 10-22.
- BIBBY (C.J.) 1979.– Breeding biology of the Dartford warbler *Sylvia undata* in England. *Ibis*, 121: 41-52.
- BODDY (M.) 1993.– Whitethroat *Sylvia communis* population studies during 1981-91 at a breeding site on the Lincolnshire coast. *Ringing & Migration*, 14: 73-83.
- BÖRGER (L.), FRANCON (N.), DE MICHELE (G.), GANTZ (A.), MESCHI (F.), MANICA (A.), LOVARI (S.) & COULSON (T.) 2006.– Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journ. of Animal Ecology*, 75: 1393-1405.
- BLONDEL (J.) 1969.– *Synécologie des passereaux résidents et migrateurs dans le Midi méditerranéen français*. Thèse Doct. État, CRDP, Marseille.
- BOST (C.A.) 1994.– Répartition de la Fauvette pitchou *Sylvia undata* en France. *Nouvel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France, 1985-1989*; pp 562-563, Société Ornithologique de France.
- BROWN (J.L.) 1969.– Territorial behavior and population regulation in birds. *Wilson Bull.*, 81: 193-329.
- BURT (W.H.) 1943.– Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journ. of Mammalogy*, 24: 346-352.
- CODY (M.L.) & WALTER (H.) 1976.– Habitat selection and interspecific interactions among Mediterranean sylviid warblers. *Oikos*, 27: 210-238.
- CRAMP (S.) 1998.– *The Birds of the Western Palearctic*. CD Rom. Oxford University Press.
- DEL HOYO (J.), ELLIOTT (A.) & CHRISTIE (D.) 2006.– *Handbook of the Birds of the World, Volume 11, Old World Flycatchers to Old World Warblers*. BirdLife International, Lynx Edicions, Barcelona.
- DEMONGIN (L.) 2013.– *Guide d'identification des oiseaux en main*. Mortsels, Belgique.
- DOLIGEZ (B.), CADET (C.), DANCHIN (E.) & BOULINIER (T.) 2003.– When to use public information for breeding habitat selection? The role of environmental predictability and density. *Animal Behaviour*, 66: 973-988.
- DONALD (P.F.) 2007.– Adult sex-ratios in wild bird populations. *Ibis*, 149: 671-692.
- EBCC. 2014.– European Bird Census Council. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. Trends of common birds in Europe (<http://www.ebcc.info>).
- EWER (R.F.) 1968.– *Ethology of mammals*. London : Logos.
- FUTTI (A.) & RENET (J.) 2009.– Fauvette pitchou : in *Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur*. LPO PACA, Delachaux et Niestlé, pp. 312-314.
- FUTTI (A.) 2015.– *Fauvette pitchou*. In ISSA (N.) & MULLER (Y.) (coord.), *Atlas des Oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. Delachaux & Niestlé, Paris, France.
- FONTANILLES (P.), GRABIÈRES (G.), FOURCADE (J.-M.), VAN ACKER (B.) & URBINA-TOBIAS (P.) 2015.– Avifaune nicheuse d'une lande atlantique de la côte basque, structure démographique et tendance temporelle. *Le Casseur d'os*, 15: 73-99.
- GARSHELIS (D.L.) & PELTON (M.R.) 1980.– Activity of Black Bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Mammalogy*, 61: 8-61.
- GARSHELIS (D.L.) & PELTON (M.R.) 1981.– Movements of Black Bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journ. of Wildlife Management*, 45: 912-925.
- GAUTESTAD (A.O.) & MYSTERUD (I.) 1993.– Physical and biological mechanisms in animal movement processes. *Journ. of Applied Ecology*, 30: 523-535.
- GAUSTESTAD (A.O.) & MYSTERUD (I.) 1995.– The home range ghost. *Oikos*, 74: 195-204.
- GOSS-CUSTARD (J.D.) 1977.– Optimal foraging and the size selection of worms by Redshank *Tringa totanus*. *Animal Behavior*, 25: 10-29.
- GRIFFITH (S.C.), OWENS (I.P.F.) & THUMAN (K.A.) 2002.– Extra pair paternity in birds: a review of interspecific variation and adaptive function. *Molecular Ecology*, 11: 2195-2212.
