



LOGO POUR LA PROTECTION DES OISEAUX

INRAE BIOSTATISTIQUE ET PROCESSUS SPATIAUX (BIOSP)

RAPPORT DE STAGE

Optimisation des protocoles d'échantillonnage des passereaux nicheurs dans les réserves naturelles

UNIVERSITÉ DE TOULOUSE III - PAUL SABATIER

MASTER BEE, MODÉLISATION DES SYSTÈMES ECOLOGIQUES

ETUDIANTE :

CHARLOTTE MARQUES

CO-ENCADRANTS :

PAMÉLA LAGRANGE, JULIEN PAPAÏX

6 juin 2024



Résumé : Les suivis scientifiques constituent un outil d'aide à la gestion et la conservation des espaces protégés, dont font partie les réserves naturelles. Sur la Réserve Naturelle Nationale de la baie de l'Aiguillon, caractérisée par des habitats de vasières et de prés salés, est mis en place un protocole d'échantillonnage en points d'écoute pour le suivi des passereaux nicheurs depuis 2018. A des fins d'optimisation du protocole par la réduction du nombre de points d'écoute, ce rapport propose d'étudier la répartition spatiale de la gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica*), espèce d'intérêt sur la réserve. La distribution de l'espèce est modélisée par les processus de Cox log-gaussiens. Les paramètres sont estimés par la méthode INLA-SPDE. Les résultats montrent que la gorgebleue est associée à de la végétation haute et dense. Sa densité est négativement impactée par la durée de submersion alors que l'intensité des submersion semble avoir un effet positif. Une réduction de points d'écoute est possible dans l'étude de l'effet de variables, telles que les actions de gestion.

Mots-clés : modélisation spatiale, passereaux nicheurs, gorgebleue à miroir, INLA, protocole d'échantillonnage, points d'écoute

Abstract : Scientific monitoring constitutes a tool to assist in the management and conservation of protected areas, including nature reserves. At the National Nature Reserve of Baie de l'Aiguillon (France), characterized by mudflats and salt marsh habitats, a point count sampling protocol has been implemented for monitoring nesting passerines since 2018. To optimize the protocol by reducing the number of listening points, this report suggests studying the spatial distribution of the Bluethroat (*Luscinia svecica*), a species of interest in the reserve. The species distribution is modelled using Cox log-Gaussian processes, with parameters estimated using the INLA-SPDE method. The results show that the Bluethroat is associated with tall and dense vegetation. Its density is negatively impacted by the duration of submersion, while the intensity of submersion appears to have a positive effect. Reduction of listening points is possible in studying the effect of variables, such as management actions.

Key-words : spacte-time models, breeding passerines, the Bluethroat, INLA, sampling protocol, listening points

Table des matières

Remerciements	4
1 Introduction	5
2 Matériel et méthodes	7
2.1 Site étudié	7
2.2 Espèce étudiée	7
2.3 Protocole : échantillonnage par points d'écoute	8
2.4 Covariables environnementales	8
2.5 Modèle (LASGORCEUX et al. 2022)	9
2.5.1 Processus de Cox log-gaussien	9
2.5.2 Modèle mis en oeuvre	10
2.6 Estimation des paramètres : la méthode INLA-SPDE	11
2.7 Qualité d'ajustement du modèle	13
2.8 Performance prédictive du modèle	13
2.9 Optimisation du protocole d'échantillonnage en points d'écoute	14
3 Résultats	14
3.1 Modèle mis en oeuvre	14
3.1.1 Densités a posteriori et intervalles de crédibilité des effets fixes	14
3.1.2 Courbes de densité a posteriori et intervalles de crédibilité des hyperparamètres	15
3.1.3 Qualité d'ajustement du modèle	16
3.1.4 Performance prédictive du modèle	16
3.2 Optimisation du protocole d'échantillonnage en points d'écoute	17
3.2.1 Suppression de points d'écoute aléatoirement	17
3.2.2 Suppression de points d'écoute selon une grille	17
4 Discussion	22
4.0.1 Interprétation écologique du modèle	22
4.0.2 Optimisation du protocole d'échantillonnage en points d'écoute	23

A Annexes	29
A.1 Elaboration de la matrice d'observation A lors de l'implémentation du modèle .	29
A.2 Courbes des densités a posteriori de la durée et l'intensité de submersion	29
B Mes contributions	31

Remerciements

Je tiens à remercier mes maîtres de stage, Paméla et Julien. Paméla, pour m'avoir accueillie au sein de la LPO, m'avoir transmis ses connaissances sur les réserves naturelles, les passereaux nicheurs, ainsi que son aide précieuse pour la relecture et correction des rapports. Julien, pour toutes les explications et réponses aux questions concernant la modélisation, la relecture et la correction de mes rapports, ainsi que son accueil lors de mon séjour à l'INRAE d'Avignon.

Merci à Alexis, Anatole, Camille, Colin, Justin, Lou-Ann, Marine et Maxime pour tous les moments de rire et de bienveillance, ainsi que pour les parties de jeux de société. Merci à Ilyes, Agathe et tout l'équipe de l'unité BioSP pour leur accueil et bonne humeur lors de mon séjour à Avignon. Merci à Florian pour son aide et sa pédagogie pour la compréhension de la méthode INLA. Je le remercie également d'avoir été là quand j'avais besoin de puissance de calculs en période de crise.

Merci à toute l'équipe de la Réserve Naturelle Nationale de la baie de l'Aiguillon. Je remercie Louise pour sa patience lors de ma visite pour le suivi des passereaux et de m'avoir enseigné à reconnaître quelques chants. Merci à Jean-Pierre et Régis pour ces échanges lors de nos réunions et la confiance qu'ils m'ont accordé. Merci à Audran, Christophe, Hélène et Clément pour leur bonne humeur. Je remercie également Thibault pour son expertise botanique.

Je tiens à remercier toute la promo BEE pour ces deux années de Master. Je tiens particulièrement à remercier Clara et Gwendal pour leur présence, leur bienveillance, leur humour et leur grand soutien pendant cette deuxième année de Master et tout au long du stage.

Merci aux enseignants du Master, à mes rapporteurs Gaël Grenouillet et Jean-Baptiste Ferdy, ainsi qu'à Christophe Baehr, référent de stage, pour sa gentillesse et sa présence pour la recherche et le bon déroulement du stage.

Merci à Capucine pour ces deux années de Master à Toulouse, pour tous les moments passés sur le campus, ainsi que pour tous les précieux moments de vie toulousaine.

Enfin, je tiens sincèrement à remercier Ambre, Audrey et Gaëtan pour leur inconditionnel soutien émotionnel lorsque le doute s'installait.

1. Introduction

Dans un contexte de déclin de la biodiversité, la connaissance et la compréhension du fonctionnement des écosystèmes est primordial pour maintenir leur intégrité. En ce sens, la mesure des impacts anthropiques, dont la gestion des écosystèmes, sur l'évolution de la biodiversité s'effectue au travers de suivis biologiques (BALMFORD, GREEN et JENKINS 2003 dans VALLECILLO 2021). Un suivi biologique est défini comme un processus de collecte d'information [...] dans un objectif d'évaluer l'état d'un système et de dresser des conclusions sur ses dynamiques spatio-temporelles (VALLECILLO 2021). Par conséquent, ils constituent un outil d'aide à la gestion des espaces naturels protégés dont font partie les réserves naturelles (ZNIDERSIC 2019). Les réserves naturelles visent à protéger les espèces et habitats à forte patrimonialité, et détiennent le plus haut statut de protection de la réglementation française à ce jour. Elles partagent trois grands objectifs : (i) la préservation des écosystèmes, (ii) la gestion des espèces et des habitats, et (iii) la sensibilisation du public. Les actions de gestion sont adaptées au contexte local et s'inscrivent dans un plan de gestion, document stratégique exigé par le code de l'environnement. Les objectifs à long-terme visent à atteindre un bon état écologique pour chaque habitat ou espèce à enjeu identifié dans un espace protégé. C'est à travers la mise en place d'indicateurs que l'état écologique des enjeux est évalué. Cela se montre particulièrement utile pour suivre les espèces dont l'état de conservation est classé défavorable selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN). D'autres indicateurs, dits de "pression", évaluent l'impact des activités humaines sur l'état des enjeux de l'espace protégé.

Au cours des dernières années, les gestionnaires des réserves ont instauré des protocoles de suivi dans le but de collecter des données sur la biodiversité (état écologique ou pression). Avec l'essor de l'informatique, les analyses statistiques et les modèles se sont complexifiés, impliquant un meilleur cadrage des protocoles pour répondre aux objectifs initialement ciblés et ayant pu évoluer avec les contraintes temporelles. Un protocole se veut efficient, c'est-à-dire qu'il doit répondre à des objectifs tout en demeurant réaliste compte tenu des moyens humains, matériels et technologiques disponibles. Il s'agit alors de dimensionner l'effort d'échantillonnage en regard de la précision des résultats attendus. Afin d'assurer une interprétation fiable des analyses statistiques, un suivi biologique se doit (i) d'être entrepris sur le moyen et long-terme, (ii) d'être basé sur un protocole rigoureux dans le but de réduire et de quantifier les biais, (iii) d'être préparé en ayant pleinement conscience des outils statistiques, des méthodes à disposition, ainsi

que des hypothèses statistiques. Une mauvaise anticipation conduirait à des jeux de données limités dans le temps et l'espace, ne permettant pas l'analyse et l'extrapolation des données à une plus grande échelle spatio-temporelle (A. BESNARD et SALLES 2010).

