

Site Natura 2000 « Bassée et plaines adjacentes »

ESTIMATION DES EFFECTIFS DE BUSARDS ET OEDICNEMES

Octobre 2015

G. Astruc – A. Besnard



Busard St Martin - © S.Mahuzier



Busard des roseaux © J.Fouage



Busard cendré © S.Mahuzier



Oedicnème criard © G. Baudoin



École Pratique
des Hautes Études



Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie
d'Île-de-France

Estimation des effectifs de busards et Œdicnèmes sur le site FR1112002 « Bassée et Plaines adjacentes »

Introduction

Dans le cadre du document d'objectifs du site Natura 2000 « Bassée et plaines adjacentes », la DRIEE Ile de France a commandé une étude visant à estimer les effectifs des trois espèces de busards présents sur la zone, à savoir le Busard cendré (*Circus pygargus*), le Busard St Martin (*Circus cyaneus*) et le Busard des roseaux (*Circus aeruginosus*), ainsi que l'effectif de l'Œdicnème criard (*Burhinus oedicnemus*). Le présent rapport a pour but d'analyser les données collectées sur le terrain dans le cadre de cette étude qui s'est basée sur 170 points d'observation répartis sur cinq secteurs et pour lesquels deux passages de comptages ont été effectués. Le protocole proposé se devait d'être standardisé afin de pouvoir être comparable et répétable dans le temps et dans l'espace. Le protocole mis en place permet d'utiliser des méthodes d'analyses qui ont l'avantage, en comparaison avec les Indices Ponctuels d'Abondance classiques, d'estimer la probabilité de détection des individus et donc leur abondance réelle.

Estimation des effectifs de busards (Busard cendré, Busard des roseaux et Busard St Martin)

Protocole

Choix des circuits de points d'écoute

Sur chaque secteur, des circuits constitués de 10 points d'écoute, espacés chacun de 500m du suivant, ont été répartis de manière homogène sur les cinq secteurs ciblés (figure 1). Dans un second temps, un tirage aléatoire de points sur chaque zone a été réalisé, définissant ainsi les circuits réellement prospectés.

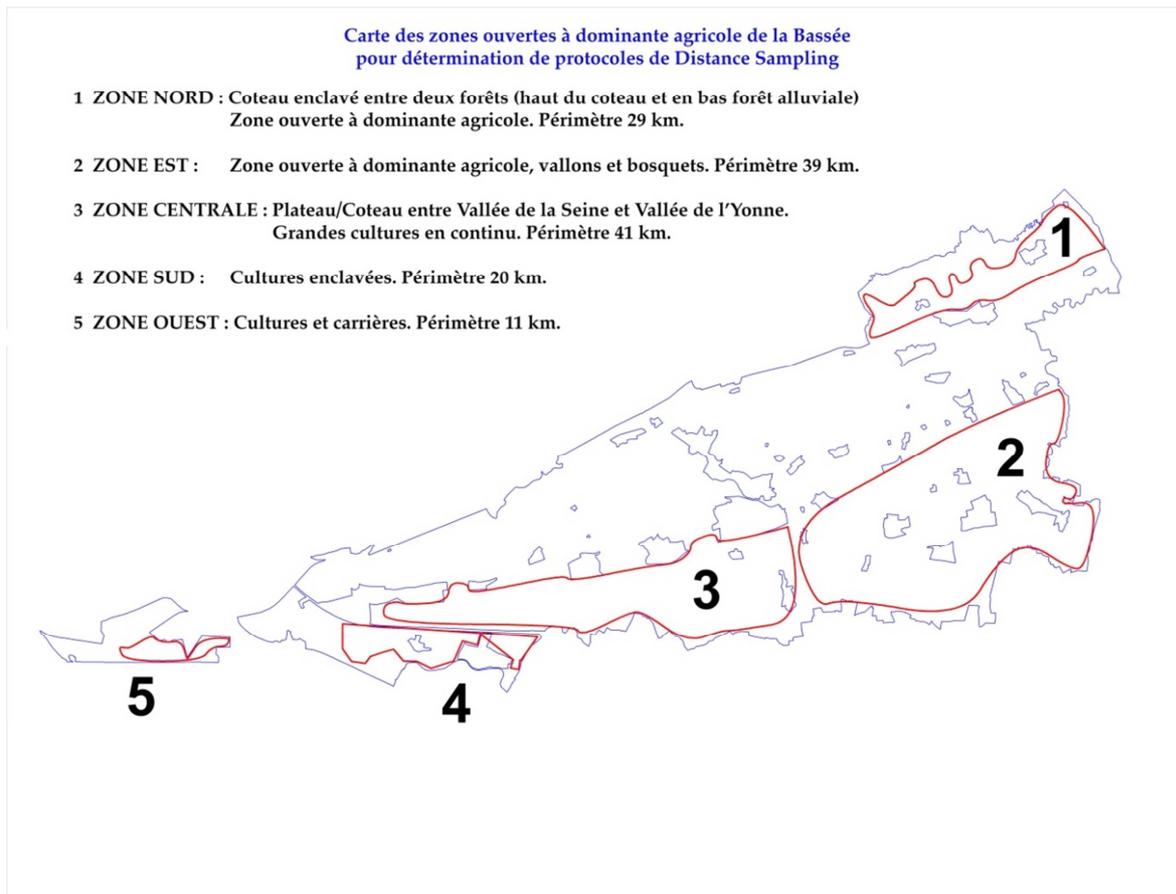


Figure 1. Répartition des secteurs prospectés dans le cadre du suivi des busards sur le site Natura 2000 « Bassée et plaines adjacentes »