- HARDY (A.) 2012.– Fauvette pitchou. In *Atlas des oiseaux nicheurs de Midi-Pyrénées*. *Nature Midi-Pyrénées*, Delachaux et Niestlé, pp. 304-305.
- HARRIS (S.), CRESSWELL (W.J.), FORDE (P.G.), TREWHELLA (W.J.), WOOLLARD (T.) & WRAY (S.) 1990.– Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*, 2: 97-123.
- HAYNES (D.W.) 1949.– Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*, 30: 1-18.
- HERRANDO (S.), DEL AMO (R.), BROTONS (L.) & LIACUNA (S.) 2001.– Factors influencing post-fire dynamics of Sardinian and Dartford Warblers in Mediterranean shrublands. *Ornis Fennica*, 78: 168-174.
- HIXON (M.A.) 1982.– Energy maximizers and time minimizers: Theory and reality. *American Naturalist*, 119: 595-599.
- HODDER (K.H.), KENWARD (R.E.), WALLS (S.S.) & CLARKE (R.T.) 1998.– Estimating core ranges: a comparison of techniques using the Common Buzzard. *Journal of Raptor Research*, 32: 82-89.
- HUNTLEY (B.), GREEN (R.E.), COLLINGHAM (Y.C.) & WILLIS (S.G.) 2007.– *A climatic atlas of European breeding birds*. Editions Lynx.
- IBCC (The International Bird Census Committee) 1969.– Recommendations for an international standard for mapping method in bird census work. *Bird Study*, 16: 249-255.
- JIGUET (F.) 2016.– Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2015. <http://vigienature.mnhn.fr/page/fauvette-pitchou>
- KENWARD (R.E.), CLARKE (R.T.), HODDER (K.H.) & WALLS (S.S.) 2001.– Density and linkage estimator of home range: nearestneighbor clustering defines multinuclear cores. *Ecology*, 82: 1905-1920.
- KRUKK (H.) 1972.– *The Spotted Hyena*. Chicago: University of Chicago Press.
- KRUKK (H.) 1989.– *The Social Badger*. Oxford, U.K. Oxford University Press.

- LOVATY (F.) 1992.– Observations sur le comportement territorial et vocal de la Fauvette sardre (*Sylvia sarda*) durant un cycle de reproduction. *Nos Oiseaux*, 41 : 463-487.
- LOVATY (F.) 1995.– Aspects de la biologie de reproduction de la Fauvette sardre (*Sylvia sarda*) en Corse. *Nos Oiseaux*, 43 : 61-83.
- LOVATY (F.) 1996.– Fréquence et rôle du chant en vol chez la Fauvette sardre (*Sylvia sarda*). *Nos Oiseaux*, 43 : 359-368.
- MITCHELL (M.S.) 1997.– Optimal home ranges and application to Black Bears. Ph.D. thesis. Raleigh: North Carolina State University.
- MOHR (C.O.) 1947.– Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist*, 37 : 223-249.
- MOORE (N.) 1962.– The heaths of Dorset and their conservation. *Journ. Ecol.*, 50 : 369-391.
- NEWTON (I.) 1998.– *Population limitation in birds*. Academic Press.
- OWENS (I.P.F.) & HARTLEY (I.R.) 1997.– Sexual dimorphism in birds: why are there so many different forms of dimorphism? *The Royal Society*, 265 : 397-407.
- PAREJO (D.), WHITE (J.), CLOBERT (J.), DREISS (A.) & DANCHIN (E.) 2007.– Blue Tits use fledging quantity and quality as public information in breeding site choice. *Ecology*, 88 : 2373-2382.
- PETERS (R.) 1978.– Communication, cognitive mapping, and strategy in wolves and hominids. In HALL (R.L.) & SHARPS (H.S.), eds., *Wolf and Man: Evolution in parallel*. New York: Academic Press. pp. 95-108.
- PETERS (R.) & MEECH (L. D.) 1975.– Scent-marking in wolves. *American Scientist*, 63 : 628-637.
- PONS (P.), BAS (J.-M.), PRODON (R.), ROURA-PASCUAL (N.) & CLAVERO (M.) 2008.– Territory characteristics and co-existence with hetero specific in the Dartford Warbler *Sylvia undata* across a habitat gradient. *Behavioral and Ecology and sociobiology*, 62 : 1217-1228.
