

Estimation des effectifs cantonnés de Busard cendré dans les milieux naturels d'Occitanie

Novembre 2021



© J. Dalmau.

Ce travail a bénéficié du soutien financier de la DREAL Occitanie



Partenaires :



Parc naturel régional de la
Narbonnaise en Méditerranée
LE PAYS CATHARE



AGIR pour la
BIODIVERSITÉ
TARN



Coordination :



Observateurs : Régis Allemand, Yves Aleman, Cyrielle Almodovar, Rémy Barraud, Mikaëlle Bassot, Stéphane Baty, Pascal de Becker, Yves Bertault, Daniel Bizet, Jérôme Boyer, Francis Bonnet, Yves Boremans, Adeline Brissaud, José Cabrera, Clément Cambrezy, Antoine Carrer, Juliane Casquet, Mélina Choupin, Dominique Clément, Sylvie Coenders, Serge Colin, Jean Michel Corbier, Géraldine Coste, Laurent Cournault, Patrice Cramm, Jason Crebassa, Jérémie Demay, Bruno Descaves, Benoît Deffrennes, Clara Deshons, Cyrille Didier, Héloïse Durand, Florian Escot, Ghislaine Escoubeyrou, Q. Fradin, Claire Francès, Guillaume Fréchet, Jocelyn Fonderflick, Gilles Garnier, Fabien Gilot, Benoît Gineste, Bruno Grenier, Christophe Grousset, Jean Luc Guillemenet, Christoph Haag, David Hennebaut, Emilien Hérault, John Holliday, Christian Hubert, Christian Itty, Thomas Jonet, Béatrice Lamarche, Alban Laurent, François Livet, Aurore Lledo, François Loppin, Philippe Lucas, Jean Pierre Malafosse, Hanna Müller, Didier Muret, Jérémy Nicot, Florian Olivier, Rémi Pescay, P. Pita, Jean Luc Pujol, Christian Rapez, Alain Ravayrol, Béranger Rémy, Christian Riols, Cyril Rombault, Yves Roullaud, Julie Rouvière, Cyrille Sabran, Morgane Savineau, Samuel Talhoet, David Thibault, Gilbert Tolmos, Martine Tuloup, Bruno Valand, Marie José Valero, Jean Marc Villalard, Chloé Vivier.

Partenaires : Aude Nature, CEN Occitanie, COGard, GOR, LPO Occitanie, LPO Tarn, SOS Busard, CPN Viganais, Parc National des Cévennes, PNR Haut Languedoc, PNR Corbières Fenouillèdes, CC Pays Viganais Cévennes, CC Vallée de L'Hérault, CC Cévennes Gangeoises et Suménoises, CPIE Causses Méridionaux SM Gorges du Gardon, IMBE CNRS, CEFE CNRS.

Rédaction et cartographie: Mikaelle Bassot, Antoine Carrer, Alain Ravayrol (La Salsepareille)
Appui scientifique : Aurélien Besnard (CEFE-CNRS), Alexandre Millon (IMBE-CNRS)

Table des matières

1	Introduction :	2
2	État des populations et tendances démographiques.....	3
2.1	Les populations de Busard cendré en France et en Europe	3
2.2	Le Busard cendré en Occitanie.....	3
2.3	Importance des ZPS pour la population régionale.....	4
2.4	Habitats du Busard cendré.....	5
3	Méthodologie :	7
3.1	Organisation et coordination de la mise en œuvre de l'étude.....	7
3.1.1	Coordination de l'étude.....	7
3.1.2	Structures partenaires.....	7
3.2	Méthodologie d'échantillonnage :	8
3.3	Méthodologie de recensement :	9
3.4	Collecte et compilation des données de terrain :	10
4	Analyse des résultats.....	11
4.1	Résultats bruts.....	11
4.2	Représentation cartographique des résultats (cartes en annexes)	11
4.3	Résultats bruts par ZPS.....	12
4.4	Analyse et structuration des données.....	13
4.4.1	Sur la détection (avec pcount).....	14
4.4.2	Sur l'abondance (avec pcount).....	15
4.4.3	Sur la probabilité d'occupation (avec occu).....	16
4.5	Effet cluster (avec stan_pcount).....	17
5	Discussion	18
5.1	Sur l'estimation des effectifs :	18
5.2	Sur la répartition spatiale.....	18
5.2.1	Disponibilité et occupation des habitats.....	19
5.3	Sur la méthodologie suivie.....	19
6	Perspectives.....	21
6.1	Suivi et reprise du protocole.....	21
6.2	Hypothèses relatives aux causes du déclin pressenti.....	21
6.2.1	Disponibilité des habitats de nidification.....	21
6.2.2	Disponibilité alimentaire.....	22
6.2.3	Succès reproducteur.....	22
6.2.4	Prédation et mortalité.....	22
7	Conclusion.....	24
8	Bibliographie.....	25
9	Annexes.....	28

1 Introduction :

Le Busard cendré fait l'objet d'un suivi attentif pour les populations occupant les milieux agricoles (plaines agricoles du centre ouest – Vendée, Poitou, Charente – Massif central, nord-est – Côte d'or, Champagne-Ardenne). A l'inverse, il apparaît paradoxalement mal connu en région méditerranéenne, pourtant identifiée comme région abritant possiblement une population conséquente d'oiseaux reproducteurs. La littérature à ce sujet, ne permet ni d'avoir une vision claire des effectifs présents en région méditerranéenne, ni une connaissance des dynamiques en dehors d'une appréhension empirique réalisée par les structures naturalistes, qui semblent, toutefois, noter unanimement des tendances départementales indiquant une diminution des effectifs nicheurs. Une meilleure connaissance des effectifs et des sites de reproduction est donc apparue nécessaire pour notre région.

La présente étude a pour objectif de préciser la connaissance des effectifs de Busard cendré nicheurs en milieu naturel en région Occitanie en tentant de réaliser un état initial des populations méridionales nichant en milieux naturels. La zone d'étude retenue correspond au domaine méditerranéen jusqu'aux étages climatiques supraméditerranéen des 5 départements de l'ex Languedoc-Roussillon et des départements du Tarn et de l'Aveyron.

Face à l'appréhension d'un potentiel déclin des effectifs sur l'ensemble des départements concernés, une réflexion réunissant la plupart des structures naturalistes de la région et élargie aux structures animatrices des ZPS concernées a été engagée. Afin d'optimiser le temps consacré à cette étude, il a été proposé de réaliser une estimation des effectifs cantonnés plutôt que celle des effectifs effectivement reproducteurs.

Un des enjeux principaux est de mener une réflexion quant à la mise en œuvre d'une méthodologie commune de recensement des effectifs nicheurs adaptée à l'écologie de l'espèce présente en milieux naturels méditerranéens.

Cette étude propose une méthode optimisée de prospections, selon les moyens humains et financiers disponibles. Cette dernière a été pilotée par l'association La Salsepareille qui s'est chargée de coordonner les missions de terrain, de recueillir les données et de les analyser.

Il n'existe pas de méthodologie consacrée pour recenser cette espèce lorsqu'elle niche en milieu naturel. Cette étude vise à la détermination d'effectifs cantonnés en 2021, et à cette fin, à la mise en place d'un protocole d'échantillonnage pertinent. L'influence de variables sur la détection de l'espèce, ou sur son abondance, seront également testées.

Les sites de nidification méridionaux que sont les milieux de garrigues à chêne kermès et de landes sont présents en unités de surfaces hétérogènes dans la région. Cela justifie d'autant plus la nécessité d'un échantillonnage aléatoire prenant en compte non seulement les espaces connus comme occupés par l'espèce mais également l'ensemble des habitats favorables où qu'ils se situent.

2 État des populations et tendances démographiques

2.1 Les populations de Busard cendré en France et en Europe

Les évaluations des populations durant la dernière décennie ne sont disponibles que pour certains pays de l'Union Européenne. Au sein de nombreux pays, les informations sur cette espèce sont rares et imprécises (Arroyo, Pinilla, 2008) en partie en raison de méthodes non comparables d'estimation de l'abondance de la population (Krolikowska, 2018). En 2004, le Busard cendré était considéré à l'échelle européenne comme étant en « bon » état de conservation (BirdLife, 2004). Il faut toutefois tempérer cet optimisme car la dynamique positive de l'espèce ne repose que sur les estimations en provenance des populations russes, qui représentent la majorité des effectifs européens (Rougeron, 2012), où l'effort et la qualité des prospections demeurent inconnus. Depuis plusieurs années, la tendance à la baisse semble se généraliser à l'ensemble des pays de l'UE (BirdLife 2015).

Pays ou territoire	Couples reproducteurs	Europe (%)	Période	Tendance court terme	Période	Tendance long terme	Période
Europe	54 500-92 200	100	-	?	-	-	-
Europe 27	15 600-21400	26	-	\	-	-	-
Espagne	6 093-7389	10	2006	0	1998-2011	0	1980-2011
France	3 800-5100	6	2000-2010	F	2000-2012	\	1982-2011
Pologne	3000-4700	5	2013	\	2007-2012	?	-
Allemagne	470-550	1	2005-2009	/	1998-2008	/	1985-2009

Tableau 1: Extrait liste rouge, BirdLife 2015 (-) = données non disponibles, (?) = tendances inconnues, \tendances à la baisse /tendances à la hausse, (0) = population stable, (F)= population fluctuante.

La population française accueille 6 % de la population européenne. A l'échelle de l'UE elle arrive au 2ème rang, l'Espagne accueillant près de la moitié des effectifs, la France et la Pologne près d'un quart chacun.

En France, les populations sont principalement réparties dans le centre ouest (Deux Sèvres, Vendée), en Bourgogne/Champagne, dans le Puy de Dôme et l'ex-Languedoc Roussillon. La population française est estimée à 3600-6600 couples nicheurs en 2016/2017 et la tendance à la baisse des effectifs est estimée à -2,2 % par an pour la période 2000-2002/2016-2017 (Pontalier H., 2019).

2.2 Le Busard cendré en Occitanie

En Occitanie, le Busard cendré est essentiellement nicheur dans les départements du Languedoc-Roussillon. Il a pratiquement disparu des départements de l'ex-Midi Pyrénées à l'exception du nord du département du Tarn et de l'Aveyron.

L'enquête rapace 2000-2002 avait estimé la population du Languedoc-Roussillon entre 427 et 561 couples représentant ainsi 11 % de la population nationale, soit la 4ème région en terme d'effectifs reproducteurs (Millon, 2004). En 2007, une estimation réalisée principalement à dire d'expert avait mentionné entre 342 et 748 couples représentant ainsi entre 9 à 14 % de la population Française (DIREN, 2007). Pour le département de l'Aude, le nombre de couples reproducteurs avait été estimé à dire d'expert entre 80 et 200 couples (DIREN, 2007). En 2005, dans le Gard, le nombre était estimé entre 100 et 200 couples (COGard, 2005). Les populations héraultaises ont été estimées, à dire d'experts et sur la base de données Faune LR, entre 100 et 120 couples (DIREN; 2007). Dans le département des Pyrénées orientales, lors d'une étude sur les couples reproducteurs des P.O, réalisée en 2005, il avait été estimé une population entre 12 et 28 couples, montrant ainsi un fort déclin par rapport aux effectifs antérieurs (Courmont, 2007).