Parmi les espèces à forte patrimonialité, les passereaux sont souvent utilisés comme bio-indicateurs. Ils sont présents dans une large gamme d'habitats (espèces généralistes) et peuvent être associés à des conditions écologiques spécifiques (espèces spécialistes). La plupart des espèces utilisent différents sites au cours de leur cycle de vie et réagissent donc à plusieurs échelles de perturbation (par exemple : conditions météorologiques sur les voies de migration, ressources alimentaires sur les aires d'hivernage africaines...). En particulier, la dégradation des habitats de reproduction semble être la cause principale des déclins des populations (MORRISON et al. 2013 ; GHISLAIN et al. 2024). Cibler l'amélioration de l'état écologique des sites de reproduction des passereaux apparaît donc indispensable pour la conservation des populations. Sur la Réserve Naturelle Nationale de la baie de l'Aiguillon (RNNBA), la Gorgebleue à miroir, *Luscinia svecica*, est considérée comme espèce parapluie du cortège d'espèces de passereaux caractéristiques du pré salé et indicatrice de sa fonctionnalité dans le réseau trophique "terrestre" du pré salé. Cet habitat rare est l'un des enjeux de la réserve et joue également un rôle pour l'accueil des anatidés hivernants protégés (oies et bernaches).

Le présent rapport propose donc d'étudier la répartition spatiale de la Gorgebleue à miroir, *Luscinia svecica*, et d'optimiser le protocole d'échantillonnage des passereaux nicheurs sur la RNNBA afin d'améliorer son efficience. Il est supposé que la Gorgebleue est étroitement associée à de la végétation haute et dense, principalement de type arbustif (AZPIROZ et BLAKE 2016). Or la végétation herbacée subit des fauches annuelles sur certains secteurs (eux même variables suivant les années). L'impact de cette modalité de gestion en plus de la typologie de la végétation pourra donc être évaluée afin de faire évoluer ou non cette pratique par la conservation des passereaux. La distribution spatiale des passereaux est également conditionnelle au succès de reproduction. Il est connu que la fidélité au site de reproduction diminue suite à des échecs des nichées à l'envol. Sur la réserve, le pré salé peut être amené, suivant les marées (coefficient, surcôtes) à être submergé. Il est alors présumé que l'intensité et la durée de submersion impactent la répartition spatio-temporelle des gorgebleues (DESGRANGES et al. 2006 ; ANTEAU et al. 2012). Ces différents résultats seront ensuite comparés en réduisant le plan d'échantillonnage afin d'optimiser ce suivi pour réduire le nombre de point d'écoute tout en gardant des conclusions similaires et robustes.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site étudié

La Réserve Naturelle Nationale de la baie de l'Aiguillon est localisée sur le littoral atlantique, à l'exutoire du Marais poitevin. Elle couvre une surface de 4 900 ha. La baie de l'Aiguillon est classée en deux réserves naturelles distinctes. Le statut de réserve naturelle nationale a d'abord été octroyé à la partie vendéenne en 1996, puis en 1999 pour la partie charentaise. Malgré la séparation de la baie en deux réserves distinctes, une gestion commune entre l'Office Français de la Biodiversité (OFB) et la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) a été conclue (FROUD et al. 2022). La baie de l'Aiguillon est un vaste ensemble naturel, composé principalement de vasières et de prés salés. La partie Charente-Maritime intègre les digues, qui constituent des zones de reproduction pour de nombreux passereaux, puisqu'elles servent de zones tampons entre la quiétude de la réserve et les espaces externes, majoritairement agricoles, sujets à de nombreuses perturbations pour l'avifaune (CHAMPION et al. 2022). La baie de l'Aiguillon constitue un site de nidification majeur à l'échelle régionale pour les passereaux nicheurs.

2.2. Espèce étudiée

La Gorgebleue à miroir constitue une espèce d'intérêt pour les gestionnaires de la réserve. Les habitats communément occupés par l'espèce en période de reproduction sont les marais d'eau douce, les marais salants, les jeunes peupleraies, les ripisylves etc . Depuis la fin des années 1990, la Gorgebleue est observée dans de nouveaux sites de nidification en plaine céréalière, plus particulièrement dans les champs de Colza (CHIRON 2017). Les habitats où elle est communément observée semblent constituer des formations végétales suffisamment denses qui fournissent, à la fois protection et aisance de déplacement (BONNET 1984). Une enquête a été entreprise afin de l'étudier comme potentiel indicateur de l'état écologique des digues de la réserve pour les passereaux nicheurs (CHAMPION et al. 2022).

2.3. Protocole : échantillonnage par points d'écoute

Depuis 2018, les passereaux sont observés en 92 points d'écoute qui couvrent l'ensemble de la réserve sur le modèle du protocole national STOC (Suivi Temporel des Oiseaux Communs). La localisation de chacun des points d'écoute a été tirée aléatoirement au sein la réserve et le long des rives de la Sèvre Niortaise. Dans chaque point d'écoute de 5 min, les individus entendus sont localisés et inventoriés (uniquement les mâles), dans un rayon de 150 m.

Le protocole STOC exige de suivre les passereaux nicheurs en deux passages, espacés de quatre semaines au moins, entre mars et juin afin de détecter les espèces précoces et tardives. Depuis 2011 et jusqu'alors sur la réserve, les relevés sont réalisés en avril et en mai. Les vocalisations atteignent leur maximum pendant cette période, en raison de la territorialité et de la recherche de partenaires, ce qui améliore leur détection. L'inventaire est également entrepris durant les trois heures suivant le lever de soleil, pendant la période d'activité maximale de chant des oiseaux.

2.4. Covariables environnementales

Les passereaux sélectionnent leur site de reproduction sur plusieurs critères qui ont été intégrés comme covariables environnementales. Dans un premier temps, les groupements phytosociologiques de la réserve, cartographiés en 2015 par les gestionnaires de la réserve en collaboration avec le Conservatoire Botanique de Brest, ont été assemblés en 6 catégories, tenant compte de la densité et de la hauteur de la végétation, lesquelles servent de couvert et abri pour les nichées : (i) végétation herbacée rase, (ii) végétation herbacée haute, (iii) végétation arbustive basse, (iv) roselières/scirpaies, (v) friches et (vi) cultures. Il a été supposé que la végétation n'a pas évolué depuis 2015 et a été mise à disposition sous forme de fichier géospatial.

Certaines végétations telle que la puccinellie, sont fauchées par les agriculteurs. Aujourd'hui, cette pratique est en diminution et l'impact qu'elle a sur les passereaux nicheurs est ici évaluée. Les zones fauchées sont cartographiées annuellement. Ces dernières ont également été mises à disposition sous forme de fichier géospatial.

La sélection de l'habitat est dépendante de critères environnementaux mais aussi de l'expérience de reproduction des individus, qui en cas d'échec, tendent à se reporter sur des zones secondaires. Sur la réserve, une végétation propice à la reproduction se distribue sur le pré salé, jusqu'à la limite de végétation avec la vasière. Ces zones basses sont submersibles lors des

surcôtes ou des grands coefficients de marée. La hauteur d'eau a donc été considérée à travers deux variables. Afin d'étudier l'effet de la hauteur d'eau sur la répartition de la Gorgebleue, les données de hauteur d'eau de la station marégraphique de La Rochelle La Pallice (la plus proche de la réserve) ont été récupérées sur le site des réseaux marégraphiques français (Site web du SHOM : <https://refmar.shom.fr/>). De sorte à étudier l'intensité de submersion sur les nids, les hauteurs d'eau maximales par période d'échantillonnage (deux par an) ont été récupérées. Enfin, pour analyser l'effet de la durée de submersion, pour chaque période de prospection, nous avons comptabilisé le nombre de jours où la hauteur d'eau dépasse 6 m, seuil au-delà duquel les prés salés sont complètement inondés.

Aucune corrélation significative n'a été constatée entre les variables quantitatives, durée et intensité de submersion (test de corrélation de Pearson, p -value > 0.05 , H_0 n'est pas rejetée). En revanche, il existe un lien significatif entre le type de végétation et la fauche (test de Fisher, p -value < 0.05 , H_0 rejetée). En effet, seule la végétation herbacée haute est fauchée. Afin de pouvoir dissocier les effets de fauche avec ceux de la végétation, nous avons pris la décision de supprimer la variable "fauche" et de remanier nos groupements végétaux, en divisant la strate herbacée haute en "végétation haute fauchée" et "végétation haute non fauchée".

2.5. Modèle (LASGORCEUX et al. 2022)

Le jeu de données est constitué de n points d'observation $O = \{(s_1^{obs}), \dots, (s_n^{obs})\}$ dans le domaine spatial géographique $\mathcal{D} \subset \mathbb{R}^2$. Les positions observées des individus d'une espèce dans l'espace peuvent être représentées par un semis de points aléatoires. L'approche des processus ponctuels peut alors être utilisée pour modéliser la répartition spatio-temporelle de la Gorgebleue.

2.5.1 Processus de Cox log-gaussien

Les processus de comptage et plus particulièrement les processus ponctuels de Poisson inhomogènes sont des modèles particulièrement bien adaptés à ce type de données. Les processus de Poisson sont caractérisés par leur fonction d'intensité, définie comme le nombre moyen d'observation par unité de surface. L'intensité sera notée $\lambda(s)$ où $s \in \mathcal{D} \subset \mathbb{R}^2$ est un point de l'espace. Le processus de Poisson inhomogène repose sur les hypothèses suivantes (RENNER et al. 2015) :

- (i) Les points d'observations sont indépendants les uns des autres.
- (ii) L'intensité $\lambda(s)$ varie dans l'espace.

L'hypothèse (ii) est souvent exprimée en modélisant l'intensité par une fonction log-linéaire des covariables environnementales :

$$\ln(\lambda(s)) = \mathbf{x}(s)\boldsymbol{\beta},$$

où $\boldsymbol{\beta} = (\beta_1, \dots, \beta_p)^T$ est le vecteur des paramètres correspondant aux p covariables environnementales $\mathbf{x}(s) = (x_1(s), \dots, x_p(s))$. La fonction de lien logarithme assure la positivité de l'intensité.