- PONS (P.), HENRY (P.-Y.), GARGALLO (G.), PRODON (P.) & LEBRETON (J.-D.) 2003.– Local survival after fire in Mediterranean shrublands: combining capture-recapture data over several bird species. *Popul. Ecol.*, 45 : 187-196.
- PONS (P.), CLAVERO (M.), BAS (J.) & PRODON (P.) 2012.– Time-window of occurrence and vegetation cover preferences of Dartford and Sardinian Warblers after fire. *Journ. Ornithol.*, 153 : 921-930.
- POWELL (R.A.), ZIMMERMANN (J. W.) & SEAMAN (D.E.) 1997.– *Ecology and behavior of North American Black Bears: Home ranges, habitat and social organization*. London: Chapman & Hall.
- POWELL (R.A.) 2000.– Animal Home Ranges and Territories and Home Range Estimators. Research Techniques. In *Animal Ecology*, Colombia University Press.
- PRICE (K.), BOUTIN (S.), & YDENBERG (R.) 1990.– Intensity of territorial defense in Red Squirrels: an experimental test of the asymmetric war of attrition. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 27 : 217-222.
- ROGERS (L.L.) 1977.– *Social relationships, movements, and population dynamics of Black Bears in northern Minnesota*. Ph. D. thesis. Minneapolis: University of Minnesota.
- ROGERS (L.L.) 1987.– Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of Black Bears in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 97 : 1-72.
- SAMUEL (M.D.), PIERCE (D.J.) & GARTON (E.O.) 1985.– A revised test procedure for identifying core areas within the home range. *Journ. of Animal Ecology*, 54 : 711-719.
- SEAMAN (D.E.) & POWELL (R.A.) 1996.– An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77 : 2075-2085.
- SCHOENER (T.W.) 1981.– An empirically based estimate of home range. *Theoretical Population Biology*, 20 : 281-325.
- SMITH (C.C.) 1968.– The adaptive nature of social organization in the genus of Tree Squirrel *Tamiasciurus*. *Ecological Monographs*. 38 : 31-63.
- SOLONEN (T.) 1979.– Population dynamics of the Garden Warbler *Sylvia borin* in southern Finland. *Ornis Fennica*, 56 : 3-12
- STAMPS (J.) 1995.– Motor learning and the value of familiar space. *American Naturalist*, 146 : 41-58.
- STANLEY (T.R.) & BURNHAM (K.P.) 1999.– A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6 : 197-209.
- TILLO (S.) 2015.– Fauvette pichou. In *Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine*. LPO, Delachaux et Niestlé, pp. 312-314.
- TRIVERS (R.L.) 1972.– Parental investment and sexual selection. Pp. 136-179. In *Sexual Selection and the Descent of Man, 1871-1971* (B. Campbell, Ed.). Aldine, Chicago. pp. 136-179.
- UICN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS, 2016.– *La Liste rouge des espèces menacées en France*. Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. Paris, France.
- URBINA-TOBIAS (P.) 2014.– Habitat de la Fauvette pichou *Sylvia undata* dans les Landes de Gascogne au cours de la saison de reproduction. *Le Casseur d'Os*, 14 : 92-109.
- WALLS (S.S.), MAÑOSA (S.), FULLER (R.M.), HODDER (K.H.) & KENWARD (R.E.) 1999.– Is early dispersal enterprise or exile? Evidence from radio-tagged Buzzards. *Journ. of Avian Biology*, 30 : 407-415.
- WARD (M.P.) 2005.– Habitat selection by dispersing Yellow-headed Blackbirds: evidence of prospecting and the use of public information. *Oecologia*, 145 : 650-657.
- WHITE (G.C.), BURNHAM (K.P.), OTIS (D.L.), & ANDERSON (D.R.) 1978.– *User's manual for Program Capture*. Utah State University Press. Logan.
- WHITE (G.C.) & BURNHAM (K.P.) 1999.– Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46 : 120-139.
- YEATMAN-BERTHELOT (D.) & JARRY (G.) 1994.– *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France. 1985-1989*. Société Ornithologique de France.