Les larges fourchettes d'estimation soulignent l'imprécision des connaissances pour la région. En 2018, la population est estimée à 420 couples (Maigre in Bourgeois et Gilot ; 2009) et retient les effectifs des fourchettes basses des estimations antérieures. Si l'espèce semble avoir quasi disparu de l'ancienne région Midi-Pyrénées (à l'exception du Tarn et de l'Aveyron), quelques installations sporadiques et non pérennes sont toutefois notées (Nature Midi-Pyrénées et al., 2012).

Durant la dernière décennie aucune ré-estimation globale de ces effectifs n'a été proposée. L'atlas des oiseaux du Gard (2009/2017) mentionne une diminution des occurrences de l'espèce dans le Gard, sans précision sur les effectifs nicheurs. Une estimation à dire d'expert propose une fourchette de 15-25 couples pour le département de la Lozère (J.L.Bigorne, comm. pers. ;2021) tandis que l'estimation antérieure indiquait une fourchette de 50-200 couples (DIREN, 2007). De la même manière, des estimations à dire d'expert mentionnent une fourchette de 30-60 couples en Aveyron en 2021 (S. Talhouët, comm.pers. ;2021).

2.3 Importance des ZPS pour la population régionale

Les estimations les plus fiables pour la région proviennent probablement de celles fournies dans le cadre de l'élaboration des DOCOB de chaque ZPS. Malgré leur hétérogénéité méthodologique l'échelle de travail permet une plus grande précision. L'ensemble de ces ZPS indique une population nicheuse comprises entre 163-318 couples. Elles semblent accueillir assez logiquement la majorité des effectifs régionaux, au vu des habitats favorables représentés (grandes surfaces de garrigues) et sembleraient indiquer que l'estimation régionale de 420 couples serait le maximum des effectifs pour la décennie 2000-2010. Les ré-estimations ultérieures ayant visées à l'exhaustivité montrent une forte chute des effectifs pour 3 ZPS sur les 4 mises à jour confirmant en cela les observations et la perception de la situation par les associations naturalistes.

N°site	Nom de site	Superficie ha	Année de réalisation du DOCOB initial	Estimation du nombre de couples	Année de l'étude complémentaire	Ré-estimation postérieure au DOCOB
FR9110080	Montagne de la Clape	9082	2010	5-9		
FR9110108	Basse plaine de l'Aude	4857	2007	1-2		
FR9110111	Basses Corbières	29495	2010	5-10		
FR9112008	Corbières orientales	25429	2010	20-30		
FR9112027	Corbières occidentales	22912	2010	8-15		
FR9112028	Hautes Corbières	28398	2010	11-14		
FR7312007	Gorges de la Dourbie et causses avoisinants	28157	FSD 2005-2018 DOCOB 2007	11-20		
FR9110105	Gorges du Tarn et de la Jonte	41801	2007	1-10	2017	1-10
FR9112014	Causse noir	6103	FSD 2006 – 2018 DOCOB 2011	1-10		
FR9110081	Gorges du Gardon	7024	1997	7-10		
FR9112011	Gorges de la Vis et cirque de Navacelles	20277	FSD 2005-2018 DOCOB 2011	5-10		
FR9112012	Gorges de Rieutord, Fage et Cagnasse	12308	2008	1-5	2018	0-5
FR9112015	Costières nîmoises	13479	2002-2005-2010	3-6		
FR9112033	Garrigues de Lussan	29150	2000-2011	10-30		
FR9112002	Le Salagou	12794	2011	6-10	2020	2-6
FR9112003	Le Minervois	21854	2011	20-35		
FR9112004	Hautes Garrigues du Montpelliérain	45400	2003	8-16	2017	3
FR9112020	Plaine de Fabrègues- Poussan	3288	2013	1		
FR9112021	Plaine de Villeveyrac- Montagnac	5265	2009	3-5	2018	7-11
FR9112022	Est et sud de Béziers	6102	2009-2010	2		
FR9112031	Camp des Garrigues	2089	2012	3-6		
FR9112032	Causse du Larzac	29555	FSD 2007-2017 DOCOB 2010	0-7		
FR9112037	Garrigues de la Moure et d'Aumelas	9015	2011	30-50	2018	30-36
FR9110033	Les Cévennes	92044	1988	1-5	2013	6
FR9112019	Montagne de l'Espinouse et du Caroux	4 722	2011	Non mentionné dans le DOCOB initial	2018	1

Tableau 2: Effectifs du Busard cendré dans les ZPS d'Occitanie.

2.4 Habitats du Busard cendré

Les populations se distinguent entre celles dont les individus nichent en milieux agricoles et celles des milieux naturels. 70 à 80 % de la population d'Europe centrale se reproduit dans les cultures céréalières contre environ 40-50% dans les autres pays d'Europe occidentale (Arroyo et al. 2004). Lors d'une étude menée par le Centre d'Études Biologiques de Chizé (Deux-Sèvres), il est mis en évidence que les cultures pérennes et les milieux naturels sont principalement utilisés par les couples précoces. Or, les dates moyennes de ponte des Busards cendrés semblent être de plus en plus précoces sur cette même zone d'étude. Si les tendances se confirment, la proportion d'individus utilisant ces milieux dit « de substitution » devrait donc croître (Gillis, 2011).

En région méditerranéenne, l'espèce installe son nid majoritairement dans des formations végétales naturelles ayant une structure de type ligneux bas dense. Pour les couples les plus méridionaux, ce sont le plus souvent des garrigues basses où domine le Chêne kermès *Quercus coccifera*. Sur les piémonts et les secteurs les plus septentrionaux, les landes à genêts (genêts à balai, genêts d'Espagne) et plus localement les landes à bruyères et/ou fougères sont les milieux occupés les plus représentés, tandis que l'espèce ne semble pas se reproduire dans les landes à buis. Certains couples peuvent toutefois nicher en milieux agricoles telles que les cultures céréalières (notamment dans le Lauragais, Aude) et les prairies de fauche (Hérault, Tarn, Lozère et Aveyron) mais n'ont pas été

prises en compte dans la présente étude car faisant l'objet de suivis spécifiques (LPO Aude, Lauragais ; SOS Busards, Aveyron) et représentant une faible part des effectifs régionaux. Il est de même possible d'observer des alternances des milieux occupés dans les secteurs présentant des milieux agricoles et des milieux naturels, que ce soit au fil des années, ou lors de ponte de remplacement.

Les espaces de garrigues basses et landes sont des milieux transitoires dont la pérennité est conditionnée par des perturbations fortes (incendies, écobuages, débroussaillages, défrichements, plantations...). Ce type d'habitat évolue donc spatialement et leur superficie également en fonction de l'usage des terres.



Illustration 1: Busard cendré mâle ©P. GIOSA.

3 Méthodologie :

L'étude a été organisée de la façon suivante, en sollicitant les structures partenaires:

- définition de la contribution des différents partenaires ;
- proposition d'une méthodologie standardisée pour l'échantillonnage et établissement d'un protocole de prospections pour la collecte des données sur le terrain ;
- collecte et compilation des données de terrain ;
- analyse des données et restitution des résultats.

La méthodologie d'échantillonnage a été établie avec l'ensemble des partenaires puis validé par deux chercheurs Aurélien Besnard (CEFE-CNRS), et Alexandre Millon (IMBE-CNRS).

3.1 Organisation et coordination de la mise en œuvre de l'étude

3.1.1 Coordination de l'étude

Les observateurs ont pour mission de relever les données sur le terrain en suivant le protocole élaboré. Chaque structure partenaire dispose d'un coordinateur de structure. La facilité d'identification, de détection de l'espèce et de détermination des comportements observés permet d'impliquer des observateurs débutants, avec un accompagnement en début de saison si nécessaire.

La coordination du projet vise à planifier les missions de terrain en lien avec les structures locales (animer les réunions, centraliser l'information, planifier les secteurs de prospection, évaluer les besoins humains et financiers, etc...), collecter et traiter les données relevées (mise en forme des résultats, analyse statistique, rédaction des rapports et cartographie, diffusion des résultats). Les objectifs de l'étude et les missions à réaliser ont été définis en accord avec l'ensemble des structures associées au projet.

3.1.2 Structures partenaires

Les structures ayant participé aux missions de terrain sont les suivantes :

- Pour les associations : (10)
 - Aude Nature
 - Centre Ornithologique du Gard (CoGard)
 - Conservatoire des Espaces Naturels Occitanie (CEN Occitanie)
 - CPN Pays Viganais
 - Groupement Ornithologique du Roussillon (GOR)
 - Ligue de Protection des Oiseaux Occitanie (LPO Occitanie) dont la LPO11, LPO12 et LPO34
 - Ligue de Protection des Oiseaux du Tarn (LPO81)
- Les structures animatrices Natura 2000 : (8)
 - Parc National des Cévennes (PNC)
 - Parc Naturel Régional du Haut Languedoc (PNR-HL)
 - Projet de Préfiguration du Parc Naturel Régional des Corbières-Fenouillède (PP-PNR-CF)
 - Communauté de Communes de la Vallée de l'Hérault (CCVH)
 - Communauté de Communes des Cévennes Gangeoises et Suménoises (CCCGS)

- Communauté de Communes du Pays Viganais (CCPV)
- Syndicat Mixte des Gorges du Gardon (CCGG)
- Centre permanent d’initiatives pour l’environnement des Causses Méridionaux (CPIE-CM)

Département	Structures concernées	Jours	Participants
Aude (11)	LPO11, PP PNR-CF, Aude Nature	42,5	14
Aveyron (12)	LPO12	8,5	1
Gard (30)	CoGard, SMGG, CPN PV ,CCPV,PNC	32,5	20
Hérault (34)	CEN Occitanie, LPO34, La Salsepareille, CCVH, CPIE-CM,	43	15
Lozère (48)	PNC, La Salsepareille	18	13
Pyrénées Orientales (66)	GOR, PPNR-CF	8,5	10
Tarn(81)	LPO81	2,5	3
	TOTAL	155,5	81

Tableau 3: Structures partenaires, participants et nombre de jours réalisés

L’étude Busard cendré 2021 a permis un total de 156 journées de prospections, rassemblant 18 structures et 81 participants.

3.2 Méthodologie d’échantillonnage :

La méthodologie appliquée s’appuie sur un échantillonnage stratifié qui prend en compte des carrés où l’espèce est connue nicheuse (carrés non aléatoires retenus lorsque mention de l’espèce supposée nicheuse sur la période entre 2015 et 2020) et des carrés tirés aléatoirement au sein d’un ensemble comprenant une part minimum d’habitats favorables. Elle retient l’hypothèse d’homogénéité des milieux et prend en compte l’influence de certaines variables environnementales sur la distribution de l’espèce. La caractérisation de facteurs influençant la détection de l’espèce permet d’affiner les prédictions relatives à sa distribution (Royle & Dorazio, 2008).