L'hypothèse (i) peut être contournée en modélisant les tendances d'agrégation ou de fragmentation des observations au delà de structures spatiales induites par les covariables à l'aide d'un champ aléatoire. Ainsi, conditionnellement à la réalisation de ce champ, les observations forment un processus de Poisson inhomogène. Dans ce cas, l'intensité Λ est toujours fonction des covariables environnementales mais aussi désormais d'un champ aléatoire gaussien W :

$$\ln(\Lambda(s)) = \mathbf{x}(s)\boldsymbol{\beta} + W(s).$$

W est un champ gaussien de moyenne nulle et ayant une fonction de Matérn comme fonction de covariance. Le champ W prend en compte la variabilité non expliquée par les variables indépendantes, alors expliquée par d'autres processus biologiques ou climatiques qui ne sont pas inclus dans le modèle.

De tels modèles sont appelés "processus de Cox". Nous allons, plus précisément, avoir recours à des modèles de processus de Cox Log-Gaussien (Log-Gaussian Cox process, LGCP en abrégé).

2.5.2 Modèle mis en oeuvre

Les points d'écoute ne forment pas un pavage du domaine étudié, c'est à dire que l'union des disques des points d'écoute ne couvre pas l'ensemble du domaine (Fig. 1). Ainsi, l'absence d'observations en un lieu peut signifier soit l'absence de l'espèce, soit la non couverture de cette zone par un point d'écoute. Nous avons donc fait le choix de modéliser l'intensité du processus d'observation de la Gorgebleue, notée Λ^{obs} , comme le produit d'un effort d'échantillonnage dépendant de l'espace $e(s)$ et d'un champ aléatoire, $\Lambda(s)$ représentant l'abondance de la Gorgebleue. C'est-à-dire,

$$\Lambda^{obs}(s) = e(s)\Lambda(s), \ln(\lambda(s)) = x_1(t)\beta_1 + x_2(t)\beta_2 + x_3(s)\beta_3 + W(s), \quad (1)$$

où $e(s)$ vaut 1 si le point s est observé et 0 sinon. $x_1(t)$ correspond à la variable "intensité de submersion", $x_2(t)$ à la durée de submersion et $x_3(s)$, au type de végétation. $W(s)$ représente

le champ spatial.

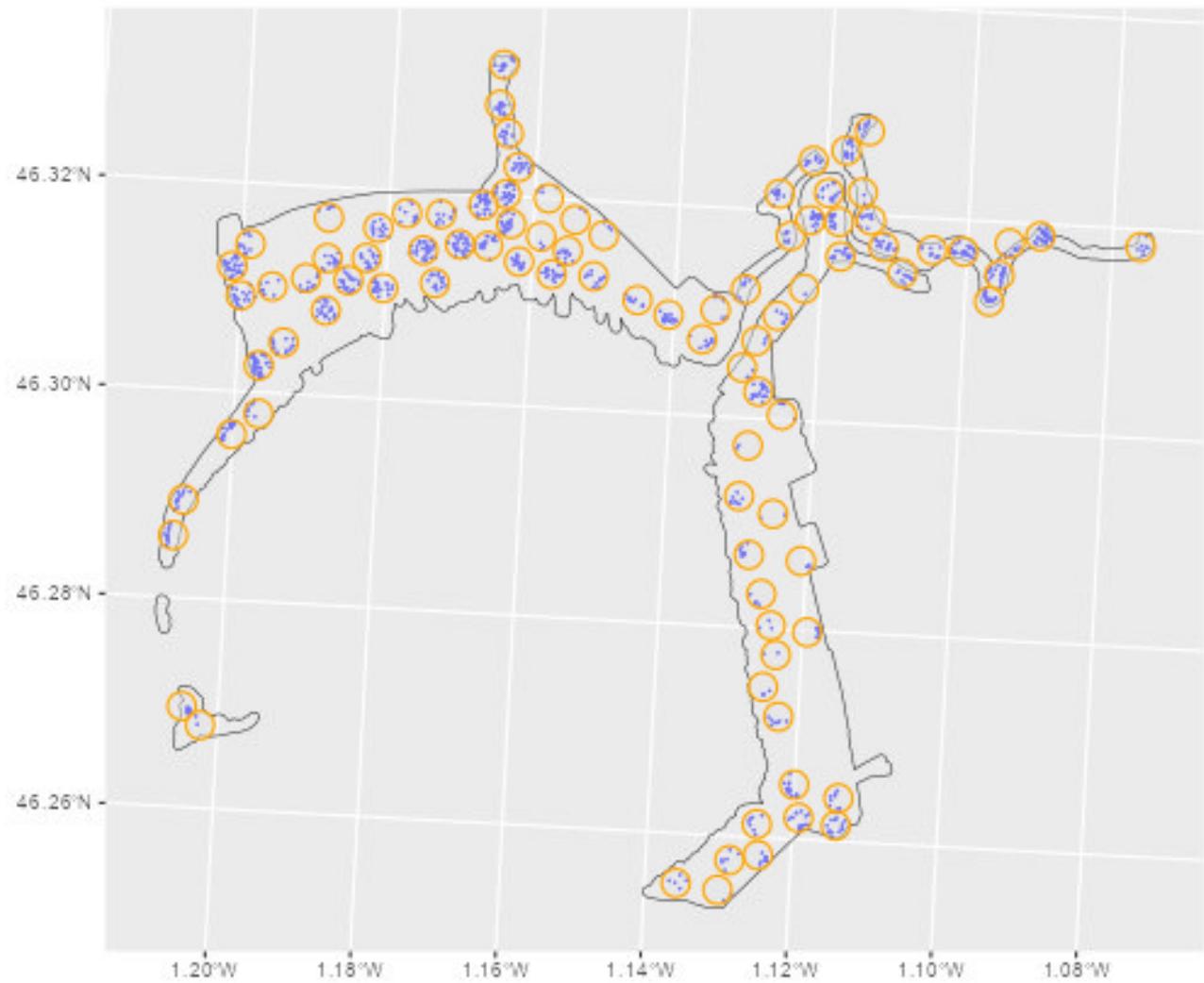


FIGURE 1 – Répartition des zones de prospection de la RNNBA (disques de 150 m de rayon). Les points bleus représentent les observations.

2.6. Estimation des paramètres : la méthode INLA-SPDE

Le modèle défini en section 2.5.2 contient 9 paramètres permettant d'estimer l'effet des différentes covariables environnementales introduites et 2 hyperparamètres, la variance et la portée spatiale de la fonction de covariance spatiale du champ aléatoire. Pour estimer l'ensemble des paramètres et hyperparamètres nous utilisons une méthode d'inférence bayésienne reposant sur les approximations de Laplace appelée INLA développée par RUE, MARTINO et CHOPIN 2009. Elle constitue une méthode précise et rapide de l'estimation des paramètres, contrairement à la méthode d'estimation bayésienne de Monte-Carlo par chaînes de Markov (*Markov Chain Monte Carlo*, MCMC en abrégé). C'est l'utilisation de champs gaussiens markoviens (*Gauss-Markov*

Random Fields, abrégé en GMRF) qui permet d'obtenir une amélioration importante du temps de calcul. Ces champs sont simulés et estimés par l'approche des équations aux dérivées partielles stochastiques (*Stochastic Partial Differential Equations*, SPDE). Cela consiste en une approximation de la fonction de covariance de Matérn via des matrices de précisions creuses \mathbf{Q}_j (donc de type GMRF). L'implémentation numérique de tels modèles requiert la discréétisation de l'espace en J cellules $c_j : \mathcal{D} = \bigcup_{j=1}^J c_j$ avec $c_{j_1} \cap c_{j_2} = \emptyset$. Afin de garantir la stationnarité dans la zone étudiée et ainsi éviter des effets de bords, le modèle doit être défini sur une extension du domaine (Fig. 2.)

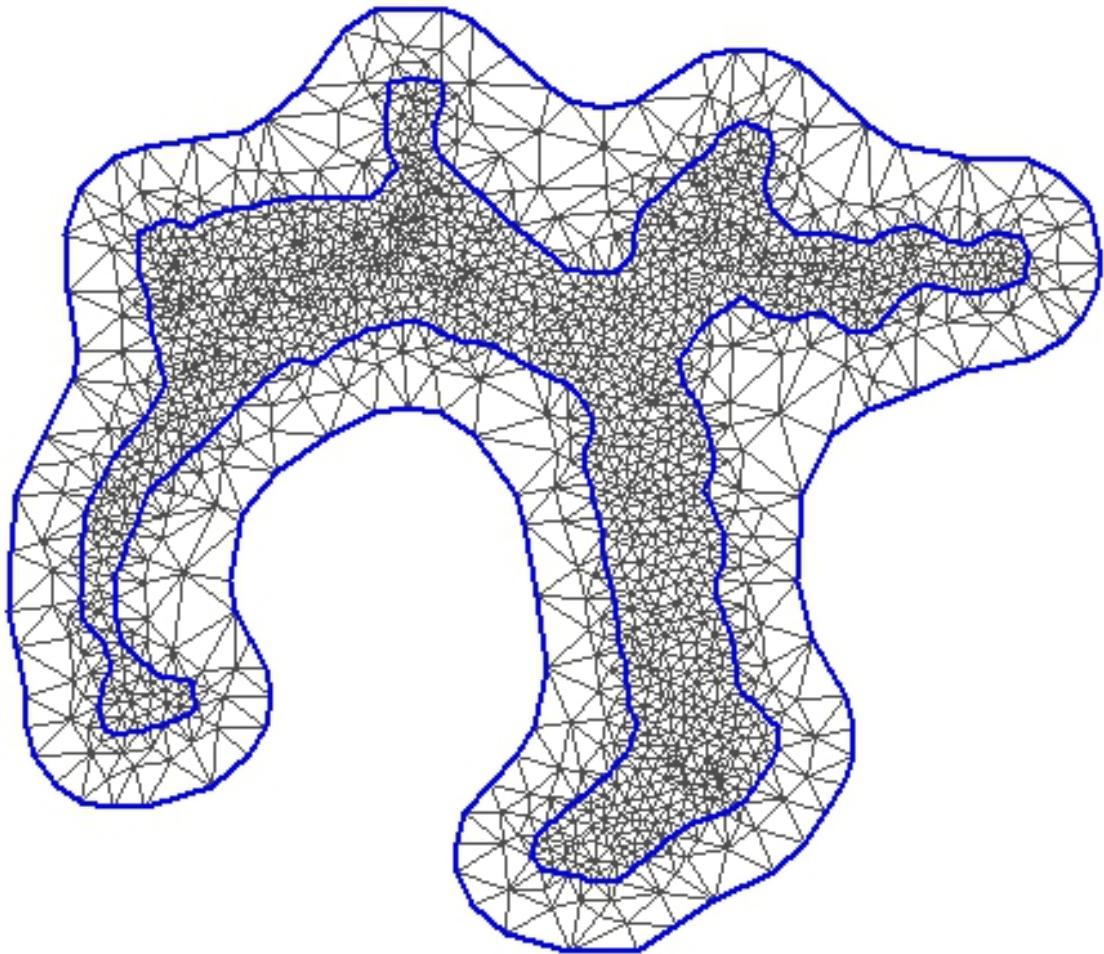


FIGURE 2 – Triangulation du domaine d'étude. La zone d'étude est étendue pour éviter les effets de bords et maintenir la stationnarité.