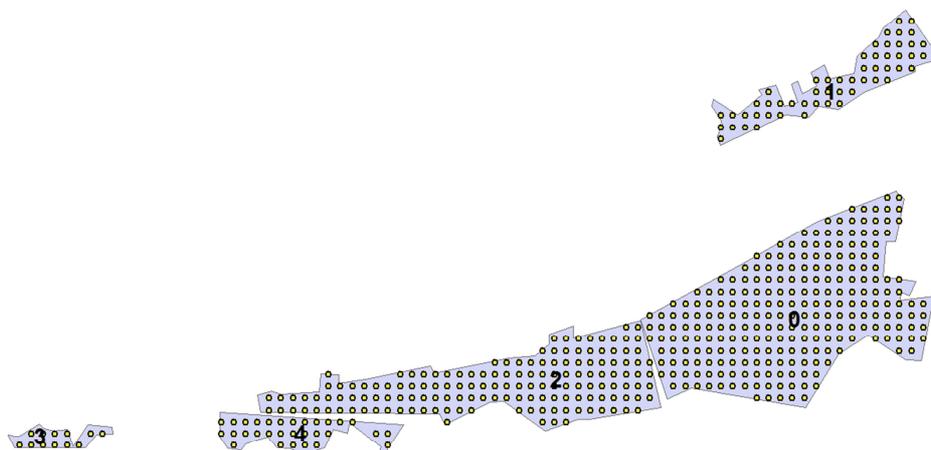


Figure 2. Echantillonnage réalisé dans le cadre du suivi des busards sur le site Natura 2000 « Bassée et plaines adjacentes »

Trois secteurs ont été étudiés en 2014, sur le secteur 1, trois circuits de 10 points chacun ont été réalisés. Sur le secteur 2, 14 circuits ont été définis, et sur le secteur 5, un circuit de 10 points. En 2015, deux zones supplémentaires ont été étudiées, la zone 3 regroupant 10 circuits de 10 points et la zone 4 avec deux circuits. Chaque circuit a fait l'objet de deux passages au cours de la même saison, le premier entre mi-avril et fin-mai, et le second entre mi-mai et mi-juin (figure 2).

Pour l'observation des busards, le protocole était basé sur un temps d'observation de 10 minutes sur chaque point. Les distances d'observation des oiseaux ont été déterminées grâce à l'utilisation d'un télémètre et notées au mètre près. La distance notée est la distance radiale reportée au sol entre l'animal et l'observateur.

Méthodes - Distance-sampling (Buckland et al. 2001)

Les données des trois espèces de busards ont été analysées par la méthode de *Distance sampling*, qui consiste sur chaque point de comptage à relever la distance entre l'observateur et les oiseaux détectés (Buckland et Anderson 2002 ; Buckland et al. 2005). Il est assez intuitif que plus la distance augmente, plus la détectabilité des individus d'une espèce donnée diminue. Ceci amène à manquer systématiquement un certain nombre d'individus pourtant présents sur la zone d'étude (Buckland et al. 2001). Cette baisse de la probabilité de détection des individus avec la distance est la première hypothèse du *Distance sampling*. Dans notre cas, cette hypothèse est sans aucun doute respectée. La deuxième hypothèse est que **tous** les individus présents à la verticale du point (donc à une distance de 0 de l'observateur) sont détectés (exhaustivité proche de l'observateur). Cette hypothèse est bien entendu respectée dans le cas des individus en vol, elle peut l'être moins pour les individus nicheurs au sol. Néanmoins, on peut partir de l'hypothèse que le caractère craintif de l'espèce la fait s'envoler à l'approche de l'observateur. Cette méthode pose aussi l'hypothèse qu'il n'y a pas de structure spatiale dans les densités qui soit corrélée à la distance à l'observateur. Il peut cependant bien y avoir de l'hétérogénéité de l'abondance dans l'espace. En effet, il n'est pas nécessaire que les individus soient distribués aléatoirement dans l'espace mais plutôt que les points d'échantillonnage soient disposés aléatoirement par rapport aux individus pour respecter cette hypothèse. Ceci est respecté par le tirage aléatoire des points d'observation réalisé pour cette étude. Cette méthode pose aussi l'hypothèse que les individus ne fuient pas ou ne sont pas attirés par l'observateur, ou que si c'est le cas, les observateurs peuvent noter la distance avant déplacement (dans le cas des envols à l'approche de l'observateur). Cette espèce étant relativement facile à détecter, on peut supposer que cette hypothèse est respectée sans difficulté. Enfin, cette méthode pose l'hypothèse que les distances sont mesurées précisément et sans biais. Cette hypothèse est plus difficilement vérifiable.

L'utilisation d'un télémètre est fortement conseillée, mais la précision de l'évaluation de la distance au sol (et donc de la distance mesurée), est fortement dépendante de l'habileté de l'observateur. Néanmoins les distances peuvent être groupées par classe dans les analyses sans que les estimations ne soient biaisées (ce que nous avons fait par la suite). De tels regroupement sont même conseillés et tendent à améliorer les intervalles de confiance (Davison et Hinkley 1997 ; Thomas *et al.* 2010). Lorsque l'on respecte ces hypothèses, il est alors possible d'estimer une fonction décrivant l'évolution de la probabilité de détection avec la distance à l'observateur. Cette fonction permet ensuite d'estimer le proportion d'individus non détectés lors des relevés de terrain et ainsi d'estimer la densité de la population, ou son abondance si la taille de la zone d'étude est connue.

Sélection de modèles

En *Distance sampling*, plusieurs modèles peuvent être ajustés aux données pour modéliser l'évolution de la probabilité de détection des individus avec la distance à l'observateur. Il existe de fait 12 modèles différents qui peuvent par ailleurs être complexifiés par l'ajout de différents polynômes. Il s'agit des fonctions « Uniform », « Half-normal », « Hazard-rate » et « Negative-exponential » qui correspondent aux formes générales des courbes théoriques comme le montre la figure 3, auxquels on peut ajouter trois extensions: « Cosine », « Simple polynomial » et « Hermite polynomial ». Il est crucial de tester un certain nombre de ces modèles, voire la totalité, de manière à déterminer lequel s'ajuste le mieux aux données. C'est le modèle qui s'ajuste le mieux aux données qui est alors retenu pour estimer les effectifs sans biais.