La population étudiée ici montre une écologie particulière et géographiquement distincte. L'emprise de l'étude a été ainsi limitée aux étages climatiques subméditerranéen et mesoméditerranéen pourvue soit d’une végétation dominante en *Quercus ilex* et *Quercus coccifera* ou bien de landes à genêt (Quezel, 1979). La zone d’étude se limite aux altitudes inférieures à 2000 m d’altitude, et ne dépasse pas, si ce n’est sur ses marges immédiates la rive droite du Tarn (notamment Causse de Sauveterre). La définition du caractère méridional de l’aire d’étude se vérifie également par la présence de la Fauvette passerinette.

L’échantillonnage par carrés s’inspire de précédentes enquêtes visant les rapaces (Enquête Rapaces Nicheurs de France 2000-2002, Milan royal 2008). La configuration des sites de reproduction connus, et l’efficacité de la prospection en un temps contraint, a amené à la définition de carrés de 2.5km de côté (soit 6.25km²).

Les carrés ont été renseignés selon l’observation ou non d’oiseaux cantonnés au cours des 5 dernières années (2015-2020), ainsi que selon la part d’habitats favorables, définis dans la base de données d’occupation du sol OCS GE 2015 en tant que « formations arbustives et sous-arbrisseaux ». Les carrés présentant des intersections avec l’habitat favorable <20ha ont été supprimés ; les altitudes supérieures à 2000m et les localisations en dehors des influences méditerranéennes sont également discriminés. Les indications de cantonnement depuis 2015 proviennent de diverses sources, telles que Faune Occitanie, SICEN ou encore de bases de données des gestionnaires de sites Natura2000. Les données utilisées sont ponctuelles et ont été acquises sans protocole spécifique. L’utilisation de données hétérogènes par leur acquisition peut amener certains biais plus ou moins importants et difficilement maîtrisables. Afin de les limiter, seules les observations mentionnant une nidification probable ou certaine ont été retenues. Pour les données issues de Faune Occitanie, cette sélection s’est appuyée sur les codes atlas ne retenant que les

indices allant de 4 à 19 (Faune France), soit les données d'oiseaux observés avec des comportements reproducteurs ou l'observation de poussins. Les données issues des codes atlas 4 et 7 (respectivement relevant d'un « Couple présent dans son habitat durant sa période de nidification. » et d'une « Visite d'un site de nidification probable. Distinct d'un site de repos. ») ont été manuellement discriminées selon l'existence de commentaires précisant l'observation, ou la répétition d'observations sur un même lieu-dit.

193 carrés relèvent ainsi de secteurs ayant probablement abrités des oiseaux cantonnés, et 680 carrés relèvent de la présence d'habitats favorables sans indication préalable de cantonnement.

L'ensemble des carrés indiquant des mentions de cantonnement a été retenu. Un tirage aléatoire a été réalisé sur les carrés ne mentionnant pas le cantonnement de l'espèce et présentant des habitats favorables d'une surface supérieure à 20ha. Ce tirage permet de retenir 352 carrés, soit 64% de prospections aléatoires, contre 36% de prospections dirigées.

Le nombre de carrés retenus a été défini en fonction des moyens financiers disponibles et du protocole mis en œuvre. La répartition des carrés est relativement homogène sur l'ensemble de l'aire d'étude. Leur réalisation a été confiée aux structures naturalistes selon les secteurs d'intervention de ces dernières.

Les carrés retenus ont été transmis à l'ensemble des structures afin qu'elles puissent valider la pertinence de la sélection par rapport à l'accessibilité et à la typologie d'occupation des sols.

3.3 Méthodologie de recensement :

L'objectif de l'étude a imposé la mise en place d'une méthodologie de prospection commune afin de s'assurer de la cohérence des résultats attendus. L'ensemble des observateurs a été ainsi convié à suivre un protocole défini en amont par les structures partenaires.

Plusieurs méthodologies de recensement ont été décrites pour l'espèce. (Arroyo, Molina, & Moral, ;2019, Bretagne vivante 2016, Wiacek 2004) .

Le dénombrement des couples cantonnés consiste en la recherche d'indices de cantonnement probable ou certain des individus. Afin de valider la présence de couples cantonnés, il a été convenu de se référer à des comportements clairement identifiés par la littérature scientifique qui n'implique pas nécessairement une reproduction. Le concept de cantonnement (distinct de la notion de présence/absence ou de suivi de la reproduction) se doit d'être clair pour l'ensemble des observateurs.

Un couple est considéré comme étant certainement cantonné lorsque des comportements de parades nuptiales (Wiacek, 2004), des plongées répétées d'un mâle sur une femelle au sol (Wiacek, 2006), des passages de proies en vol du mâle vers la femelle, de femelles longuement posées (Millon, 2006), des défenses de territoire (Pandolfi & d'Astore, 1992), de transports de matériaux (figure 12) sont observés. Les indices de cantonnement probables sont la présence d'oiseaux de sexe différents sans indice de cantonnement ou d'une femelle seule. Les observateurs ont été invités à mentionner tous les comportements relevés et à apporter en commentaires le plus de précisions possibles

Chez les rapaces, la période optimale pour réaliser le dénombrement des individus cantonnés se déroule pendant la phase de parades nuptiales, lorsque les couples sont plus visibles sur leur territoire (UICN & DEF, 2020). Les premiers busards cendrés arrivent en France au cours de la première quinzaine d'avril. Dès leur arrivée sur les sites de reproduction, les mâles, plus rarement les femelles, exécutent des parades nuptiales aériennes (MNHN & OFB. 2003-2021).

Les prospections se sont ainsi déroulées entre le 15 avril et le 15 mai avec la réalisation de deux passages espacés de 15 jours. Après échanges avec les naturalistes des départements les plus

septentrionaux, il a été décidé de retarder de 15 jours les prospections pour ainsi coïncider avec l'arrivée plus tardive des oiseaux sur ces secteurs. Les prospections démarrent 30 minutes après le lever du soleil et jusque 7h après le lever du soleil. La fin de journée a également été retenue comme propice à l'observation des comportements recherchés, et les prospections peuvent ainsi reprendre après 16h30 jusqu'au crépuscule.

Le nombre de points d'observation par maille prospectée a été laissé à la libre appréciation des observateurs, en incitant tout de même à ce que celui-ci n'excède pas plus de 4 points différents. Ce choix est motivé par le fait qu'une trop grande multiplicité des points d'observation ne permet pas un temps suffisant d'observation fixe pour détecter l'espèce.

3.4 Collecte et compilation des données de terrain :

Des fiches de terrain en format papier et numérique ont été adressées à l'ensemble des structures partenaires qui ont fait le relais auprès de tous les observateurs.

Ces fiches intègrent :

- le numéro du carré prospecté
- la date et l'heure de prospection
- l'heure du début et de fin la détection de l'espèce
- les signes de cantonnement observés
- la localisation du contact
- le sexe et l'âge des oiseaux contactés
- des paramètres météorologiques (vent, température, nébulosité)
- les ligneux dominants
- des commentaires supplémentaires

Une fois les prospections réalisées, les fiches sont transmises à la structure chargée de la coordination de l'étude. Les données sont centralisées dans un même fichier et font l'objet d'une homogénéisation en vue des analyses.



Illustration 2: Busard cendré mâle © C. Sabran.

4 Analyse des résultats

4.1 Résultats bruts

L'effort de prospection de 2021 a permis de réaliser 383 carrés sur les 538 distribués initialement. Sur ces 383 carrés prospectés 178 carrés correspondent aux prospections dirigées et 204 proviennent du tirage aléatoire. Sur les 383 carrés réalisés, 5 n'ont fait l'objet que d'un seul passage.

16 carrés mentionnant une reproduction récente avérée n'ont pas été prospectés. Ils sont répartis de façon relativement uniforme entre le Tarn (4), l'Hérault (4), l'Aude (3), l'Aveyron (3) et le Gard (2).

Une analyse globale des résultats, indique que 40 % des carrés se sont révélés être occupés par l'espèce et 23 % des carrés présentent des signes de cantonnement.

Dans une analyse plus fine, parmi les carrés avec une reproduction récente avérée, 62 % sont positifs à la présence de l'espèce et 38 % présentent des signes de cantonnement. Ce sont 40 % des carrés prospectés qui ont été réalisés sans indiquer la présence de l'espèce, qui pourtant, mentionnaient un cantonnement sur la période 2015-2020.

Sur 177 carrés mentionnant une reproduction récente, seuls 38% présentent des indices de cantonnement. L'espèce n'est pas contactée sur 38% des mêmes carrés.

Sur les 204 carrés tirés aléatoirement, 21 % ont mentionné la présence de l'espèce et 9 % accueillent des couples cantonnés

4.2 Représentation cartographique des résultats (cartes en annexes)

Carte 2 - Répartition des prospections selon l'existence de mentions antérieures (- de 5 ans) d'indices de cantonnement - Busard cendré, 2021.

Carte 3 - Répartition des prospections selon les surfaces estimées comme favorable à la reproduction de l'espèce - Busard cendré, 2021.

Les données issues de la base de données Faune Occitanie, de SICEN, et des questionnaires (PNC, site N2000) montrent une répartition des secteurs de reproduction plus dense sur le littoral (Corbières, massifs de garrigues héraultais), et sur les Cévennes. Cette appréhension peut révéler un biais relatif aux pressions d'observations, mais semble confirmée par les données issues des sites Natura 2000. L'ouest audois (Montagne noire, Minervois) est également relativement bien occupé.

Les prospections visent de fait ces zones prioritairement, ainsi que les secteurs présentant des habitats favorables (cf. 3.2), tirés aléatoirement. Ces secteurs se situent principalement sur les marges des zones abritant des reproductions connus, ainsi qu'à l'ouest des Corbières, sur les causses et dans les plaines intérieures du Gard.

Carte 4 – Résultats des prospections. Busard cendré 2021.

Les prospections de 2021 montrent une détection majoritaire de l'espèce sur les secteurs de plaine et de piémont au contraire des secteurs les plus septentrionaux (Aveyron, Lozère, Tarn). Les densités les plus importantes de la zone d'étude semblent se concentrer sur les secteurs de plaine et de faibles reliefs. L'espèce semble largement absente des causses, ainsi que sur l'ouest des Corbières (Limoux), et le nord de la Montagne noire. Il est intéressant de noter les mentions de présence sans cantonnement globalement associé à une proximité avec des carrés où le cantonnement est avéré. Quelques carrés isolés témoignent de la présence de l'espèce ; distants de sites de reproduction connus, il conviendrait ici de rechercher plus finement les sites de nidifications potentiels à

proximité.

Carte 5 – Comparaison des indices de cantonnement notés en 2021 avec les mentions antérieures. Busard cendré, 2021.