Les paramètres des effets fixes ont une loi a priori dite « peu informative » :

$$\begin{cases} \beta \sim \mathcal{N}(\mu, \tau) & \text{avec } \tau = \frac{1}{\sigma^2} \\ \beta \sim \mathcal{N}(0, 0.001) \end{cases} \quad (2)$$

Les hyperparamètres ρ et σ de la fonction de covariance spatiale sont dotés de priors de complexité pénalisée, plus communément appelés les PC-priors. L'intérêt de ces PC-priors est que leur loi a priori est définie sur des énoncés de probabilités. Ainsi, les lois a priori des hyperparamètres sont :

$$\begin{cases} \mu = 1 \\ \mathcal{P}(\sigma > 1) = 0.5 \\ \mathcal{P}(\rho < 3000) = 0.9 \end{cases} \quad (3)$$

2.7. Qualité d'ajustement du modèle

La méthode de l'AUC (Area Under the Curve) a été utilisée pour évaluer l'ajustement des modèles aux données. Cette dernière estime deux métriques : la sensibilité et la spécificité. La sensibilité est la probabilité que le modèle prédise des vrais positifs dans chaque cellule (présence prédite quand la gorgebleue est réellement là), tandis que la spécificité est la probabilité que le modèle prédise de vrais négatifs dans chaque cellule (absence prédite quand la gorgebleue est réellement absente). La courbe ROC (Receiver Operating Characteristic) représente la sensibilité en fonction de la spécificité pour toute valeur seuil possible. Une $AUC > 0.5$ signifie que le modèle fait de meilleures classifications qu'un modèle qui le ferait de façon aléatoire. Une AUC de 1 traduit une prédiction parfaite.

2.8. Performance prédictive du modèle

La performance prédictive du modèle est évaluée par la méthode de la validation croisée K-Fold. L'ensemble des observations du jeu de données est divisée aléatoirement en dix "folds" ou "plis". Neuf plis sont utilisés pour construire le modèle et le dernier pli est utilisé pour tester le modèle. Cela permet d'examiner les performances du modèle sur des données auxquelles il n'a jamais été confronté. Ce processus est répété dix fois, en changeant le pli qui sert à la validation. Chaque pli est utilisé une fois afin de garantir une évaluation exhaustive. La moyenne des AUC est calculée pour évaluer la performance globale du modèle.

2.9. Optimisation du protocole d'échantillonnage en points d'écoute

Le suivi des passereaux nicheurs sur la réserve implique un échantillonnage sur 92 points d'écoute. Cela implique des prospections qui peuvent s'étaler sur plusieurs semaines, augmentant les coûts d'échantillonnage. Afin d'étudier la sensibilité des résultats au nombre et à la structure spatiale des points d'écoute, nous avons mené l'inférence dans deux scénarios de raréfaction des données. Dans un premier temps, nous avons supprimé des points d'écoute de façon aléatoire et uniforme dans l'espace [de 0 à 85 par pas de 10]. Chaque cas de figure a été répliqué 30 fois afin de prendre en compte l'aléa dans la sélection des points d'écoutes conservés. Dans un second temps, nous avons raréfié les données en supprimant des points d'écoute de façon régulière dans l'espace. Pour ce faire, nous avons établi plusieurs grilles de résolutions variées [de $200 \cdot 200m^2$ à $1800 \cdot 1800m^2$ par pas de $100m^2$] et nous avons conservé un seul point d'écoute par cellule de ces grilles. Cette stratégie de raréfaction des données est équivalente à une stratification spatiale de l'échantillonnage.

L'évolution de l'AUC, de la racine de l'erreur quadratique moyenne (*Root Mean Square Error*, RMSE en abrégé) et de l'estimation des paramètres avec le nombre de points d'écoute sera analysée. Le RMSE est une mesure statistique utilisée pour évaluer la différence entre les valeurs prédictives d'un modèle et les valeurs observées.

La formule est donnée par :

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}$$

où y_i représente les valeurs observées, \hat{y}_i les valeurs prédites, et n le nombre total d'observations.

3. Résultats

3.1. Modèle mis en oeuvre

3.1.1 Densités a posteriori et intervalles de crédibilité des effets fixes

Les 3 types de végétation - strate arbustive, friches et roselières/scirpaies - constituent les modalités dont l'estimation des paramètres est la plus élevée (Fig. 3), et sont donc les plus associées à la gorgebleue. La table 1 présente les probabilités que la gorgebleue soit associée

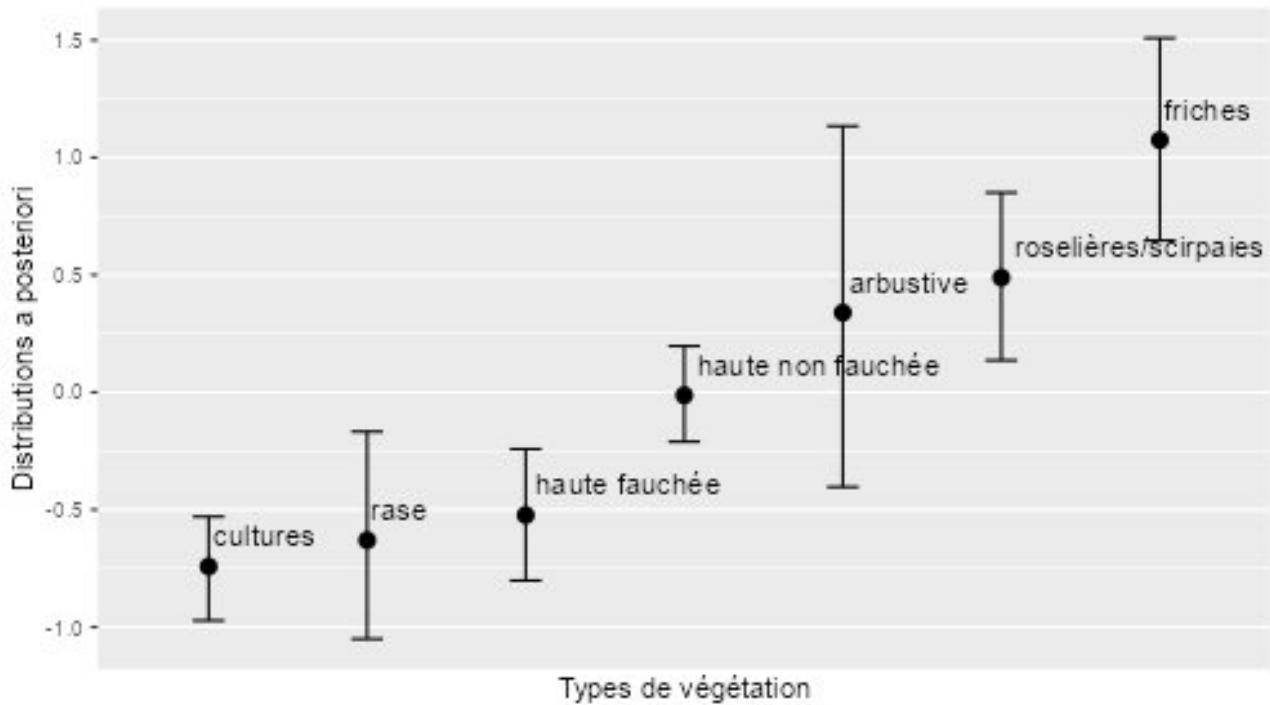


FIGURE 3 – Médianes a posteriori (points noirs) et interquartiles a posteriori des paramètres estimés pour les différentes modalités de la végétation (respectivement cultures, rase, haute fauchée, haute non fauchée, arbustive, roselières/scirpaies, incluant l’intercept)

à un type de végétation spécifique plutôt qu'à un autre. La durée de submersion affiche une moyenne estimée de -0.00035 [-0.001 ; 0.001]. Bien que l'effet demeure minime, la probabilité qu'il soit négatif s'élève à 0.7775. A l'inverse, l'intensité de submersion a une moyenne estimée de 1.163. Elle a un effet positif significatif sur la répartition des gorgebleues puisque la probabilité que le paramètre soit positif est de 1.000.

A \ B	Cultures	Rase	Haute fauchée	Haute non fauchée	Arbustive	Roselières/Scirpaies	Friches
Cultures	0.4570		0.8570	1.000	1.000	1.000	1.000
Rase			0.7555	0.9980	0.9990	1.000	1.000
Haute fauchée				1.000	0.9965	1.000	1.000
Haute non fauchée					0.9815	0.9990	1.000
Arbustive						0.1515	0.5100
Roselières/Scirpaies							0.9840
Friches							

TABLE 1 – Probabilité que l’association de la gorgebleue au type de végétation A (première ligne) soit supérieure à son association avec le type de végétation B (première colonne).