Afin de déterminer quel modèle s'ajuste le mieux aux données, tous les modèles possibles en *Distance sampling* ont été ajustés dans le cadre de cette étude à l'exception des modèles « Negative-exponential » qui n'ont pas été testés car nous avons considéré que pour une espèce en milieu ouvert et de grande taille, la probabilité de détection ne pouvait présenter de baisse très rapide décrites par ce type de modèle.

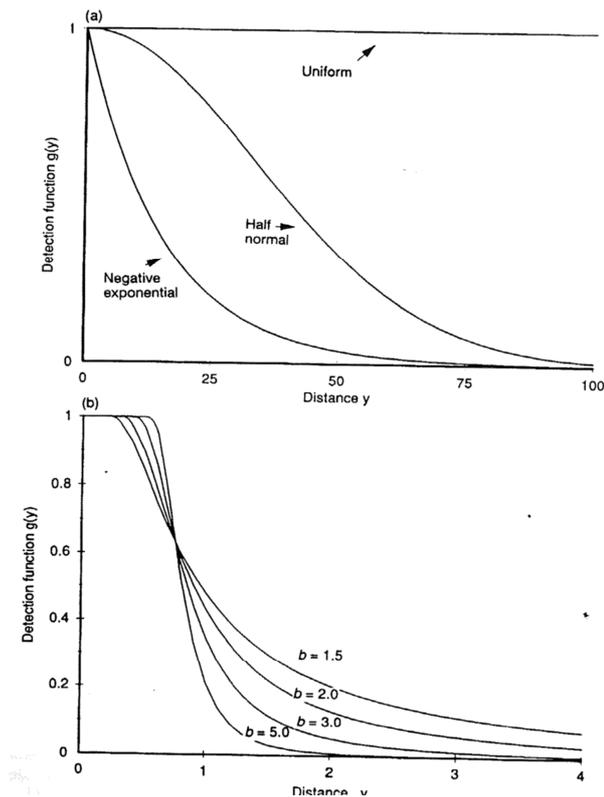


Figure 3. Fonctions et expansions couramment utilisées comme fonctions de détection dans le cadre du Distance-sampling : **(a)** Uniform, Half-normal et Negative exponential ; **(b)** Hazard rate pour quatre valeurs différentes du paramètre de forme b . (source : Buckland & al. 2001)

La pertinence relative des différents modèles pour expliquer les données peut être comparée à l'aide du critère AIC (Akaike Information Criterion). Celui-ci se calcule en tenant compte à la fois de la vraisemblance et du nombre de paramètres estimés par le modèle ($AIC = -2 \ln \text{Vraisemblance} + 2 * \text{Nombre de paramètres}$). La vraisemblance mesure l'adéquation entre un échantillon aléatoire et une loi de probabilité estimée être la plus proche de la distribution observée. Ainsi, plus la vraisemblance se rapproche de zéro, moins le modèle est ajusté. Le but est donc de maximiser cette vraisemblance. D'autre part, il faut minimiser le nombre de paramètres car plus le modèle estime de paramètres, plus celui-ci est complexe. L'AIC permet alors de trouver un compromis entre l'adéquation du modèle et sa complexité (Lebreton *et al.* 1992). Le meilleur modèle est donc celui avec le plus petit AIC. Si la différence d'AIC entre deux modèles est inférieure à 2, les deux modèles sont considérés comme équivalents et nous choisissons alors le modèle avec le moins de paramètres pour accentuer la parcimonie des résultats (Burnham and Anderson 1998) ou le modèle fournissant les estimations les plus précises.

Cependant, le fait de retenir le modèle s'ajustant le mieux aux données parmi une série de modèles ne suffit pas à certifier qu'il s'ajuste bien aux données. Pour vérifier cette hypothèse nous disposons d'outils statistiques appelés « tests d'adéquation ». En *Distance sampling*, ce sont des tests

basés sur des calculs de différences entre le nombre de données observées dans certaines classes de distances et nombre de données prédites par les estimations du modèle dans ces mêmes classes. Lorsque ces différences sont fortes cela signifie que le modèle prédit mal les données observées sur le terrain, lorsqu'au contraire ces différences sont petites cela signifie que le modèle décrit bien ces données. Ces différences entre effectifs observés et théoriques suivent une loi de chi-deux à un degré de liberté par classe de distance (Thomas *et al.* 2010) et un test de chi-deux a donc été appliqué pour vérifier l'adéquation des modèles aux données (le résultat du test est indiqué page 10).

Au vu du petit nombre de données pour chaque espèce, nous avons regroupées dans une seule analyse les observations des trois busards afin de les traiter simultanément (Marques & *al.* 2007). Ceci est justifié par le fait que nous n'attendons pas de différence de détectabilité avec la distance entre les trois espèces qui occupent les mêmes milieux et font approximativement la même taille. Si nous traitons la fonction de détection simultanément pour les trois espèces, nous estimons malgré tout des effectifs par espèce en utilisant l'espèce comme une strate sur l'abondance estimée dans les modèles.

Pour chaque individu contacté, les distances mesurées ont été représentées sous forme de classes. Plusieurs types de regroupement en classes ont ainsi été testés :

- 1) 1 seule classe de 0 à 475m,
- 2) filtre à 3 classes à intervalles réguliers (0-158m, 158-316m, 316-475m),
- 3) filtre à 4 classes à intervalles réguliers (0-118m, 118-237m, 237-356m, et 356-475m),
- 4) filtre à 5 classes à intervalles réguliers (0-95m, 95-190m, 190-285m, 285-380m et 380-475m)
- 5) filtre à 6 classes à intervalles réguliers (0-79m, 79-158m, 158-237m, 237-316m, 316-395m et 395-475m).

Les analyses en *Distance sampling* ont été réalisées sous le logiciel gratuit Distance (v6.0) (Buckland & *al.* 1993).

Résultats

Statistiques descriptives

Les sessions d'observations ont permis l'observation d'un total de 19 Busards cendrés, 9 Busards des roseaux et 54 Busards St-Martin (tableau1) sur l'ensemble des deux passages.

Tableau 1. Nombre d'observations des trois espèces de busards au cours des sessions d'observations en 2014 et 2015.