On note en 2021 une rétractation géographique forte sur les marges de l'aire d'étude; de nombreux secteurs connus pour abriter la reproduction de l'espèce n'ont pas permis l'observation de l'espèce ; particulièrement dans les Cévennes, le Limoumois, les contreforts tarnais de la Montagne noire, le Larzac, dans une moindre mesure puisque déjà isolés, les landes des Fenouillèdes, et l'est gardois. Il demeure cependant que l'espèce peut être présente, et parfois notée cantonnée, dans des carrés voisins. Il convient d'être particulièrement attentif au devenir des couples nouvellement trouvés, voire de les rechercher quand des individus ont été observés à distance des colonies connues, sans preuve de cantonnement en 2021.

Les Cévennes montrent une forte diminution des carrés mentionnant des individus cantonnés au regard de la distribution antérieure.

On note dans les Corbières, notamment au Nord, l'absence de mention dans des carrés connus pour avoir abrité l'espèce en reproduction, concomitamment à l'apparition de nouveaux secteurs de reproduction. Si les pressions d'observations antérieures peuvent être questionnées (la majorité des sites étaient-ils connus?), ce pattern géographique peut aussi être rapporté à la mobilité des oiseaux cantonnés, dépendant de la qualité des habitats disponibles et à leur évolution plus ou moins rapide. Le sud-est du Gard témoigne de la même situation, avec cependant moins de secteurs estimés comme favorables.

Le causse d'Aumelas, et les garrigues environnantes témoignent d'un maintien des secteurs connus pour la reproduction, comme pour le nord de Montpellier, ou de Nîmes. Une nuance est tout de même à apporter pour les secteurs de reproduction antérieurement connus et particulièrement proches des agglomérations, où l'espèce est parfois observée en 2021, mais sans comportements de cantonnement (massif de la Gardiole, Grabels).

4.3 Résultats bruts par ZPS

Les résultats présentés ci-après figurent les observations réalisées dans les carrés intersectant une ou plusieurs ZPS. L'intersection peut ne concerner qu'une faible superficie de la ZPS, et est arbitraire¹ lorsque plusieurs ZPS sont voisines. Les observations mentionnent les couples cantonnés observés successivement lors des premiers et seconds passages, et ces mentions peuvent relever d'observations au sein ou non des mêmes carrés.

En cela, ils ne doivent pas être interprétés comme l'effectif présent dans les ZPS. Celui-ci pourrait être estimé à dire d'expert par une lecture attentive des fiches de terrain, permettant de discriminer la réitération ou non des observations au sein des carrés, et leur localisation précise². Les valeurs d'abondance décrites ci-après et concernant l'aire étude ne peuvent être rapportées aux ZPS, mais peuvent permettre une comparaison entre les effectifs estimés au sein d'une ZPS particulière, et celui relevant de l'effectif régional.

Ces résultats bruts permettent cependant, par une lecture rapide, d'identifier les ZPS les plus importantes pour l'espèce.

1 Sélection par localisation, Qgis 3.2.3-Bonn.

2 A titre d'exemple, les observations relevant de la ZPS plaine de Villeveyrac-Montagnac relèvent pour partie d'oiseaux effectivement présents dans la ZPS Montagne de la Moure et causse d'Aumelas.

ZPS	Nombre de carrés	Carré avec mentions de présence	Carrés avec indices de cantonnement	Nombre de couples 1er passage	Nombre de couples 2d passage
Garrigues de la moure et d'Aumelas	17	14	6	11	6
Les Cévennes	32	11	7	7	5
Corbières occidentales	23	8	4	5	4
Minervois	16	6	3	4	4
Gorges du Gardon	9	6	3	3	1
Le Salagou	8	6	2	4	4
Hautes garrigues du Montpellierais	7	6	4	6	2
Plaine de Villeveyrac	7	6	4	9	3
Corbières orientales	17	5	5	5	4
Basses Corbières	15	4	2	2	3
Costière de Nîmes	7	4	2	0	4
La Clape	4	3	2	2	0
Plaine de Fabrègue	3	3	2	1	3
Basse plaine de l'Aude	1	1	1	2	0
Causse du Larzac	10	1	1	1	0
Hautes Corbières	12	1	0	0	0
Gorges de Rieutord Fages Cagnas	9	2	0	0	0
Gorges du Tarn et de la Jonte	5	1	0	0	0
Camp des garrigues	3	1	0	0	0
Gorges de la Vis	17	0	0	0	0
Garrigue de Lussan	8	0	0	0	0
Causse avoisinants	3	0	0	0	0
Causse Noir	1	0	0	0	0

Tableau 4: Observations pour les carrés intersectant les ZPS d'Occitanie

4.4 Analyse et structuration des données

Sur la période de prospection, il est considéré que les adultes avec des comportements reproducteurs sont effectivement installés, et qu'il n'y a pas de mouvements d'oiseaux ayant manifesté les comportement recherchés entre les deux passages (les modèles utilisés étant des modèles de populations fermées).

Il est attribué 4 indices pour chaque passage selon les observations réalisées, et permettant de comptabiliser par site et par passage, le nombre d'oiseaux cantonnés. Ainsi, les individus observés en vol, seuls, obtiennent l'indice 1. Des individus des deux sexes observés simultanément sans indices de cantonnement particuliers obtiennent l'indice 2. Enfin, les femelles observées posées, et les couples manifestes (échange de proies, parade, construction de nid), et les individus adultes défendant un territoire obtiennent l'indice 3. L'indice 0 correspond à l'absence d'observation de l'espèce.

Les abondances calculées ci-après l'ont été en retenant des indices 3, correspondant aux catégories des codes atlas décrivant des comportements de reproduction certain ou probable. Pratiquement, cela correspond aux couples – deux oiseaux de sexe différent - manifestant des comportements de cantonnement, aux femelles longuement posées sur un site de nidification favorable, et aux adultes observés en défense territoriale. Cette sélection des données à ces seuls comportements sera questionnée dans la discussion.

Les données sont analysées par des modèles de type N-mixture (Royle, 2004) nécessitant l'analyse

de comptages répétés (≥ 2). Le principe de la méthode ainsi proposée est d'estimer des abondances moyennes par site d'échantillonnage en modélisant la probabilité de détection individuelle afin de tenir compte du fait que cette probabilité est généralement inférieure à 1 et potentiellement hétérogène temporellement et spatialement.

15 modèles, plus le modèle nul, ont été ajustés dans R (R core team 2009) à l'aide de la fonction "pcount" du package "unmarked" (Fiske & Chandler, 2010). Ils ont ensuite été associés à une variable géographique à l'aide de la fonction «stan_pcount» implémentée au package «ubms», afin de mesurer l'influence d'une variabilité spatiale sur l'abondance.

Les variables testées associées aux passages, sont la date, la date au carré et la température relevée lors de chaque passage. Les variables caractéristiques des sites sont : l'historique d'occupation (stratification basée sur un indice de reproduction relevé il y a moins de 5 ans), la latitude, la longitude et la zone géographique (sous-préfectures, $n=17$). Les modèles sont comparés entre eux à l'aide du critère d'AIC qui est un critère de parcimonie classiquement utilisé pour la sélection de modèles (Burnham & Anderson 2002). Ce critère permet de retenir le modèle expliquant au mieux les données avec le moins de paramètres possibles.

Les estimations de probabilité de détection et d'abondance moyenne ont ensuite été calculées en fonction des variables retenues dans les modèles. Les estimations d'abondance totales sur la zone d'étude ont été obtenues à partir des estimations d'abondance dans les carrés prospectés.

4.4.1 Sur la détection (avec pcount)

Model selection based on AICc:

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
p(Date+temp).l()	4	921.31	0.00	1	1	-456.60
p(Date).l()	3	937.92	16.61	0	1	-465.93
p(Date ² +date).l()	4	939.95	18.64	0	1	-465.92
p(Temp).l()	3	950.26	28.95	0	1	-472.10
p(Temp ² +temp).l()	4	952.18	30.86	0	1	-472.03
p().l()	2	970.24	48.93	0	1	-483.10

Les variables ont été testées une à une, puis si significatives, associées deux à deux avec un effet en additif. Tous les modèles associant la date et la température, en linéaire ou en quadratique, montrent un effet sur la probabilité de détection. Le meilleur modèle fait valoir un effet de la date et de la température en linéaire sur la probabilité de détection.

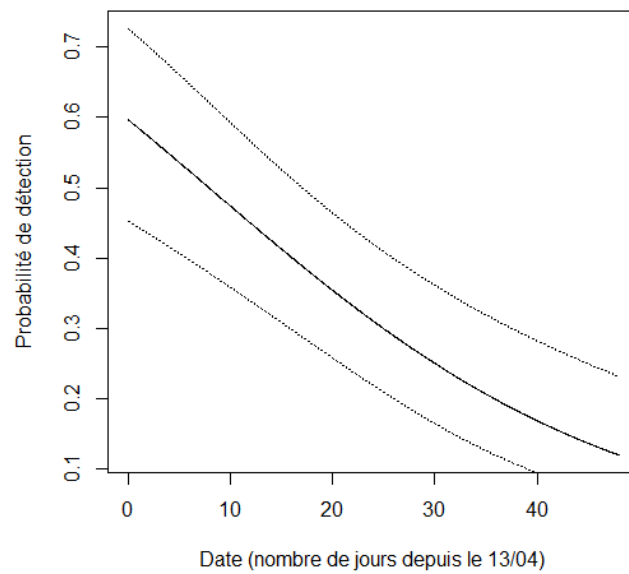


Illustration 3: Évolution de la probabilité de détection avec la date en linéaire.

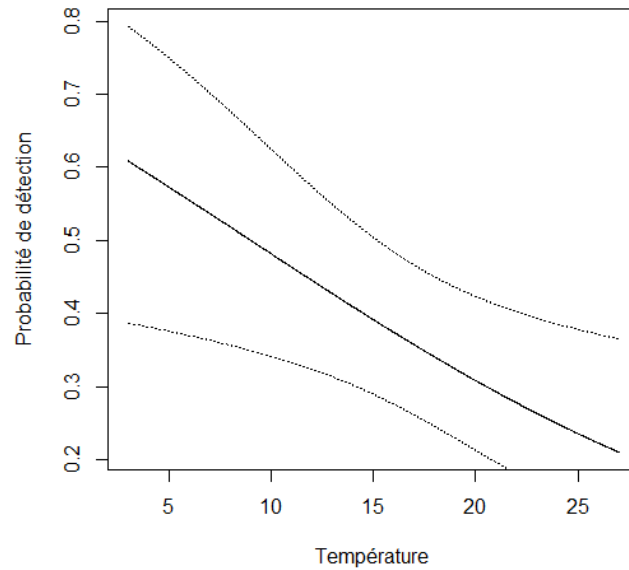


Illustration 4: Évolution de la probabilité de détection avec la température

4.4.2 Sur l'abondance (avec pcount)

Les variables ont été testées une à une, puis si significatives, associées deux à deux avec un effet

additif ou en interaction.