3.1.2 Courbes de densité a posteriori et intervalles de crédibilité des hyperparamètres

Les distributions a posteriori des hyperparamètres semblent être plus informatives que les lois a priori.

L'écart-type est compris entre 0.749 et 1.04 avec un intervalle de crédibilité de 95%. La portée

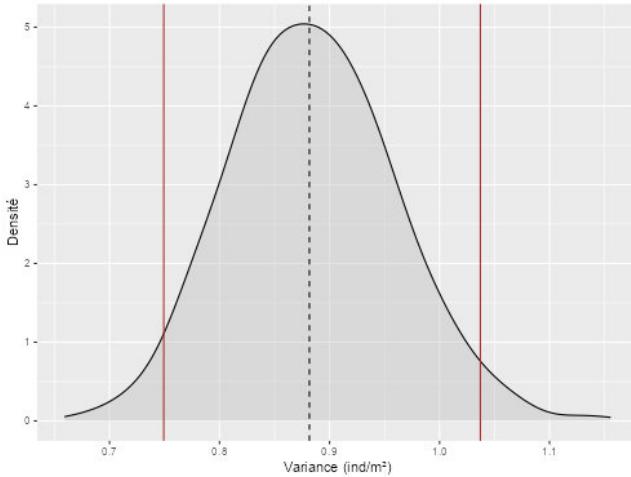


FIGURE 4 – Courbe de densité et intervalle de crédibilité de l'écart-type

$$\begin{cases} \mu = 1 \\ \mathcal{P}(\sigma > 1) = 0.5 \\ \mathcal{P}(\rho < 3000) = 0.9 \end{cases} \quad (4)$$

FIGURE 6 – Lois a priori des hyperparamètres

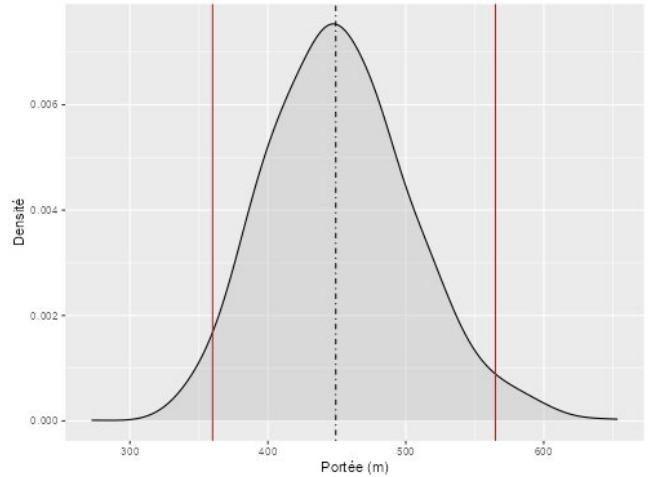


FIGURE 5 – Courbe de densité et intervalle de crédibilité de la portée

$$\begin{cases} \mu = 1 \\ \mathcal{P}(\sigma > 1) = 0.065 \\ \mathcal{P}(\rho < 3000) = 1 \end{cases} \quad (5)$$

FIGURE 7 – Lois a posteriori des hyperparamètres

représente la distance à partir de laquelle les observations sont spatialement indépendantes. La probabilité qu'elle soit inférieure à 519 m [360 ; 565] est de 0.9.

3.1.3 Qualité d'ajustement du modèle

Le modèle affiche un score AUC de 0.859, indiquant un bon ajustement du modèle aux données. La courbe ROC révèle qu'une valeur seuil de 0.287 maximise les valeurs de sensibilité et de spécificité, alors respectivement égales à 0.785 et 0.786. Une valeur de seuil < 0.5 permet de mieux prédire les vrais positifs que les vrais négatifs, dans notre cas, les présences de gorgebleues. Les prédictions du modèle sont représentées spatialement sur la Fig. 10.

3.1.4 Performance prédictive du modèle

L'AUC moyenne obtenue par la méthode des K-Folds est de 0.79. Cela révèle une relativement bonne capacité du modèle à faire des prédictions. L'AUC ne s'effondre pas, comparé à celle obtenue à partir de l'ensemble des observations. Ainsi, le modèle ne sur-ajuste pas les données. Le modèle a une probabilité de 79% de distinguer correctement une présence d'une absence.

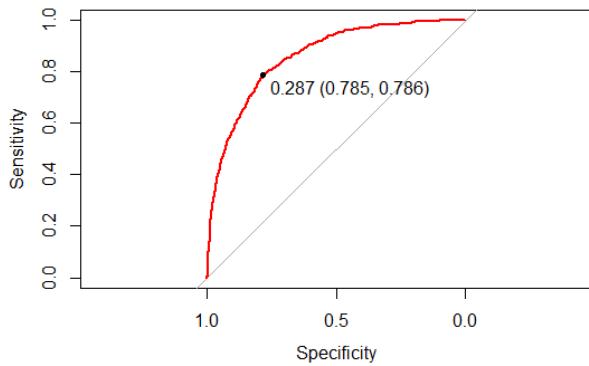


FIGURE 8 – Courbe ROC du modèle univarié spatial de la Gorgebleue suivie par la méthode des points d’écoute (0.287 : seuil de décision qui maximise la spécificité (0.785) et la sensibilité (0.786))

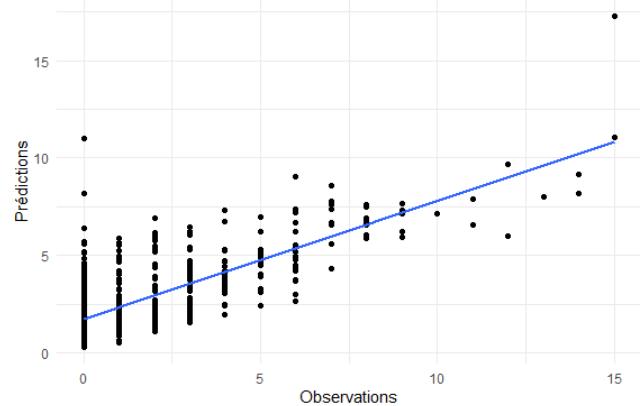


FIGURE 9 – Abondance prédictive des gorgebleues en fonction de celle observée en chaque cellule

3.2. Optimisation du protocole d’échantillonnage en points d’écoute

3.2.1 Suppression de points d’écoute aléatoirement

Les résultats (Fig.11 à Fig. 16) suggèrent que l'estimation des paramètres semble se stabiliser à partir de 40 points d’écoute pour les variables "intensité de submersion", "durée de submersion" et les types de végétation représentés de façon homogène sur la réserve. Pour les types de végétation qui ne recouvrent qu'une faible surface de la réserve, les estimateurs semblent se stabiliser vers 75 points d’écoute. Les intervalles de crédibilité tendent à se resserrer avec l'augmentation du nombre de points d’écoute. L'AUC moyenne ne fait qu'augmenter avec le nombre de points d’écoute (Fig. 17). De même, le RMSE moyen diminue avec le nombre de points d’écoute, avec une plus forte diminution à partir de 55 points d’écoute (Fig. 18).

3.2.2 Suppression de points d’écoute selon une grille

L'estimation des paramètres semblent être stable à partir d'une grille dont la taille de cellules est égale ou inférieure à $700 \cdot 700m^2$. Cela correspond à 50 points d’écoute ou plus (Fig. 19 à Fig. 24). L'AUC augmente avec le nombre de points d’écoute, alors que la valeur de RMSE varie largement entre les différents cas de figures (Fig. 25 et Fig. 26).

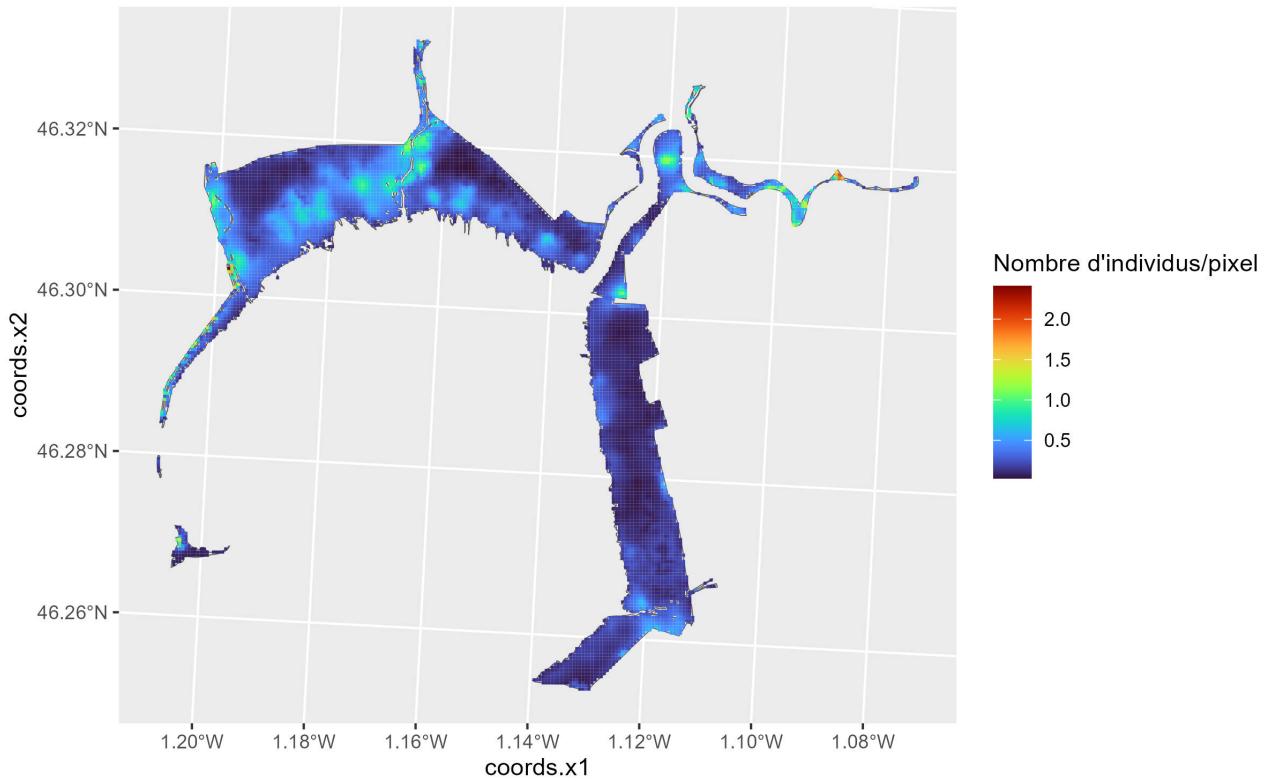


FIGURE 10 – Prédiction des densités des gorgebleues au sein de la RNN de la baie de l'Aiguillon