		Busard cendré	Busard des roseaux	Busard St-Martin
Zone1	Passage1	0	0	1
	Passage2	0	2	1
Zone2	Passage1	15	5	27
	Passage2	5	2	26
Zone3	Passage1	0	0	35
	Passage2	3	6	16
Zone4	Passage1	0	0	0
	Passage2	0	0	1
Zone5	Passage1	0	0	0
	Passage2	0	0	0

Tableau 2. Détection moyenne des 3 espèces de busards par passage et par zone en 2014 et 2015.

	Nb moyen de busards par point/passage
Zone1	0.07
Zone2	0.24
Zone3	0.30
Zone4	0.02
Zone5	0

Les effectifs d'oiseaux détectés ont été beaucoup plus importants sur les zones 2 et 3 que sur les zones 1, 4 et 5 (tableau 2), puisque la zone 1 ne fait état que de quatre individus observés, avec un nombre moyen de busards par point et par passage de 0.07 ; une seule observation a eu lieu sur la zone 4, contrairement à la zone 2, où près d'un quart des points sont positifs à la détection d'un Busard, alors qu'aucun animal n'a été détecté sur la plus petite zone, à savoir la zone 5. Sur la zone 2, la différence du nombre de Busards St-Martin et de Busard des roseaux observés entre le premier et le second passage est très faible et peut être liée au hasard, contrairement à la différence observée pour le Busard cendré, dont l'explication devra être discutée avec les opérateurs.

Résultats des analyses en Distance-sampling

Les résultats présentés ci-dessous sont ceux obtenus avec le regroupement en cinq classes d'intervalles réguliers de 95m (classe1 : 0-95m ; classe2 : 95-190 ; classe3 : 190-285 ; classe4 : 285-380 ; classe5 : 380-475).

Le meilleur modèle choisit selon l'AIC et dont le test d'ajustement montre une bonne adéquation du modèle aux données est le modèle Half-normal Cosine (tableau 3). Concernant l'AIC, ce modèle a un delta AIC inférieur à deux au meilleur modèle, donc peut-être considéré comme équivalent. Le test d'ajustement est non significatif (chi-deux=1.58, dl=2, p= 0.45) et la courbe de la probabilité de détection pour la première classe représentée sur la figure 3 ci-dessous semble un peu mieux ajustée aux données que pour les autres modèles. Par ailleurs les meilleurs modèles (Hazard rate) fournissent des estimations extrêmement imprécises et de ce fait inutilisables.

Tableau 3. Résultats de l'analyse du suivi sous Distance du jeu de données busards issus des prospections en plaine de la Bassée en 2014 et 2015.

	Nombre de paramètres	AIC	Delta AIC	Densité	Borne inf. Intervalle de confiance	Borne sup. Intervalle de confiance	Coefficient de variation
Hazard-rate Cosine	2	434.52		0.018	0.003	0.100	1.042
Hazard-rate simple polynomial	2	434.52	0	0.018	0.003	0.100	1.042
Hazard-rate hermite polynomial	2	434.52	0	0.018	0.003	0.100	1.042
Half-normal Cosine	2	435.91	1.39	0.010	0.007	0.015	0.211
Uniform Cosine	3	437.81	3.29	0.010	0.007	0.015	0.212
Half-normal simple polynomial	3	438.45	3.93	0.009	0.006	0.014	0.205
Uniform simple polynomial	3	440.22	5.7	0.008	0.005	0.012	0.197
Half-normal hermite polynomial	1	443.74	9.22	0.006	0.004	0.008	0.155
Uniform hermite polynomial	2	445.42	10.90	0.005	0.004	0.007	0.168

Le meilleur modèle (Half-normal Cosine) en gras estime une densité de busards (quelle que soit l'espèce) de 0.01 individus/hectare, avec un intervalle de confiance à 95% de [0.007-0.015]. On parle d'intervalle de confiance lorsque l'on donne un intervalle qui contient, avec un certain degré de confiance, la valeur à estimer. Le degré de confiance est en principe exprimé sous la forme d'une probabilité. Par exemple, on dit souvent qu'un intervalle de confiance à 95% (ou au seuil de risque de 5%) a une probabilité égale à 0,95 de contenir la valeur du paramètre que l'on cherche à estimer. Dans notre cas, on a 5% de chance de se tromper en disant que la densité de busards dans l'ensemble de la zone étudiée est comprise entre une densité de 0.007 ind/ha et 0.015 ind./ha.

Le coefficient de variation est relativement fort (21%). Ce coefficient mesure la dispersion d'une série de valeurs autour de leur moyenne.