Model selection based on AICc:

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
p().l(historique)	3	883.15	0.00	1	1	-438.54
p().l(coord_y)	3	969.23	86.08	0	1	-481.58
p().l()	2	970.24	87.09	0	1	-483.10
p().l(coord_x)	3	972.21	89.06	0	1	-483.07

On remarque ici que les variables « coord_x » et « coord_y » ne sont pas significatives (moins de 2 degrés d'AIC de différence avec le modèle nul). Seule la variable « historique » est retenue.

Cette dernière est ensuite associée aux variables d'échantillonnage ayant un effet sur la détection (« temp² », « temp », « date² » et « date »)

Model selection based on AICc:

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
p(date+temp).l(historique)	5	844.75	0.00	0.76	0.76	-417.29
p(date ² +temp ²).l(historique)	7	847.06	2.31	0.24	1.00	-416.38
p(date).l(historique)	4	858.80	14.05	0.00	1.00	-425.35
p(date ² +date).l(historique)	5	860.81	16.06	0.00	1.00	-425.32
p(temp ² +temp).l(historique)	5	866.43	21.68	0.00	1.00	-428.13
p().l()	2	970.24	125.49	0.00	1.00	-483.10

Le modèle retenu intègre un effet additif de la variable « historique » associée à la date et la température en linéaire .

La stratification de l'échantillonnage et la significativité de cette dernière permettent d'obtenir des estimations d'abondance pour les deux strates, en prenant l'effet de la date dans la probabilité de détection, bien que mineur.

Ainsi, pour la strate correspondant à la mention antérieure (moins de 5 ans) d'indices de reproduction de l'espèce, on obtient une abondance moyenne de 1.23 couples cantonnés (par carrés) avec un IC à 95% de [0.802-1.88]. Pour la strate issue d'un tirage aléatoire dans les carrés favorables sans mention antérieure de reproduction de l'espèce, on obtient une abondance moyenne de l'espèce de 0.234 couples avec un IC à 95% de [0.146-0.375].

L'extrapolation à l'ensemble de la zone d'étude donne un résultat de 236 couples cantonnés [IC 95% : 154-361] dans les secteurs de reproduction connus, auquel il faut ajouter 159 couples [IC 95%: 99-255] dans les secteurs de reproduction non mentionnés auparavant.

4.4.3 Sur la probabilité d'occupation (avec occu)

A l'instar de la précédente fonction, les variables relevant de l'occupation du site ont été testées une à une dans un premier temps afin de voir si elles étaient significatives. Seule la stratification portant sur l'existence de données antérieures est significative.

Model selection based on AICc:

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
p().l(historique)	3	629.46	0.00	1	1	-311.70
p().l(coord_y)	3	684.37	54.91	0	1	-339.15
p().l()	2	684.87	55.41	0	1	-340.42
p().l(coord_x)	3	686.59	57.13	0	1	-340.26

Cette variable est ensuite associée aux variables d'échantillonnage ayant un effet sur la détection (« date » et « temp »).

Model selection based on AICc:

	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
p(date).l(historique)	4	621.27	0.00	0.62	0.62	-306.58

```

p(date+temp).l(historique) 5 622.47      1.20   0.34   0.96 -306.16
p(temp).l(historique)      4 626.71      5.44   0.04   1.00 -309.30
p().l()                    2 684.87     63.60   0.00   1.00 -340.42

```

Le meilleur modèle fait valoir un effet de la date et de la stratification de l'échantillonnage sur la probabilité d'occupation.

4.5 Effet cluster (avec stan_pcount)

L'hypothèse d'une segmentation de l'échantillonnage selon l'emplacement géographique des carrés réalisés a également été testée sur les 5 meilleurs modèles, plus le modèle nul avec et sans l'effet cluster. Le modèle faisant valoir la variable de la date sur la détection et la stratification sur l'abondance demeure, associé à un effet cluster, le meilleur modèle.

Il apparaît ici que l'effet cluster se traduit par une variance d'abondance moyenne importante entre les secteurs géographiques définis.

Modèle	AICc	Delta AICc	Nombre de paramètres
p.(date+temp).l(historique) + cluster	842.89	0	6
p.(date).l(historique) + cluster	855.1	12.21	5
p.(temp).l(historique) + cluster	858.66	15.77	5
p().l(historique) + cluster	874.82	31.93	4
p.(date).l() + cluster	922.55	79.66	4
p.(temp).l() + cluster	932.19	89.3	4
p().l() + cluster	949.94	107.05	3
p().l()	971.59	128.7	2

Tableau 5: 7 premiers modèle issus de la fonction stan_pcount et classés selon le critère d'Akaike.

Cet effet ne permet pas en l'état du travail d'analyse réalisé de ré-estimer les abondances. Il met cependant en avant un fait relatif à l'hétérogénéité spatiale de la distribution.



Illustration 5: Busard cendré femelle © JY Bartrolich.

5 Discussion

5.1 Sur l'estimation des effectifs :

L'estimation des effectifs surprend à plusieurs égards : premièrement, la population connue, c'est à dire dans les carrés ayant préalablement fait mention de l'observation de couples reproducteurs, serait particulièrement faible en termes d'effectifs (236 couples cantonnés, avec un IC à 95% de [154-361]), bien en deçà des estimations antérieures (cf. 2.2), mais cependant en phase avec les ressentis empiriques des structures naturalistes.

Deuxièmement, une part importante de la population est présente dans les carrés tirés aléatoirement. Elle représente plus du tiers de la population totale en Occitanie (159 couples cantonnés avec un IC à 95% de [99-255]). Du point de vue de l'écologie de l'espèce, cette situation traduit des occurrences assez fréquentes de couples isolés ou de micro-colonies dans des carrés jusqu'alors considérés comme non-occupés.

Les estimations produites pour les deux strates font valoir des ratio de 2.3 et 2.6 environ entre les limites inférieures et supérieures des intervalles de confiance. Ce ratio pourrait théoriquement être moindre – de l'ordre de 2 – et faire valoir par là une meilleure qualité d'estimation ; de fait, il indique une grande variabilité des contacts dans l'aire de prospection, que conforte le grand nombre de carrés échantillonnés. Ce ratio est également une mesure incidente de la rareté de l'espèce et/ou des comportements recherchés. Ainsi, si l'on considère comme couple, non plus les seuls individus manifestant des comportements de cantonnement, mais tout oiseaux adultes présents en nombre supérieur ou égal à 2 au sein d'un carré lors d'un passage, les estimations d'abondance changent, et les intervalles de confiance se précisent, avec un ratio de 2 entre les limites supérieures et inférieures. Ainsi, pour la strate correspondant à la mention antérieure d'indices de reproduction de l'espèce, on obtient une abondance moyenne de 1.52 couples avec un IC à 95% de [1.12-2.05]. Pour la strate issue d'un tirage aléatoire dans les carrés favorables sans mention antérieure de reproduction de l'espèce, on obtient une abondance moyenne de l'espèce de 0.363 couples avec un IC à 95% de [0.27-0.488].

L'extrapolation à l'ensemble de la zone d'étude donnerait alors 292 couples [IC 95% : 215-394] dans les secteurs de reproduction connus, auquel il faudrait ajouter 247 couples [IC 95%: 184-332] dans les secteurs de reproduction non mentionnés auparavant. Il convient bien évidemment de ne pas considérer ces résultats au delà de la démonstration visée ici.

5.2 Sur la répartition spatiale

La réalisation des prospections n'a pas dévoilé une répartition de l'espèce globalement différente de celle préalablement connue. Ni la probabilité d'occupation, ni l'abondance ne varient significativement selon la latitude, ou la longitude.

L'effet cluster mesuré montre cependant une répartition spatiale particulière, par l'existence au sein de l'aire d'étude d'abondances différentes selon les entités géographiques (ici réduites aux sous-préfectures).

Les habitats n'ont pas été considérés dans l'analyse ; il conviendrait éventuellement de tester l'effet de cette variable environnementale sur l'occupation et l'abondance de l'espèce et en particulier sur la taille des « colonies » en fonction de la superficie d'habitats favorables.

5.2.1 Disponibilité et occupation des habitats

La disponibilité des habitats ne semble pas être partout un facteur limitant. La présence de landes âgées demeure certes un critère semble-t-il prépondérant pour les populations septentrionales (Causses, Cévennes, Montagne noire) mais la majorité de la population étudiée occupe les massifs de garrigues de plaine et du piémont où ces espaces demeurent largement représentés. Le Busard cendré semble se suffire parfois de garrigues de faible superficie, parfois dégradées (mitage urbain, artificialisation). De larges pans de garrigues au faciès à priori favorables sont aujourd'hui désertés par l'espèce, ou n'abritent que des couples isolés. Ces diverses situations, associées aux capacités de déplacement de l'oiseau, laissent présumer que l'habitat n'est pas la raison première de présence de l'espèce. Cependant la structure de ces landes et garrigues (hauteur et densité de végétation arbustive par exemple) pourrait avoir une importance non négligeable sur la taille des colonies. La fermeture des milieux peut être un facteur limitant avec un effet d'autant plus fort que les unités d'habitats favorables sont de faible superficie, ou morcelées.

5.3 Sur la méthodologie suivie

La détermination des comportements observés est particulièrement importante pour l'analyse qui en découle. Les données recueillies ont été compilées et les observations d'oiseaux ont été discriminées selon qu'elles relèvent de comportement de cantonnement ou non. Les abondances calculées ci-avant le sont sur des effectifs aux comportements de cantonnement manifestes ; n'ont pas été retenus comme couple deux oiseaux de sexes différents observés lors d'un même passage, mais sans comportement particuliers. Si cette occurrence est retenue, contredisant par là l'objectif recherché à savoir, les comportements manifestes de cantonnement, les probabilités de détection ne varient pas, mais les estimations d'abondance augmentent logiquement (cf. 5.1). Il convient donc de bien circonscrire les données recueillies à l'objectif de l'étude, au risque de ne pas y répondre.

De même, si l'effet de la stratification ressort en premier lieu dans l'analyse, il n'en demeure que seulement 38% des carrés occupés les 5 dernières années témoignent de couples cantonnés en 2021, dont l'extrapolation en terme de nombre de couples est inférieure au nombre total de carrés de cette strate. A moins de n'y voir qu'une diminution démographique particulièrement critique (-62% de carrés abritant au moins un couple cantonné en 5 ans), le renseignement des observations au sein des diverses bases de données – et leur lecture – peuvent sans doute gagner en précisions pour cette espèce, considérant particulièrement sa propension à avoir des domaines vitaux particulièrement grands, sa facilité générale d'observation, et l'existence d'une part non négligeable d'individus adultes non-reproducteurs (mesuré précédemment pour les populations agricoles, Millon & Bretagnolle, 2004). Dans le même temps, il convient d'apprécier la qualité des données au prisme de leur origine, ces dernières étant issues pour bonne partie du champ des sciences dites participatives. Dès lors, l'exigence de précision ne peut être la même que celle attendue pour les données issues de suivis protocolés. Il convient donc de souligner l'importance majeure de ces données, nombreuses et relativement bien réparties spatialement, dans la construction d'un cadre méthodologique ambitieux, et sans qu'elles puissent se substituer à ce dernier.