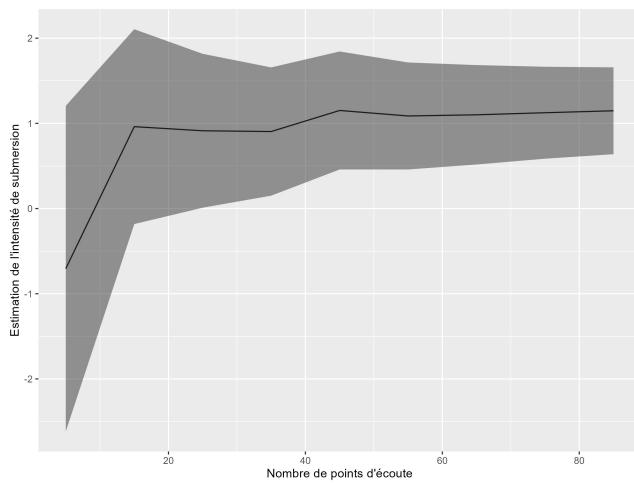


FIGURE 11 – Estimation du paramètre "intensité de submersion" en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

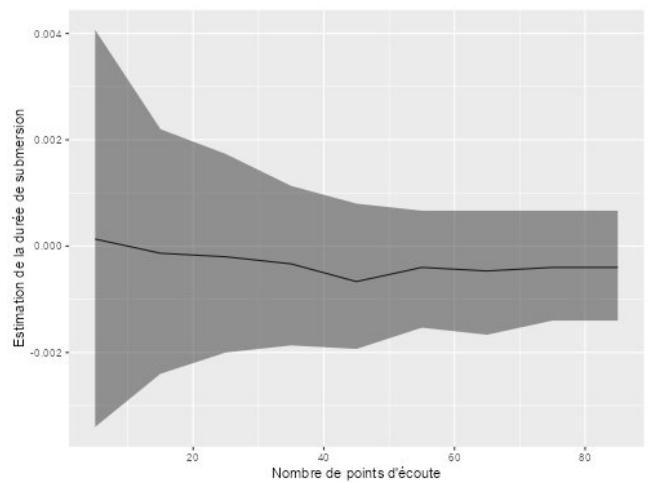


FIGURE 12 – Estimation du paramètre "durée de submersion" en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

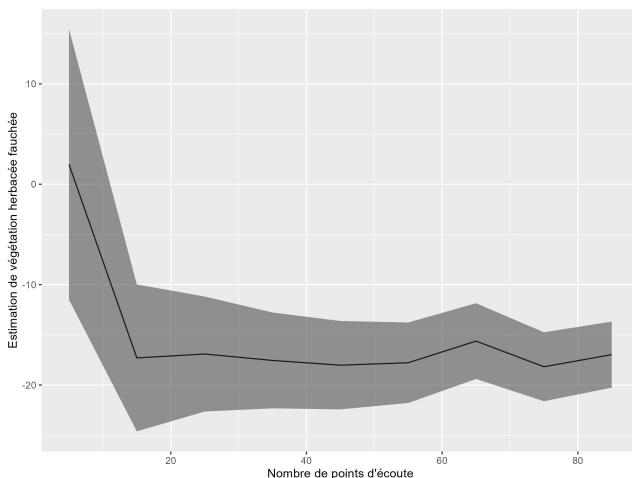


FIGURE 13 – Estimation de la modalité "herbacée haute fauchée" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

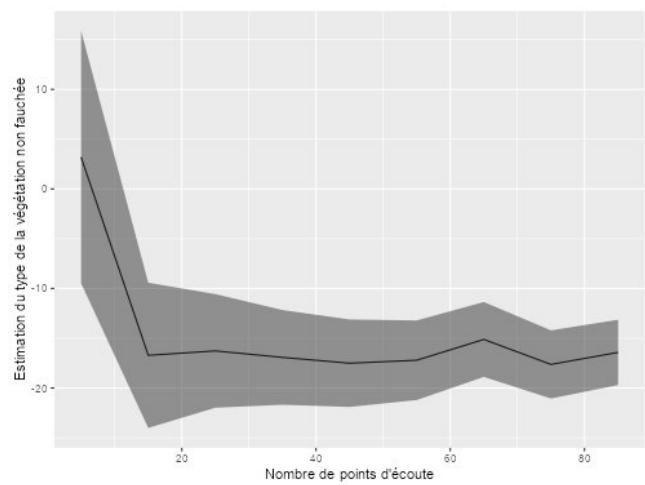


FIGURE 14 – Estimation de la modalité "herbacée haute non fauchée" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

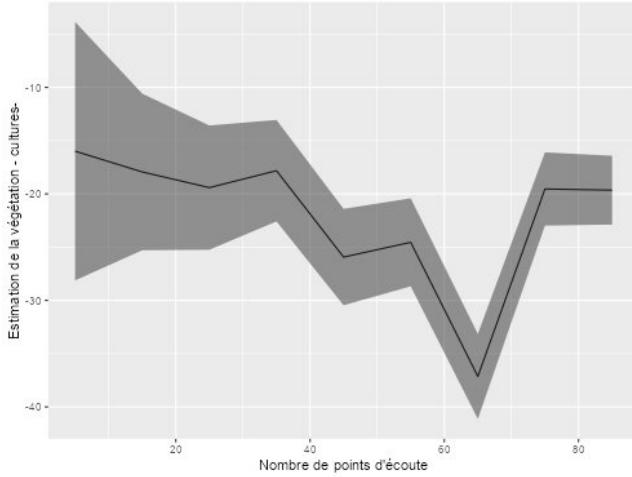


FIGURE 15 – Estimation de la modalité "cultures" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

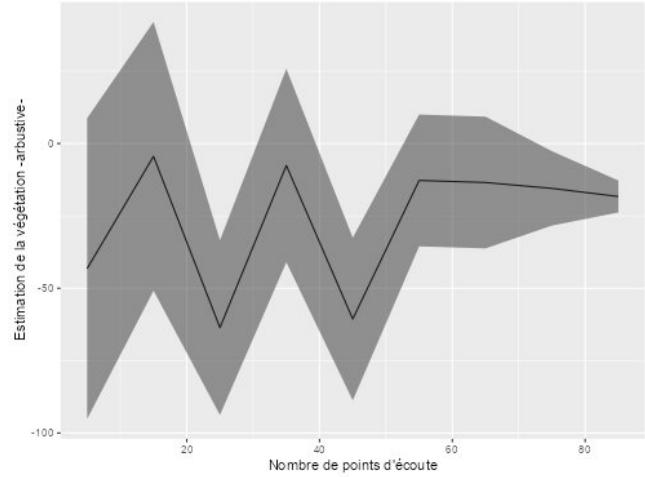


FIGURE 16 – Estimation de la modalité "arbustive" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

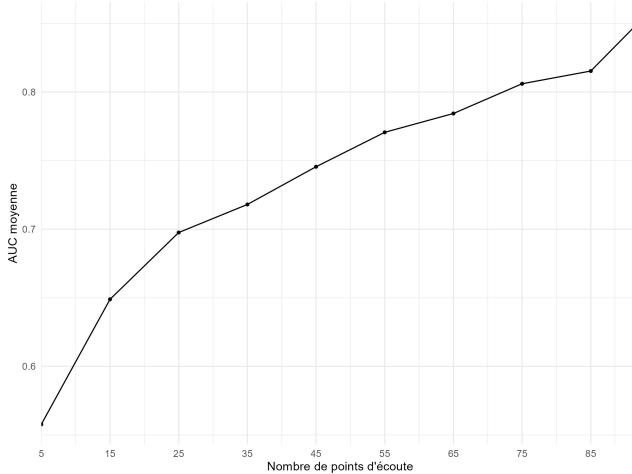


FIGURE 17 – AUC moyenne en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

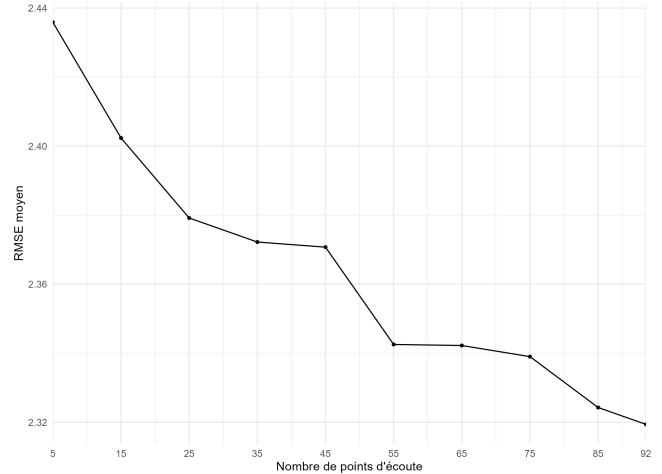


FIGURE 18 – RMSE moyen en fonction du nombre de points d'écoute réduit aléatoirement