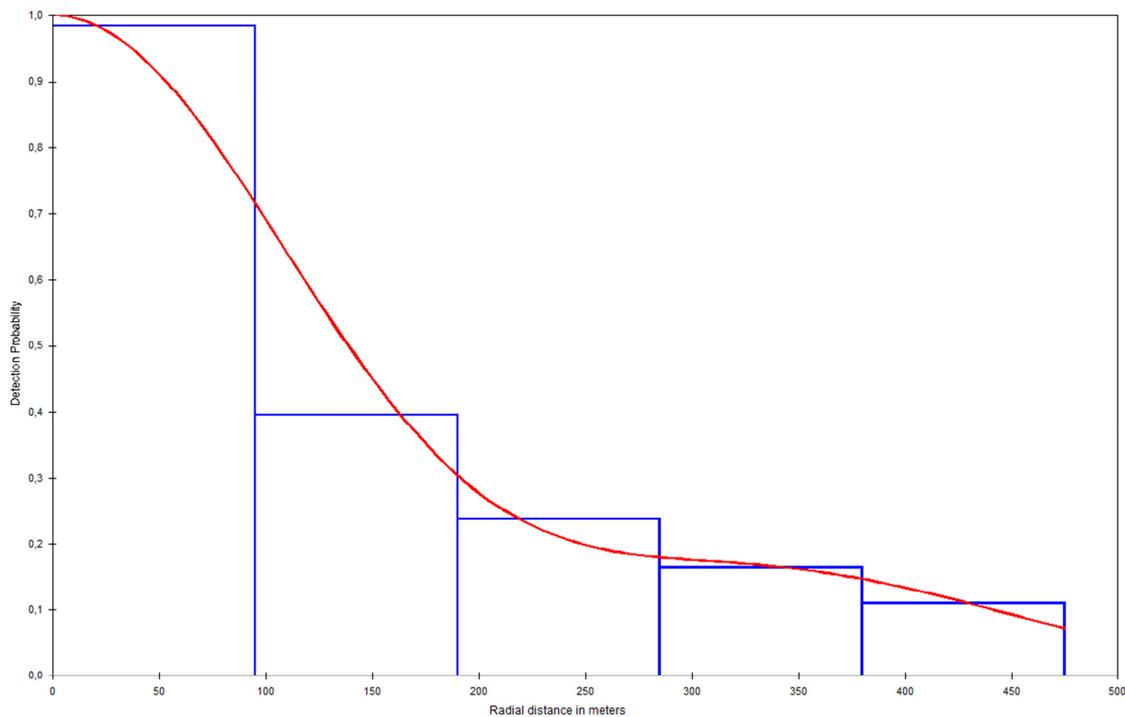


Figure 4. Modélisation de la fonction de détection sous Distance des données avec le filtre à 5 classes.

Ce modèle à cinq classes de distance d'observation donne une estimation des effectifs de l'ensemble de la zone d'étude de :

- **Busard cendré : 20 individus avec un intervalle de confiance à 95% de [10-40]**
- **Busard des roseaux : 13 avec un intervalle de confiance à 95% de [7-24]**
- **Busard St-Martin : 90 avec un intervalle de confiance à 95% de [59-137]**

Les chiffres correspondants aux intervalles de confiance veulent dire que l'on a 5% de chance de se tromper en disant que l'effectif de Busards cendrés dans la zone est compris entre 10 et 40 individus.

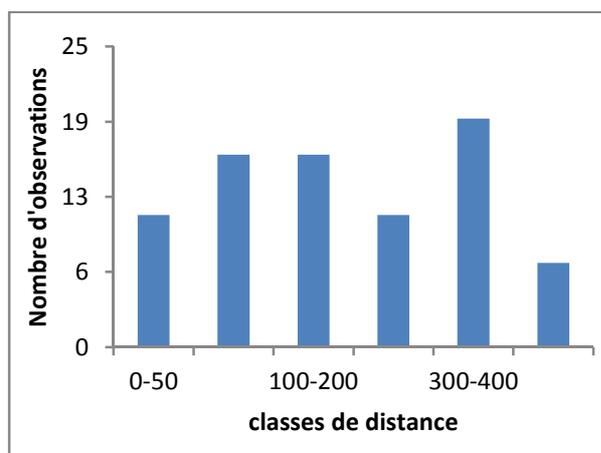
Ces estimations, en comparaison avec les données brutes, montrent que lors d'un comptage sur le terrain, environ un individu sur deux dans la zone d'étude est raté, ce qui semble être une valeur cohérente pour de telles espèces. A noter que de ce fait, les estimations du nombre d'individus sont proches de celle du nombre total d'individu comptés sur les deux passages. Mais il est important de noter que dans les oiseaux détectés, certains ont sans aucun doute été détectés lors des deux

passages, alors que certains peuvent avoir été systématiquement ratés (on peut estimer cette proportion d'individus manqués au cours des deux passages successifs à 25%, car il s'agit de multiplier la probabilité de détection des deux passages, soit 50% pour le premier passage * 50% pour le second).

Problèmes rencontrés

Le protocole mis en place en 2014 et 2015 pour les estimations d'effectif de busards semble adapté en termes de méthodologie sur le terrain et fournit les résultats attendus pour une telle étude en *Distance sampling* (notamment assez de données pour que les estimations soient relativement précises). Néanmoins, il faut pour ce type de protocole maintenir un degré élevé de rigueur, notamment la distance radiale entre l'observateur et l'animal au moment où celui-ci est repéré doit être la plus précise possible, et indiquée de manière systématique. Vu le peu de données recensées, quatre ou cinq erreurs suffisent à affecter l'histogramme des résultats, entraînant une sur-représentation des observations à une distance nulle de l'observateur (figure 5) et conduisant à un biais dans les estimations. Ce biais affecte de manière significative l'histogramme des distances par rapport à ce qui est attendu. Le deuxième graphique de la figure 5, qui correspond aux observations de 2015, est plus proche de celui qui est attendu en *Distance sampling* sur des points, et prouve que la notation des distances a été « confortée » la seconde année.

2014



2015

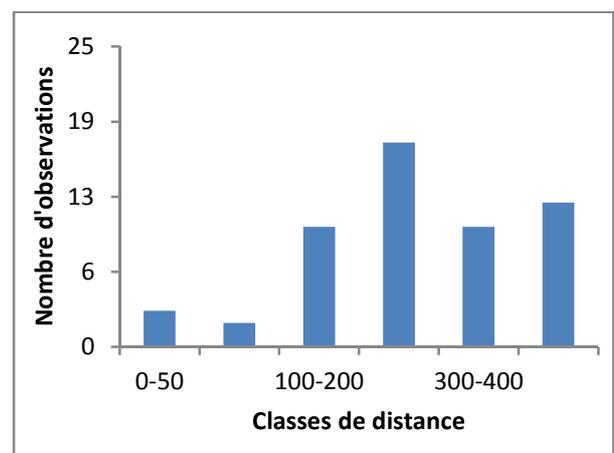


Figure 5. Répartition des observations de busards en fonction de la distance animal-observateur

Ceci conduit à la conclusion que les effectifs concernant les zones 1 et 2 sont donc très probablement sur-estimés, puisque la densité autour de l'observateur est artificiellement augmentée. Pour éviter un biais qui conduirait à une sur-estimation des effectifs, il est important de se déplacer sur le terrain au lancement du protocole, pour bien le caler dès le départ, avec une attention particulière apportée quant à la précision et aux paramètres relevés.