L'effet de la date sur la détection suggère que la période de prospection puisse être rapprochée à la seconde quinzaine d'avril, voire dès la seconde semaine, afin d'optimiser la détection. Cependant, l'amplitude géographique et la répartition hétérogène des populations (confortées par l'effet cluster également significatif) corrélées à un échelonnement des prospections selon la situation géographique pourrait également interférer sur cet effet date.

L'effet de la température montre également une diminution de la probabilité de détection avec l'augmentation de la température, et bien que cet effet semble modéré, cette variable est probablement corrélée à la date. Si on la considère indépendamment, il pourrait être suggéré que la

détection est moindre aux heures les plus chaudes.

Un certain nombre de variables ont pu également influencer sur la probabilité de détection notamment la variable relative aux observateurs ou des variables environnementales relatives au parcours ou à la visibilité au sein des carrés prospectés ; elle n'ont pas été intégrées à l'analyse, du fait de l'absence de définition claire vis-à-vis des variables environnementales et du grand nombre d'observateurs, possiblement différents selon les passages et aux implications dans les prospections variées.

D'une manière générale, le protocole mis en œuvre a bien fonctionné. Il demeure cependant qu'en cas de répétition des prospections, une attention puisse être portée sur l'aspect synthétique des reports des observations, afin de faciliter leur saisie (par exemple, bien différencier à l'issue du passage, le nombre de couples effectivement observés des oiseaux observés isolément, ceux manifestant ou non des comportements de cantonnements). La multiplication des possibilités d'observation n'a objectivement pas été suffisamment anticipée pour être facilement analysée, amenant ensuite à un fastidieux travail de mise en forme.



Illustration 6: Site de reproduction, Nébien © la Salsepareille.

6 Perspectives

Comme les appréhensions locales, les estimations d'effectifs produites ici, en terme de couples cantonnés, doivent amener à considérer le Busard cendré comme une espèce peu fréquente à rare dans son aire de répartition méridionale. S'il n'est pas possible, par les estimations préalablement avancées à l'échelle régionale à dire d'experts, de chiffrer précisément une tendance démographique, il demeure indubitable que les effectifs attendus sont bien en deçà de ceux habituellement considérés. Les acuités particulières aux marges de son aire de répartition méridionale soulignent une tendance au déclin depuis plusieurs années, notamment par les suivis réalisés par le PNC dans les Cévennes, ou ceux réalisés par le GOR dans les Pyrénées Orientales. Il en est de même pour certains réalisés au cœur de l'aire de répartition méridionale, notamment sur les ZPS du Salagou ou des Hautes garrigues du Montpelliérain. Pour ces populations la chute des effectifs d'un facteur de 3 à 10 selon les estimations est particulièrement alarmant. A l'échelle nationale la perte d'effectifs est estimée à 2,2 % par an (calculé entre 2000-2002 et 2016-2017, Pontalier H. 2019).

6.1 *Suivi et reprise du protocole*

La tendance démographique pourra être précisée par la reprise du protocole suivi en 2021. Il conviendrait d'estimer le délai de cette répétition, tout comme ses modalités. La stratification des carrés pourra être ainsi à reconsidérer selon le cantonnement ou non constaté en 2021, que ce soit dans la strate relevant des mentions antérieures à 2021, ou celle relevant du tirage aléatoire. La grille d'observation se devra d'être revue afin de faciliter l'analyse des données.

6.2 *Hypothèses relatives aux causes du déclin pressenti*

Sans attendre la confirmation de la tendance démographique par la réitération du protocole, il convient de se pencher dès à présent sur la raréfaction de l'espèce dans les milieux naturels méridionaux. Plusieurs pistes sont classiquement étudiées, interrogeant la qualité des habitats, la disponibilité alimentaire, le succès reproducteur, la prédation et la mortalité sur les sites de reproduction ou en hivernage.

Ces pistes de réflexion n'ont pour l'heure pas été discutées avec l'ensemble des partenaires de l'étude. Des pistes peuvent seulement être évoquées sans présumer d'un consensus au sein du groupe constitué.

6.2.1 **Disponibilité des habitats de nidification**

Concernant les habitats de nidification, une nuance est à apporter selon les secteurs géographiques. En effet, et comme précisé plus haut (cf. 2.4, et 5.2.1), différentes pressions s'exercent selon qu'il s'agit de garrigues à chêne kermès, ou de landes à genêt. Les garrigues à chêne kermès demeurent particulièrement représentées et disponibles en plaine et sur le piémont malgré des impacts croissants du fait de l'urbanisation et l'artificialisation des milieux, par le développement des ENR notamment. Toutefois une caractérisation plus fine des habitats favorables, en terme de structure, ainsi que de l'évolution de leur superficie est à envisager. Cela est particulièrement nécessaire dans le cas des landes à genêts, bruyères ou fougères, où l'activité agricole peut compromettre le maintien de ces milieux, par l'intensification des pratiques (ouvertures répétées pour le pâturage, ou au contraire par la déprise des pratiques pastorales (fermeture des milieux). Cela est d'autant plus vrai dans les secteurs où ces milieux sont rares, et où l'occupation (ou réoccupation) pastorale peut sembler pouvoir amener à la disparition de nombreuses colonies lâches. Dans le même temps, si de

très rares couples de busard ont pu être observés sur les causses méridionaux , aucun n'a manifesté de comportements reproducteurs dans les milieux de landes à buis, formation largement majoritaire et jusqu'ici en développement (tant en superficie occupée, qu'en hauteur de végétation). La considération des habitats de nidification amène ici à plusieurs hypothèses :

- il existe une variabilité de la disponibilité des habitats de nidification au sein de l'aire de répartition méridionale ,
- la présence de milieux de garrigues à chêne kermès ne semble pas être pour l'instant un facteur limitant pour l'espèce,
- la disparition de milieux de landes est un facteur limitant pour l'espèce notamment en limite septentrionale.

Il conviendrait notamment, dans une dynamique démographique à priori négative, de bien évaluer les milieux favorables à la reproduction afin de différencier l'effet d'une rareté de milieux favorables localement et une tendance démographique globale. La poursuite de prospections aléatoires, c'est à dire en dehors des sites de reproduction connus mais arbitrairement dirigées vers des secteurs présentant des milieux favorables, peut participer à répondre à cette dernière question.

6.2.2 Disponibilité alimentaire

Concernant une espèce particulièrement mobile, et s'alimentant dans la totalité des milieux ouverts à semi-ouverts, ainsi que dans les milieux agricoles, il semble périlleux de parvenir à identifier l'effet de la ressource alimentaire sur une tendance démographique. Si cet aspect a pu être abordé et considéré comme significatif en contexte agricole (Salamolard, 2000), la diversité des proies (micro-mammifères mais également insectes et passereaux)– du fait de la grande variété des milieux prospectés – permettrait à priori ici d'assurer une disponibilité alimentaire plus stable (Limiñana, 2012).

De plus, sans outil permettant d'estimer la disponibilité alimentaire *in situ* (du fait de la taille des domaines vitaux et de la variété des milieux parcourus), cette dernière ne pourra l'être qu'au travers de protocoles spécifiques : suivis des apports de proies sur plusieurs sites, étude des restes de proies, analyse des isotopes stables...

6.2.3 Succès reproducteur

Le succès reproducteur est mieux connu chez cette espèce, dans les secteurs agricoles où la protection des nichées vis-à-vis des activités agricoles implique une attention particulière pour la mise en défens. C'est également le cas, plus ponctuellement, dans l'aire de répartition méridionale de l'espèce, pour les quelques couples nichant en milieu agricole, mais également pour certains nichant en milieux naturels (PNC, LPO34, enquête Cogard en 2008). Les justifications de suivi sont ici diverses, relevant d'enquêtes ponctuelles (Cogard, 2008, LPO34, 2017) ou annuelles (PNC), relevant de données incidentes au baguage des oiseaux (Bourrioux 2017), ou de suivis personnels. La réalisation de suivis réguliers, à l'image de ceux réalisés dans le PNC, sur un échantillon diversifié des couples connus permettrait d'évaluer le succès reproducteur, par la définition d'une méthodologie commune. La taille de l'échantillon à suivre, comme les modalités de mise en œuvre seront à définir.

6.2.4 Prédation et mortalité

La prédation évoquée chez cette espèce concerne très largement la prédation sur les nichées (rares prédateurs d'adultes et sans doute anecdotiques). Néanmoins, c'est la cause la plus citée lorsque est

évoquée la raréfaction de l'espèce, principalement du fait de l'augmentation des populations de sangliers. De nombreuses études en font cas (Maigre, 2009), et quelques publications récentes dont Crespo J. (2021). Sans revenir sur la démonstration de ce dernier travail, il est particulièrement intéressant de noter que les conclusions, si elles impliquent de nouveau un impact des populations de sangliers sur la survie des nichées, montrent surtout un déplacement des populations des zones lacustres vers les garrigues à chênes kermès denses où la prédation se ferait moindre. Si ces appréhensions ne se contredisent pas, il convient de remarquer que l'implication du sanglier dans la prédation de nichées n'est pas clairement quantifiée, et que les conclusions diffèrent quant à la qualité des habitats et l'exposition au risque de prédation. La détermination des causes de prédation pourrait être particulièrement investie d'un point de vue de l'impact sur les nichées, des caractéristiques environnementales et des espèces prédatrices impliquées, afin de déterminer d'éventuelles mesures de gestion.

La mortalité adulte est par contre connue, pour une cause bien particulière, en partie documentée mais sans avoir fait l'objet de synthèses dédiées à ce jour. En effet si les mortalités anthropiques « traditionnelles » - percussion, électrocution, ou braconnage – ne sont pas plus déterminantes que pour d'autres espèces de rapaces (voire moindre pour le braconnage puisqu'absente en période de chasse), la collision d'adultes avec les éoliennes est localement la cause de mortalité la plus importante chez le Busard cendré. Cela s'explique de manière assez évidente du fait de l'implantation de parcs éoliens au sein de massifs de garrigues occupés par l'espèce, et de ses comportements de vol. Il est intéressant de noter que seuls les parcs du Causse d'Aumelas rapportent des cas de mortalité de cette espèce tout comme d'une autre espèce patrimoniale (Faucon crécerellette). Ils font l'objet depuis 2010 de suivi réguliers, à la différence d'autres parcs pourtant insérés dans les domaines vitaux de colonies de Busards cendrés (Corbières, Oupia ou encore Dio et Valcquières, entre autres exemples et où la fréquence des suivis est bien moindre). En ce qui concerne les parcs éoliens d'Aumelas le nombre total de Busard cendré découverts morts entre 2009 et 2021 est de 22 individus, essentiellement mâles adultes en période de reproduction, (chiffres issus des déclarations d'incidents). Il convient ici de considérer la détectabilité des cadavres (concernant le Faucon crécerellette, cette variable amène à multiplier par 3 le nombre d'individus effectivement tués quelque soit la méthode corrective utilisée, Duriez et al 2017) ainsi que l'effet induit sur le succès reproducteur. Sachant à la fois la taille de la colonie sur ce massif et la relative stabilité des effectifs sur cette période, la question de l'effet « puit » de ce site éolien et de son effet sur la situation démographique de la population méridionale de l'espèce se doit d'être envisagée ; cette attention pourrait être apportée pour toutes les colonies situées à proximité de parcs éoliens.