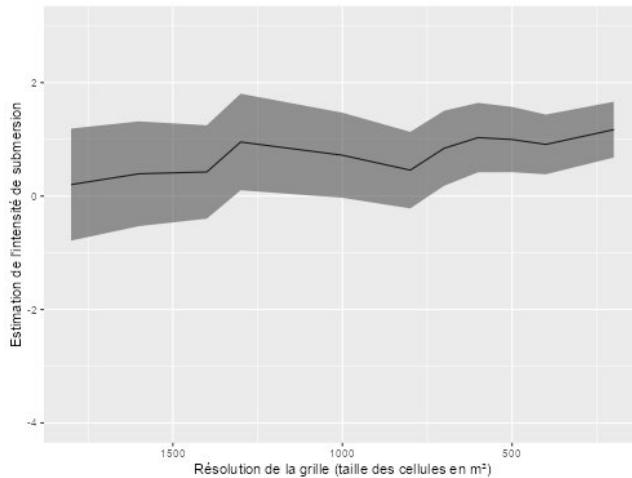


FIGURE 19 – Estimation du paramètre "intensité de submersion" en fonction du nombre de points d'écoute réduit selon une grille

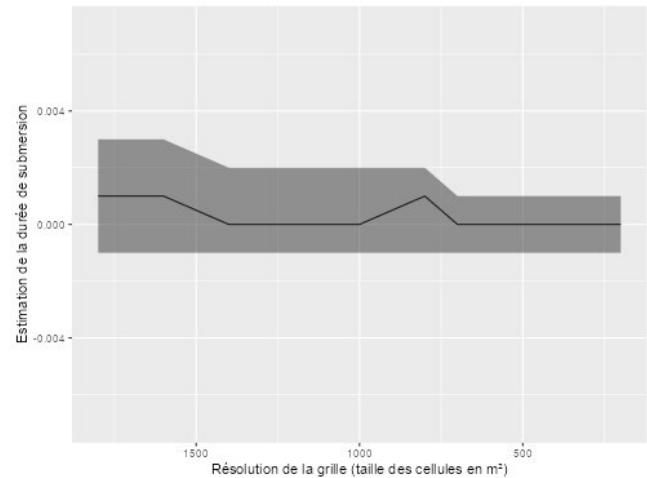


FIGURE 20 – Estimation du paramètre "durée de submersion" en fonction du nombre de points d'écoute réduit régulièrement

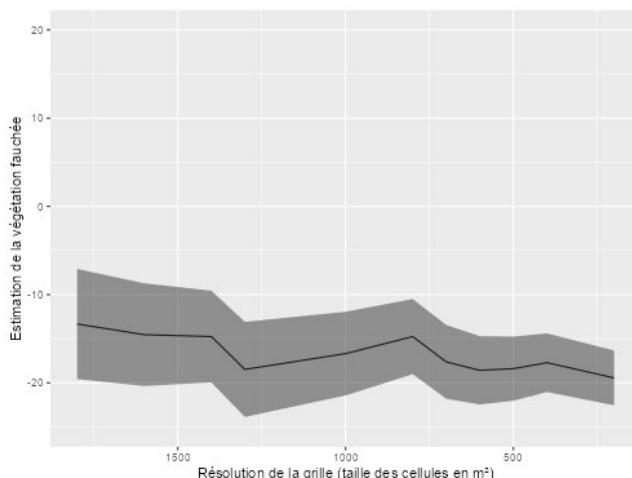


FIGURE 21 – Estimation de la modalité "herbacée haute fauchée" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit selon une grille

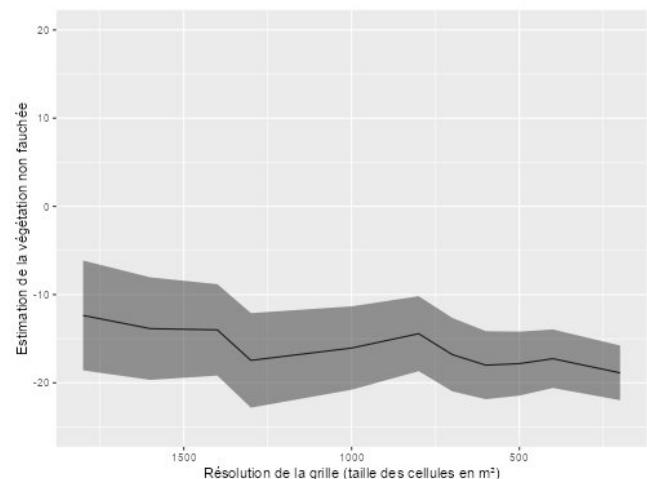


FIGURE 22 – Estimation de la modalité "herbacée haute non fauchée" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit selon une grille

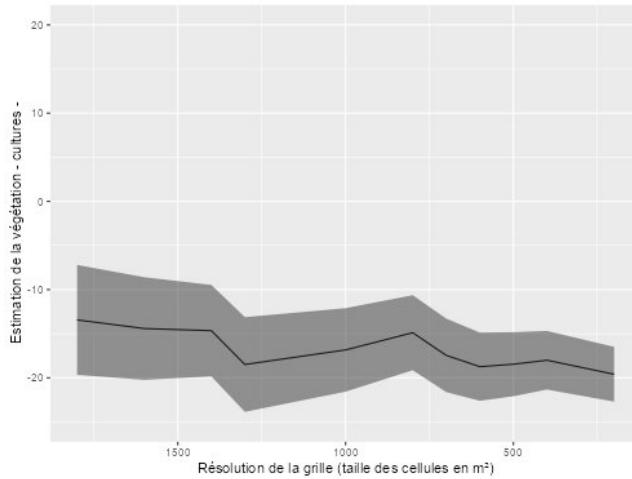


FIGURE 23 – Estimation de la modalité "cultures" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit selon une grille

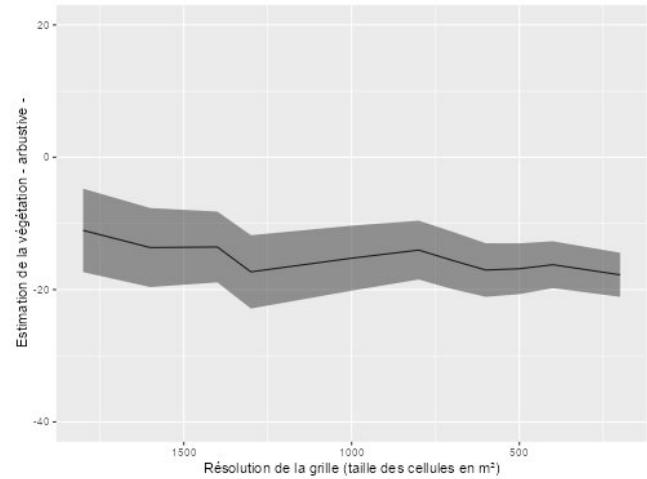


FIGURE 24 – Estimation de la modalité "arbustive" du paramètre "type de végétation" en fonction du nombre de points d'écoute réduit selon une grille

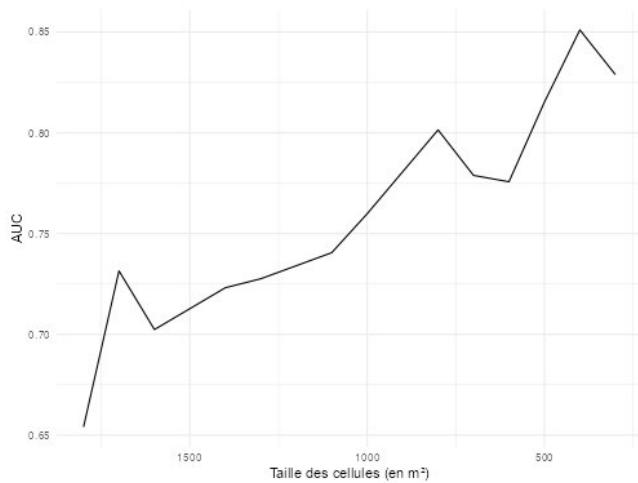


FIGURE 25 – AUC moyenne en fonction du nombre de points d’écoute réduit régulièrement

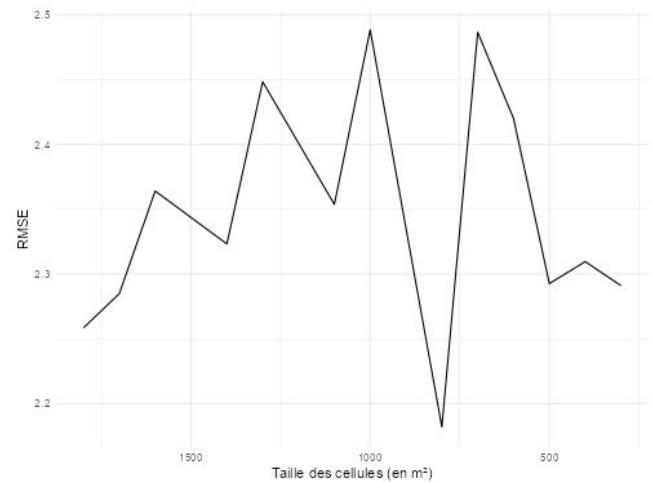


FIGURE 26 – RMSE moyen en fonction du nombre de points d’écoute réduit régulièrement

4. Discussion

4.0.1 Interprétation écologique du modèle

La distribution spatiale de la gorgebleue modélisée à partir des points d'écoute met en évidence une répartition non aléatoire au sein de la réserve. Les habitats les plus utilisés sont les friches (moutarde, ciguë, queue de lièvre), présentes notamment sur les digues, la soude arborescente, ainsi que les roselières. Les gorgebleues nichent dans les habitats ouverts au sein d'une végétation dense et haute, favorisant les postes de chant des mâles territoriaux. Les sites de nidification sont sélectionnés dans des zones propices à la reproduction (ressources alimentaires suffisantes pour l'élevage des jeunes, couvert végétal protégeant la ponte), loin du dérangement (prédateur, activités humaines).