Estimation des effectifs d'œdicnèmes

Protocole

Le protocole proposé pour cette espèce consistait à utiliser les mêmes points de comptage que les busards, avec de la repasse sans notation de distance, découpé en trois périodes de cinq minutes en fin de journée. Ce protocole sera mis en place en 2016. En 2015, pour anticiper ce protocole, seule une reconnaissance des zones a été réalisée, sans repasse, en profitant des points Busards sur lesquels une observation de 10 min était conduite. En effet, le fait de n'avoir pas utilisé de la repasse dans cette étude induit une faible probabilité de détection de l'espèce, et en conséquence une sous-estimation de l'effectif de la population.

Une étude antérieure menée sur cette espèce dans l' Aveyron montre que la probabilité de détecter un individu présent augmente non seulement avec le nombre de passages (plus le nombre de passage est élevé, plus on a de chances de détecter un individu précis), mais est également fortement augmentée par l'utilisation de la repasse (avec une probabilité de détection quasiment doublée, ainsi pour un même nombre de passages, par exemple pour 4 passages, la probabilité de détection d'un individu est de 42% sans repasse, et de 94% avec repasse) (tableau 4):

Tableau 4. *Probabilité de détection des œdicnèmes avec et sans repasse (Besnard, unpublished results)*

nb passage	avec repasse	sans repasse
1	0.51	0.13
2	0.76	0.24
3	0.88	0.33
4	0.94	0.42
5	0.97	0.49
6	0.99	0.55

Pour avoir une idée des résultats qu'on pourrait avoir en 2016, nous avons néanmoins mené des analyses en N-mixture et site occupancy sur les données relevées, pour avoir une idée de la taille de la population présente sur le site.

Méthodes

Dans le cas des œdicnèmes, le protocole proposé prévoit l'utilisation de repasse pour une meilleure détection de l'espèce, celle-ci étant particulièrement faible si l'on se base uniquement sur la détection à vue. Le fait d'attirer les individus va à l'encontre d'une des hypothèses du Distance Sampling. Une autre méthodologie a donc été appliquée pour cette espèce. Les données collectées sur les œdicnèmes ont été relevées au cours de deux passages sur les points de comptage. Ces deux passages sont nécessaires car ils permettent d'estimer la probabilité de détection des individus et, de fait, de corriger les effectifs pour cette probabilité de détection supposée inférieure à 1. Les analyses de ce genre de données font appel à des méthodes d'analyses spécifiques. Nous avons ici utilisés les modèles dits « N-mixture » (Royle 2004) qui permettent d'estimer les abondances moyennes par point tout en corrigeant pour les difficultés de détection des espèces, et des modèles de « site-occupancy », qui permettent d'estimer le taux d'occupation des sites par l'espèce ainsi que la probabilité de détection de l'espèce.

Méthode dite de 'N-mixture'(Royle 2004)

Principe : Cette méthode permet d'estimer les effectifs sur des surfaces échantillonnées ainsi que la probabilité de détection des individus de l'espèce ciblée. Elle nécessite de réaliser plusieurs visites sur plusieurs sites, mais n'implique pas une reconnaissance individuelle des animaux contrairement à des méthodes comme les 'Capture-Marquage-Recapture'. Elle s'appuie uniquement sur le nombre d'individus contactés à chaque passage et sur la variabilité de ces comptages.

Hypothèses de la méthode :

- 1) Il n'y a pas de changement d'abondance sur le site entre la première et la dernière visite (hypothèse dite de 'population close' équivalent de celle utilisée classiquement en Capture-Marquage-Recapture). Cette hypothèse peut être considérée comme étant respectée sur une période courte comme celle de cette étude notamment centrée sur la période de reproduction (2-3 mois).
- 2) La probabilité de détection des individus comptés est similaire entre les sites. Il est néanmoins possible de tenir compte de facteurs pouvant influencer cette détection *via* des étapes de modélisation à l'aide de co-variables d'habitat, d'observateur ou de météo par exemple.

3) Les détections au sein de chaque site sont indépendantes entre les visites et les différents sites sont considérés eux aussi comme indépendants les uns des autres.

Méthode dite de 'site occupancy' (Mackenzie 2002)

Dans certains cas, il n'est pas utile de connaître le nombre d'individus présents sur un site (effectifs) mais plutôt la proportion de sites occupés par l'espèce à une plus large échelle, ou sur un échantillon de sites. Parfois, les abondances sont aussi trop faibles pour être analysées finement. On s'intéressera alors non plus à l'abondance mais à la répartition spatiale de l'espèce étudiée. Au lieu de s'intéresser à des tendances d'effectifs ou d'abondance, on pourra alors mesurer les variations des taux d'occupation des sites au fil du temps ou entre différentes zones par exemple.

Principe : La méthode consiste à estimer la probabilité d'occupation d'un site en tenant compte du fait que l'espèce recherchée n'y est pas systématiquement détectée (Mackenzie & al. 2002). En effet, s'il est aisé de dire qu'un site est occupé, il est plus difficile d'affirmer qu'il ne l'est pas. Pour cela, il faut faire appel aux méthodes dites « d'occupancy » en anglais ou de « occupation des sites » en français, qui permettent d'estimer à la fois la probabilité d'occupation des sites (paramètre noté ψ), et la probabilité de détecter l'espèce lorsqu'elle est présente (paramètre noté p). Pour obtenir ces valeurs, plusieurs visites de plusieurs sites sont nécessaires au cours d'une saison. A chaque passage, on note si l'espèce est vue (1) ou non vue (0). On obtient alors des histoires de détection sur chaque site (succession de 1 et de 0 pour les différents passages) équivalent à ce que l'on obtient classiquement en Capture-Marquage-Recapture. A noter que la durée de visite peut être écourtée dès la détection d'un individu de l'espèce cible, ce qui constitue un gain de temps appréciable par rapport à la méthode de 'N-mixture' basée elle sur des comptages sur des durées standardisées. Cette méthode peut s'avérer très utile pour analyser des données d'espèces rares ou difficiles à détecter en comparaison de celle de 'N-mixture' qui sera plus pertinente pour des espèces relativement abondantes ou dont les abondances sont relativement contrastées dans l'espace.