7 Conclusion

L'étude conduite en 2021 a permis, en rassemblant l'ensemble des acteurs naturalistes concernés en Occitanie, de réaliser un échantillonnage ambitieux des secteurs potentiellement occupé par le Busard cendré en milieux naturels. **Le dénombrement des couples cantonnés, et des individus manifestant des comportements de cantonnement, permet d'avancer une estimation d'effectif de 395 couples (IC à 95% [253-616]).**

Cette estimation relève d'effectif particulièrement bas au regard des précédentes estimations à dire d'expert. Sans pouvoir quantifier précisément une tendance démographique (du fait de l'absence de protocole d'échantillonnage antérieur), la situation reflète particulièrement les ressentis locaux relatant une rarefaction de l'espèce. **Il convient de considérer ces chiffres comme l'estimation des couples cantonnés en milieux naturels en Occitanie. L'ajout des populations nichant en milieux agricole, aujourd'hui bien suivies, permet une estimation globale de l'espèce en Occitanie, tous milieux confondus.**

L'existence d'un protocole d'échantillonnage et d'un cadre d'analyse permettent d'envisager à moyen terme la répétition de prospections afin de pouvoir quantifier la tendance démographique fortement pressentie.

Toutefois, au regard de la situation de l'espèce, il convient d'explorer dès à présent les différentes modalités permettant d'expliquer ce déclin démographique. Si le cadre de réalisation de ces explorations n'est pas défini, il peut déjà être décliné différentes pistes relevant notamment des habitats, de la disponibilité alimentaire, du succès reproducteur, de la prédation et des causes de mortalité. L'ensemble de ces thématiques implique des approches par des techniques diverses, mobilisant naturalistes, scientifiques et gestionnaires. Le présent document vise également à poursuivre les échanges entre les partenaires autour de cette espèce et des thématiques de réflexion suggérées plus haut.

8 Bibliographie

- Arroyo, B., Molina, B. y Del Moral, J. C. (2019). El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población reproductora en 2017 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Arroyo, B., García, J. T., & Bretagnolle, V. (2002). Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation*, 5(4), 283-290. <https://doi.org/10.1017/S1367943002004031>
- Arroyo, B., García, J. T., & Bretagnolle, V. (2004). *Circus pygargus* Montagu's harrier. BWP Update, 6, 41-55.
- Arroyo, B., Pinilla, A., Mougeot, F., & Crystal, F. (s. d.). (2008) Estudio de la ecología poblacional del aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) en extremadura. 52. http://extremambiente.juntaex.es/files/interreg/faunatrans/estudios_mejoras/estudio%20ecologia%20aguilucho%20cenizo.pdf
- Arroyo B., (2019) El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España.pdf. (s. d.). Consulté 19 novembre 2021, à l'adresse <https://www.seo.org/boletin/seguimiento/censos/46%20aguiluchos/pdf/SEO%2046%20Aguiluchos%20LR.pdf>
- BirdLife International. (2015). European Red List of Birds 2015. 10.
- BirdLife International.(2004).Birds in the European Union: a status assessment. http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/erlob/BOCC_birds_in_the_eu.pDf
- Duriez O., & al (2017). Impact des mortalités additionnelles induites par les collisions avec les éoliennes pour la viabilité des populations de Faucons crécerellette
- Bretagne Vivante Ornithologie (2016). Recensement des populations nicheuses d'espèces de la liste rouge régionale.
- Bourrioux J., & al., (2017). Bilan de dix ans de marquage des jeunes Busards cendré *Circus pygargus* en France.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. (2002). Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York. <http://dx.doi.org/10.1007/b97636>
- CoGard (2008). Bilan du baguage de Busard cendré dans le Gard en 2008
- CoGard (2019). Atlas des oiseaux du Gard 2009-2017, ouvrage collectif.
- Courmont L., & al., (2007). Bilan des connaissances sur la population nicheuse de Busard cendré *Circus Pygargus* dans les Pyrénéens-Orientales. In Bulletin Méridionalis, Revue de l'union d'associations naturalistes du Languedoc-Roussillon.
- Crespo, J., Jiménez, J., Martínez–Abraín, A., (2021). Increasing wild boar density explains the decline of a Montagu's harrier population on a protected coastal wetland. *Animal Biodiversity and Conservation*, 44.2: 229–239, DOI: <https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0229>
- DIREN (2008). Référentiel Régional concernant les espèces d'oiseaux inscrites à l'annexe I de la Directive « oiseaux »
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Gillis H., (2011). Changement global et dynamique de selection d'habi.pdf. (s. d.).

- <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00660268/document>
- Hameau, O., & Vaton, G. (2019). Etude d'une population de Pie-grièche méridionale dans les agrosystèmes de l'étage supra-méditerranéen (Monts de Vaucluse et Montagne de Lure). 16.
- IUCN, & DEF. (s. d.).(2020). Premier dénombrement national des rapaces rupicoles diurnes du Maroc Résultats 2019.
- Królikowska, N., Krupiński, D., & Kuczyński L., (2018). Combining data from multiple sources to design a raptor census—The first national survey of the Montagu's Harrier *Circus pygargus* in Poland. *Bird Conservation International*, 28, 350-362. <https://doi.org/10.1017/S0959270917000235>
- Limiñana & al. (2006). Vegetation height selection in Montagu's Harriers .pdf. (s. d.). C <https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/3048/1/Limi%c3%blana%20et%20al,%202006%20Ardea.pdf>
- Limiñana, R., Soutullo, Á., Urios, V., & Surroca, M. (2006). Vegetation height selection in Montagu's Harriers *Circus pygargus* breeding in a natural habitat. 5.
- Limiñana, Ruben & Javaloyes, Tamara & Urios, Vicente. (2012). Diet of the Montagu's Harrier *Circus pygargus* nesting in natural habitat in Eastern Spain. *Ornis Fennica*. 89.
- LPO34 (2017). Mise à jour des connaissances sur le Busard cendré (*Circus pygargus*) et identification des facteurs de risques pour l'espèce au sein du site Natura 2000 « ZPS Garrigues de la Moure et d'Aumelas » FR9112037
- Maigre,P., (2009). Ecologie du Busard cendré : *Circus pygargus* en milieu Méditerranéen : Premiers résultats. In *Gestion conservation des rapaces méditerranées : Retours d'expériences* Bourgeois et al.
- Millon, A., & Bretagnolle, V. (2004). Les populations de rapaces nicheuses en France: analyse des résultats de l'enquête 2000. In: JM THIOLLAY & V. BRETAGNOLLE (sous la direction de). *Rapaces nicheurs de France, distribution, effectifs et conservation*. La Bibliothèque du Naturaliste, Delachaux et Niestlé, Paris, x.
- Millon A., (2004). Ecology and conservation of Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in France, Europe and worldwide.
- Millon A., (2006). Influence de la variation cyclique des proies sur un prédateur : approches individuelle et populationnelle du système Busard cendré
- MNHN & OFB. (2003-2021). Fiche de *Circus pygargus* (Linnaeus, 1758). Inventaire national du patrimoine naturel (INPN).
- Nature Midi-Pyrénées et al. (2012). Busard cendré. <http://www.naturemp.org/Busard-cendre.html>
- Pandolfi, M., & D'Astore, P. R. P. (1992). Aggressive behaviour in Montagu's harrier (*Circus pygargus*) during the breeding season. *Bolletino Di Zoologia*, 59(1), 57-61. <https://doi.org/10.1080/11250009209386648>
- Pontalier H., (2019). Suivi des populations nicheuses de rapaces de France Bilan 2014 à 2018. (s. d.). <https://cdnfiles1.biolovision.net/www.faune-france.org/userfiles/FauneFrance/FFAltasEnqutes/BILANRAPACESV11BD.pdf>
- Quezel, P., (1979). La région méditerranéenne française et ses essences forestières. Signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen. 12.
- R Development Core Team (2009). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R

Foundation for Statistical Computing, Vienna.
<http://www.R-project.org>

Rougeron A., (2012). Marquage du busard cendré, Rappel des objectifs et lers résultats.

Royle, J.A., (2004). N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts

Royle J.A., & Dorazio R.M., (2008). Hierarchical modeling and inference in ecology, The analysis of data from populations, métapopulation and communities

Salamolard M., & al, (2000). Responses of an avian prédateur to variations in preydensity at a temperate latitude.

Wiacek J., (2004). Sky-dancing as an Honest Criterion of Mate Choice in Montagu's Harrier *Circus pygargus*.

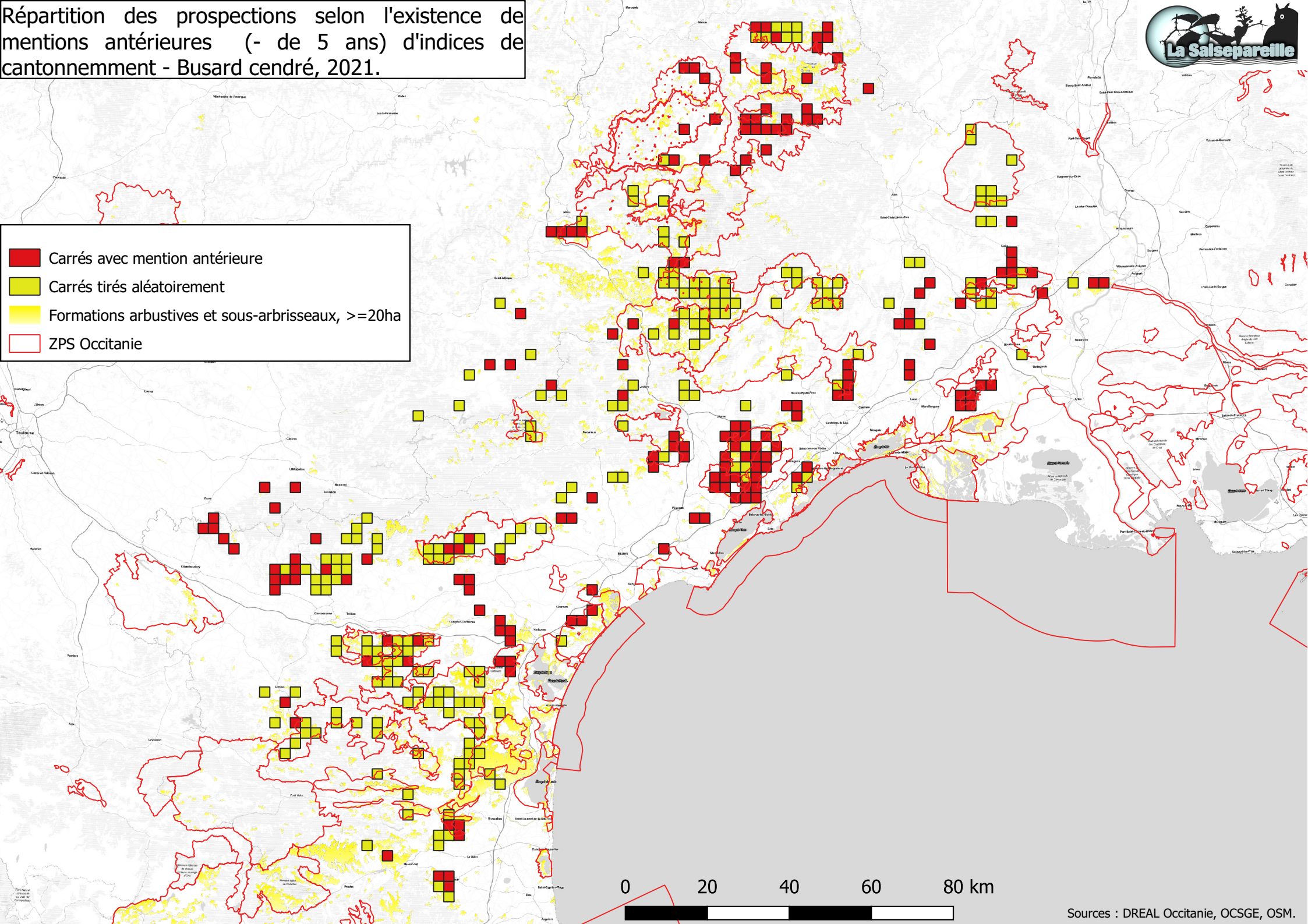
Wiacek J., (2006). Pair formation in the Montagu's Harrier.