Hypothèses de la méthode :

1) L'état d'occupation des sites est statique au cours de la saison d'étude (entre la première et la dernière visite). Ceci signifie qu'il n'y a ni colonisation, ni extinction sur le site au cours de cette période. On parle là aussi de site 'clos' pour l'occupation.

2) Les probabilités d'occupation et de détection de l'espèce, lorsqu'elle est présente, sont les mêmes pour tous les sites. Cette hypothèse n'est généralement pas respectée compte tenu de la variabilité des situations. Tout comme pour la méthode 'N-mixture', des facteurs environnementaux peuvent toutefois être testés et pris en compte dans les modèles pour fournir des estimations non-

biaisées à la fois sur les probabilités d'occupation et celle de détection. De même des effets observateurs, météo etc peuvent être testés.

3) Sur chaque site, la probabilité de détecter l'espèce lors d'une visite est indépendante du résultat des autres visites et les sites sont indépendants les uns des autres.

Toutes les analyses de N-mixture ou site occupancy ont été réalisées sous R 3.1.2 (R Coredevelopment team 2009) à l'aide du package 'unmarked' (Fiske and Chandler 2010).

Résultats

Statistiques descriptives

Le jeu de données concernant les œdicnèmes pour les années 2014 et 2015 est constitué de 16 observations concernant 34 individus sur les points de comptage (tableau 5). Aucune observation n'a été faite sur les zones 1, 4 et 5, les analyses, et donc les estimations, concerneront donc uniquement les zones 2 et 3 (tableau 6).

Tableau 5. Nombre d'observations d'œdicnèmes au cours des sessions d'observations en 2014 et 2015 sur les points busards.

		Œdicnèmes criards
Zone1	Passage1	0
	Passage2	0
Zone2	Passage1	17
	Passage2	6
Zone3	Passage1	10
	Passage2	1
Zone4	Passage1	0
	Passage2	0
Zone5	Passage1	0
	Passage2	0

Tableau 6. Détection moyenne des œdicnèmes par passage et par zone en 2014 et 2015.

	Nb moyen d'œdicnèmes par point/passage
Zone 1	0
Zone2	0.08
Zone3	0.05
Zone4	0
Zone5	0

Résultats des analyses de type N-mixture

Plusieurs effets ont été testés : la date (en linéaire, logarithme et quadratique), un effet zone et un effet année sur la probabilité de détection (tableau 7). Ces modèles ont été comparés par leur AIC (voir partie Distance sampling pour une explication de ce critère).

Tableau 7. Sélection des meilleurs modèles en N-mixture avec une covariable sur la détection

Modèle	AIC	Δ AIC
effet date linéaire	147.93	
effet date (log)	147.98	0.055
constant	149.84	1.91
effet date quadratique	150.25	2.33
effet zone	151.63	3.70
effet année	152.07	4.15

Deux modèles sont meilleurs que le modèle constant en termes d'AIC, mais la différence étant inférieure à 2, ces modèles sont considérés comme équivalents. Nous considérons donc le modèle constant qui présente le moins de paramètre pour les estimations. Le modèle constant correspond à une probabilité de détection constante quelle que soit la date du passage, la zone ou l'année.

Résultats des analyse de type Site occupancy

Les variables utilisées dans la méthode de N-mixture ont également été testées sur la probabilité de détection par la méthode de Site occupancy : la date (en linéaire, logarithme et quadratique), un effet zone et un effet année (tableau 8).

Tableau 8. Sélection des meilleurs modèles en Site occupancy avec une covariable sur la détection

Modèle	AIC	Δ AIC
effet date linéaire	272.69	0
effet date (log)	273.16	0.47
Constant	279.17	6.48
effet zone	279.96	7.27
effet année	283.04	10.34
effet date quadratique	284.20	11.51

Les modèles avec un effet date exprimée en linéaire ou logarithme semblent avoir un effet significatif sur la probabilité de détection par rapport au modèle constant. C'est donc ce modèle qui sera considéré par la suite pour obtenir les estimations de densité.

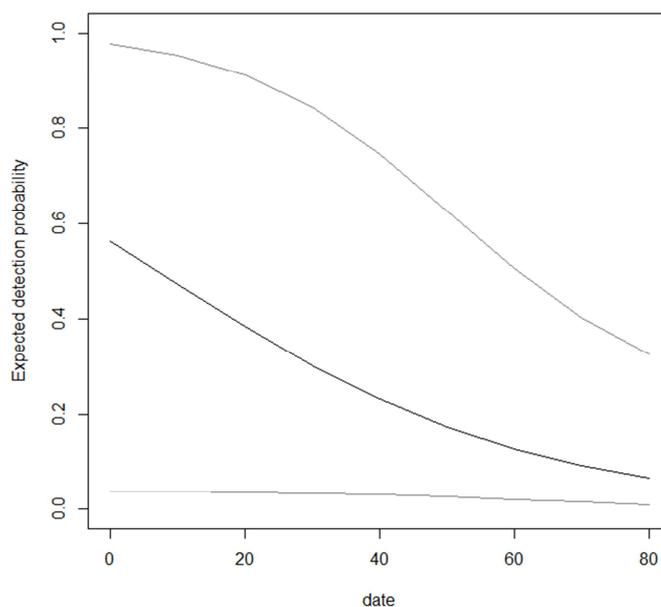


Figure 6. Relation entre la probabilité de détection de l'Oedicrota par point et la date de comptage.

La probabilité de détection de l'espèce est maximale en début de période de comptage (mi avril) et diminue au fur et à mesure du temps (figure 6). Néanmoins, ce résultat est à prendre avec beaucoup de précaution au vu des intervalles de confiance très larges.