9 Annexes

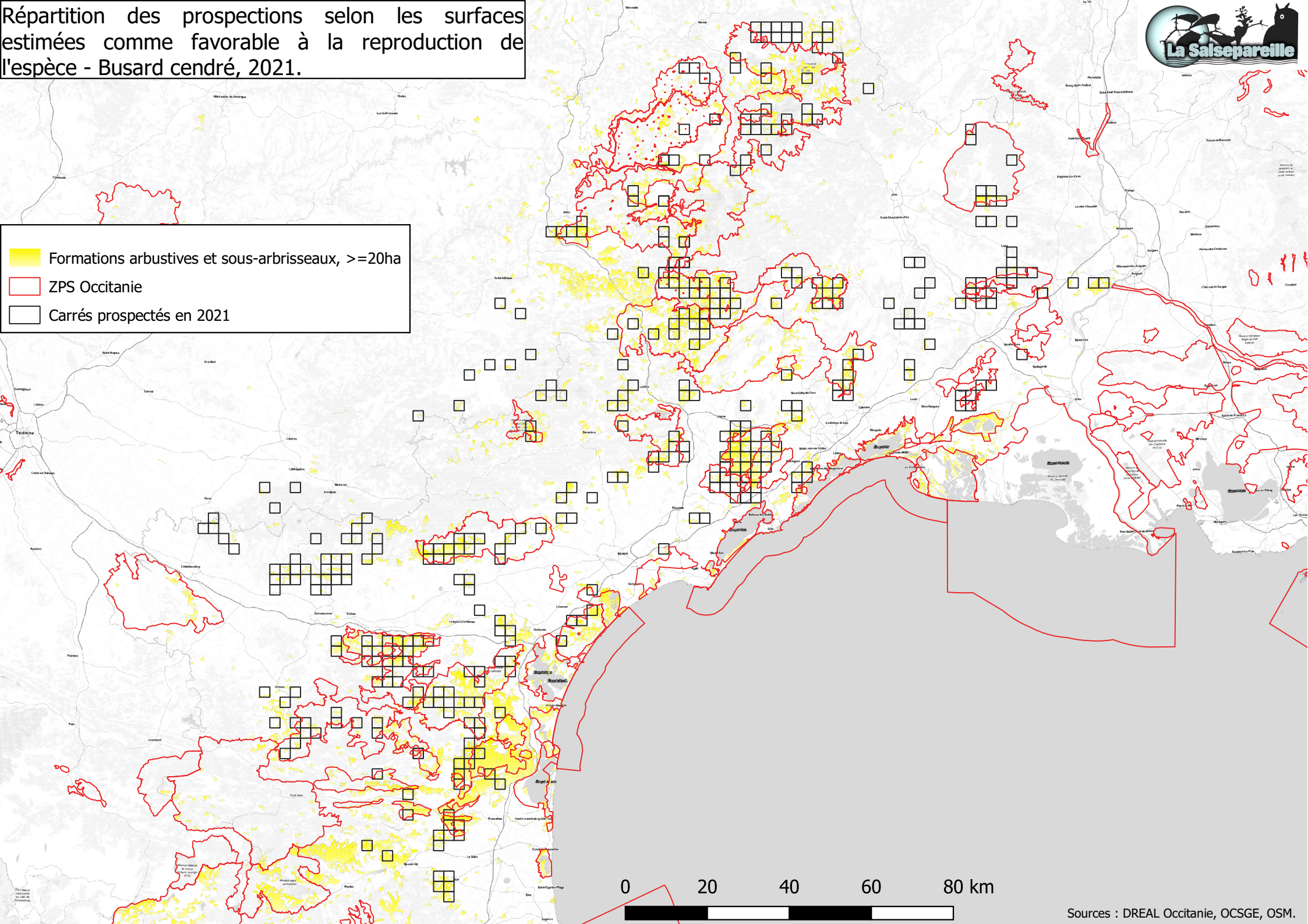
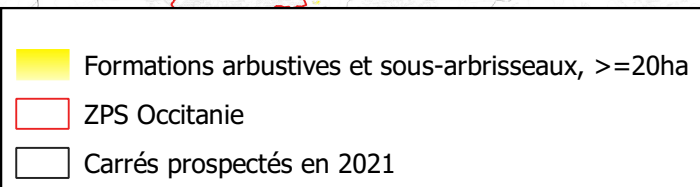
Répartition des prospections selon l'existence de mentions antérieures (- de 5 ans) d'indices de cantonnement - Busard cendré, 2021.



- Carrés avec mention antérieure
- Carrés tirés aléatoirement
- Formations arbustives et sous-arbrisseaux, ≥ 20 ha
- ZPS Occitanie



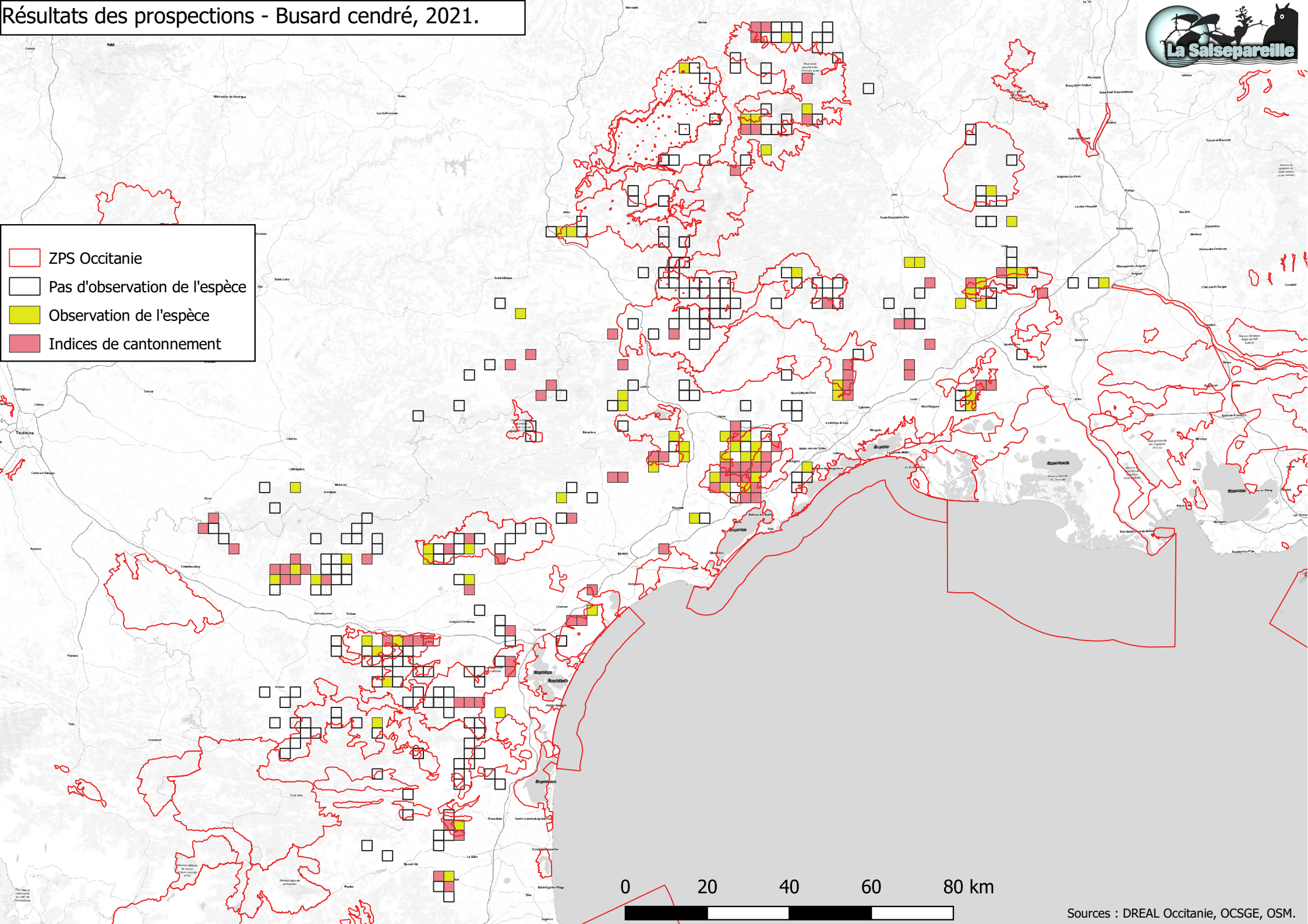
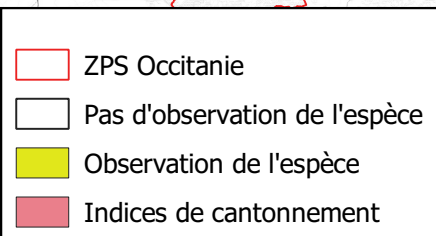
Répartition des prospections selon les surfaces estimées comme favorable à la reproduction de l'espèce - Busard cendré, 2021.



0 20 40 60 80 km

Sources : DREAL Occitanie, OCSGE, OSM.

Résultats des prospections - Busard cendré, 2021.



Comparaison des indices de cantonnement notés en 2021
avec les mentions antérieures de cantonnement. Busard
cendré, 2021.