L'Oedicrota a été contacté 16 fois au cours des différentes observations. L'espèce a un taux d'occupation des sites estimée de 0.301 [0.035-0.838] avec une détection sur 17 sites sur 240 points avec une probabilité de détection de l'espèce de 0.118 [0.017-0.502]. L'abondance moyenne est estimée à 0.986 individus par point de comptage avec un intervalle de confiance à 95% de [0.067-14.45], d'où une estimation d'effectif de 236 individu [16-3468]. La probabilité de détecter un individu à chaque passage est estimée à 0.03 [0.0002-0.75].

Problèmes rencontrés

Les intervalles de confiance très larges dans les estimations de l'effectif de cette espèce ne permettent pas de conclusion claire. Ceci est dû à la très faible probabilité de détection de l'espèce. Pour l'améliorer et comme convenu, pour la mise en œuvre effective de ce protocole, nous recommandons la mise en place d'un protocole spécifique pour cette espèce. Le protocole proposé est basé sur des points d'écoute en soirées assez tôt dans la saison, dès les mois de mars-avril, avec de la repasse sans notation de distance (en présence-absence ou indice d'abondance), découpé en trois périodes de cinq minutes. Ce type de données est analysé avec des méthodes qui estiment là encore la probabilité de détection des individus (indépendamment de la distance) et donc permettent de corriger les comptages bruts pour obtenir des abondances non-biaisées par les difficultés de détection des individus. Les circuits pourront être identiques pour les busards et œdicnèmes, ou être adaptés à cette espèce si besoin.

Conclusion et perspectives

Obstacles rencontrés et étapes à respecter

- Des réunions concernant les protocoles et les données à prendre sur le terrain avec les scientifiques et les animateurs sont impératives afin d'éviter les erreurs et les imprécisions ; fiche précise à rédiger, avec cartographie et photos des points, compte tenu du pas de temps et du turn-over des animateurs.
- Faire coïncider la saison la plus appropriée pour contacter au mieux l'espèce, mars pour l'œdicnème avec des sessions rapprochées, mai-juin pour les Busards avec des sessions espacées de quelques semaines.

Perspectives sur la reconduction de ces protocoles :

- Le protocole doit être répliqué de manière identique (mêmes zones, mêmes périodes, mêmes circuits) tous les 5 ans.
- Dans le cas de mesures agro-environnementales climatiques (MAEC) qui vont être ou déjà mises en place sur certaines zones d'études, il est intéressant d'étudier l'effet des MAEC. Dans ce cas, il convient de compléter l'échantillonnage avec des zones témoins sans mise en place de MAEC, afin de pouvoir comparer les effets de cette variable.

Références bibliographiques

- Besnard, A. & Salles, J.M. 2010. *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000*. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000. 62 p.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 1998. *Model Selection and Inference. A practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New-York.
- Buckland, S.T., Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Laake, J.L. 1993. *Density Estimation using distance sampling*. Chapman and Hall, London, United Kingdom.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas L. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Lebreton, J. D. , Burnham, K. P. , Clobert, J. & Anderson, D. R. 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals – a Unified Approach with Case-Studies. *Ecological Monographs*, **62** : 67-118.
- Marques T. A., Thomas, L., Fancy, S. G. & Buckland, S. T. 2007. Improving estimates of bird density using multiple-covariate Distance sampling. *The Auk*, **124**(4),1229–1243.
- Thompson, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *The Auk*, **119**(1), 18-25.

Avantages/inconvénients des différentes méthodes de suivi

Méthode	Principe	Avantages	Inconvénients
Distance sampling	Estimation de densités (ou effectifs). Applicable sur de grandes surfaces (plusieurs centaines à milliers d'ha).	-Relativement facile à mettre en œuvre sur le terrain. -Permet d'obtenir des valeurs de densité (et d'effectifs) sur de grandes superficies. -Permet de tester des co-variables sur la détection. Elle ne nécessite pas le marquage des animaux (ni leur manipulation).	-Nécessite d'estimer la proportion d'individus inactifs au moment du passage (calcul du $g(0)$). -Nécessite un nombre assez conséquent de données (50 à 100 observations pour construire une courbe de probabilité utilisable). -Nécessite la mesure précise du linéaire parcouru et des distances perpendiculaires. -Difficile à mettre en œuvre quand fuite rapide des individus
Capture-Marquage-Recapture	Estimer les effectifs et compréhension de la dynamique démographique. S'applique généralement sur de petites surfaces (<50 ha) mais peut aussi s'appliquer sur un échantillon de petits sites (>5 ha) disposés sur un espace plus grand.	-Facile à mettre en œuvre sur le terrain et peu contraignante sur le plan méthodologique. Les estimations de densités obtenues sont peu biaisées par le taux d'activité des individus.	-Demande un effort de prospection important (nécessité de recaptures d'individus). -Nécessite le marquage individuel des animaux. Celui-ci peut-être temporaire (cas des estimations d'effectifs sur une courte période) ou permanent (cas des suivis démographiques à long terme).
Méthode de Royle (N-mixture)	Estimer des densités (ou effectifs).	-Facile à mettre en œuvre sur le terrain. -Adaptée à des suivis à grande échelle. - Ne nécessite pas le marquage des animaux (ni leur manipulation).	-Nécessite un bon calibrage pour réduire ou modéliser les sources de variations (météo, heure de la journée, saison, observateur etc.). -Plus coûteuse en temps que la méthode de « site occupancy ». -Tend à sous-estimer les densités, car elle ne prend pas en compte le taux d'activité des individus. -Très instable pour des espèces à détection faible ou très hétérogène.
Méthode de « site occupancy » (Mackenzie) ou Occupation de sites	Mesurer des changements d'occupation spatiale à grande échelle. Renseigne sur des évolutions spatiales (nombre de sites occupés par l'espèce au fil du temps).	-Facile à mettre en œuvre sur le terrain et peu coûteuse. -Adaptée à des suivis à grande échelle. -Ne nécessite pas le marquage des animaux (ni leur manipulation). -Permet d'arrêter une session de prospection dès lors qu'un individu est trouvé.	-Ne permet pas d'obtenir des valeurs de densité. -Nécessite un bon calibrage pour réduire ou modéliser les sources de variations (météo, heure de la journée, saison, observateur etc.).