Par ailleurs, la pratique de la fauche, initialement mise en place afin de maintenir une végétation basse favorable à l'accueil en hivernage des anatidés herbivores (bernache cravant et oie cendrée), semble défavorable à la nidification de la gorgebleue à miroir. Des résultats similaires ont été observés sur des espèces de passereaux de prairies humides, où la densité est plus importante en l'absence de fauche l'année précédente. Ces zones non fauchées sont probablement plus riches en invertébrés, source de nourriture (WETTSTEIN et SCHMID 1999 ; KNOP et al. 2006). Aussi, cela permettrait d'avoir des plantes herbacées hautes susceptibles de dissimuler plus efficacement le nid contre la prédateur (BALDI et BATARY 2005).

D'anciennes études ont mis en lumière que les submersions peuvent augmenter les variations du succès reproducteur et par conséquent, des fluctuations dans les tailles de populations (MILLS 2012). La durée de submersion semble avoir un effet négatif sur les densités de la gorgebleue. La submersion entraîne la destruction des nids au ras du sol (DEBUE et al. 2021). Les passereaux délocalisent leur nid et la submersion prolongée des prés-salés pourrait rendre inaccessible des zones d'alimentation ou des zones de report pour les passereaux. Les prés salés de la réserve connaissent un des plus fort taux de sédimentation au monde, se traduisant par une augmentation de leur surface, très riches en production végétale et production de carbone. Les submersions intenses et de courte durée pourraient être favorables au fil du temps pour le dépôt de nutriments et de matière organique dans les prés-salés, favorisant la croissance de la végétation halophyte, source d'invertébrés pour les gorgebleues.

4.0.2 Optimisation du protocole d'échantillonnage en points d'écoute

Les résultats obtenus lors de la suppression progressive des points d'écoute fournissent des informations sur différentes stratégies d'échantillonnage. À partir de 75 points d'écoute tirés aléatoirement sur le site d'étude, soit une réduction de 17 points, il est possible d'étudier l'effet de variables environnementales sur l'abondance et la répartition des gorgebleues. Si les variables explicatives ou les modalités de celles-ci ne sont pas sous-représentées sur la réserve, il est possible de réduire d'autant plus le nombre de points d'écoute. Par exemple, la végétation herbacée rase représentent 67% de la réserve, alors que la strate arbustive ne représente que 2%. Aussi, plus les gestionnaires visent une précision fine des résultats (une réduction de la variance se traduisant par une réduction des intervalles de crédibilité), plus ils ont intérêt à augmenter le nombre de points d'écoutes. Les résultats concernant l'AUC et le RMSE suggèrent qu'il est judicieux de maximiser le nombre de points d'écoute si l'objectif est de prédire la densité et la répartition spatiale des individus (et dresser des cartographies). Les valeurs de RMSE indiquent qu'il est tout de même possible de réduire le nombre de points d'écoute à 55 pour atteindre de façon convenable cet objectif.

Aussi, une disposition des points d'écoute selon une grille (un point par cellule) dans le domaine d'étude semble possible au vu des résultats concernant l'estimation des paramètres des variables environnementales et de l'AUC. Cette méthode semble préférable si certaines variables ou modalités sont peu représentées sur le site d'étude. En effet, cela assure une couverture plus homogène du site avec moins de risques de sur- ou sous-échantillonnage de certaines zones. Ce tirage peut donc s'avérer plus représentatif que l'échantillonnage aléatoire simple pour des sites hétérogènes. Néanmoins, l'instabilité de la valeur de RMSE selon les différents cas de figures du nombre de points d'écoute démontre une faible capacité du modèle à prédire correctement les densités de gorgebleues dans l'espace. En effet, un tel tirage de points d'écoute peut entraîner un biais si la régularité de l'échantillonnage coïncide avec un patron spécifique de la distribution de l'espèce ou de la covariable environnementale. La position des points est partiellement contrainte par la grille, ce qui peut ne pas capturer toutes les variations du site.

L'objectif défini conditionnera alors très étroitement la façon d'échantillonner. L'échantillonnage aléatoire permet la représentativité des populations sans biais (ANCELLE 2002). Or, pour les zones hétérogènes, les méthodes d'échantillonnage stratifié sont souvent recommandées, car elles garantissent que toutes les sous-régions sont représentées proportionnellement, ce qui

conduit à des données plus fiables et complètes (LEVY et LEMESHOW 2013). L'échantillonnage aléatoire stratifié, tel qu'il a été réalisé au cours de ce stage, est plus pratique et moins coûteux à mettre en place sur le terrain, surtout sur de vastes zones et difficiles d'accès. La disposition de points selon une grille peut également s'avérer intéressant afin de détecter des patrons réguliers spatiaux ou dans l'étude de gradients environnementaux.

Il est important de retenir que l'un des trois principaux objectifs des réserves naturelles est de préserver les espaces naturels en réduisant les pressions anthropiques et en mettant en œuvre des actions de gestion appropriées soumises à des contraintes financières (nombre d'agents sur le terrain, temps disponible). Une évaluation de l'efficacité de ces actions sur la biodiversité est essentielle pour garantir le bon fonctionnement des actions des réserves. En ce sens, l'intérêt est de quantifier l'impact des variables explicatives (processus de sélection du site de reproduction), dont les modalités de gestion sur la distribution des oiseaux. Selon nos résultats, un tel objectif peut être accompli en réduisant d'au moins 20% le nombre de points d'écoute sur la réserve. D'autre part, les prédictions de la répartition spatiale des passereaux peut s'avérer intéressante dans l'identification des secteurs à enjeux, notamment pour les espaces protégés ouverts au public et soumis à une pression humaine plus importante. Si c'est particulièrement cet objectif qui est défini, il pourrait être plus pertinent d'anticiper les changements dans la distribution d'aire de répartition des oiseaux et de concentrer les efforts sur les prédictions de ces changements. Il faudrait alors maximiser le nombre de points d'écoute pour obtenir des données fiables.

Dans le cadre de l'étude de l'effet d'une variable sur la répartition de la gorgebleue, le protocole pourrait être améliorable. Prenons l'exemple de l'effet de la fauche. Afin d'augmenter la puissance des analyses et la précision de l'estimateur, un protocole idéal serait d'appliquer simultanément, sur au moins 10 zones dans la réserve, une action de fauche sur la moitié de la surface de la zone (traitement), en laissant l'autre moitié en absence de fauche (témoin). Pour chaque zone, la portion fauchée serait tirée aléatoirement. De cette manière, l'impact de la fauche sera testée en suivant les changements de densité de la gorgebleue au cours du temps. Une telle expérience devrait être entreprise sur plusieurs années pour mesurer l'effet recherché. Il s'agit là d'un échantillonnage qui correspond à une expérience manipulative. Cela reste difficile à mettre en place sur les réserves naturelles (multitudes de suivis sur le site, contraintes financières, temporelles, débat philosophique sur la notion même de réserve), mais c'est une idée qui est discutée. C'est pourquoi il serait aujourd'hui plus intéressant pour les réserves de stratifier le plan d'échantillonnage sur les traitements ou modalités pré-existantes (RICHARD

et al. 2009). Cependant, il est plus difficile de se libérer du bruit et la conclusion sera moins fiable. C'est la raison pour laquelle il est important de renforcer le contrôle des variables perturbatrices, comme c'est déjà le cas par exemple pour la saisonnalité (en répétant le protocole tous les ans à la même période) et de faire des répétitions des unités d'échantillonnage (ANCELLE 2002 ; RICHARD et al. 2009).

Considérée comme une espèce parapluie, la protection de la gorgebleue est supposée bénéficier à un large éventail d'espèces, ce qui en fait un indicateur potentiel de la qualité écologique de la réserve (FROUD et al. 2022). Cependant, selon Aurélien BESNARD 2014, une espèce parapluie doit être sensible aux pressions anthropiques pour assurer une protection efficace de l'ensemble de la biodiversité. De récentes études ont observé une augmentation de la présence de la gorgebleue dans des milieux cultivés CHIRON 2017. Aussi, le concept d'espèce parapluie présente ses limites puisque toutes les espèces d'un habitat ne possèdent pas les mêmes exigences écologiques dans toutes les dimensions de l'espace environnemental (Aurélien BESNARD 2014). Il serait donc nécessaire que la niche écologique de la gorgebleue couvre celles de toutes les autres espèces pour qu'elle puisse jouer pleinement ce rôle. En ce sens, il semblerait plus pertinent d'élargir les analyses pour considérer l'ensemble de la communauté de passereaux. Ces modèles de distribution des espèces permettrait de définir la répartition de toutes les espèces cibles et ainsi définir les zones de gestion et de protection. Cette méthodologie sera à vocation à être déployée sur d'autres réserves à l'issue de ce stage.

Références

- ANCELLE, Thierry (2002). *Statistique épidémiologie*. fr. Google-Books-ID : kSB2AAAACAAJ. Maloine. ISBN : 9782224027063.
- ANTEAU, Michael J. et al. (déc. 2012). “Nest survival of piping plovers at a dynamic reservoir indicates an ecological trap for a threatened population”. en. *Oecologia* 170.4, p. 1167-1179. ISSN : 1432-1939. DOI : 10.1007/s00442-012-2384-y. URL : <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2384-y> (visité le 13/03/2024).
- AZPIROZ, Adrián B. et John G. BLAKE (fév. 2016). “Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay”. en. *The Condor* 118.1, p. 12-23. ISSN : 0010-5422, 1938-5129. DOI : 10.1650/CONDOR-15-49.1. URL : <https://academic.oup.com/condor/article/118/1/12-23/5153222> (visité le 10/03/2024).
- BALDI, Andras et Peter BATARY (2005). “Nest predation in European reedbeds : different losses in edges but similar losses in interiors”. *Folia Zool.* 54.3, p. 285-292.
- BALMFORD, Andrew, Rhys E. GREEN et Martin JENKINS (juill. 2003). “Measuring the changing state of nature”. en. *Trends in Ecology & Evolution* 18.7, p. 326-330. ISSN : 01695347. DOI : 10.1016/S0169-5347(03)00067-3. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534703000673> (visité le 10/03/2024).
- BESNARD, A. et J.M. SALLES (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*. Rapp. tech. DREAL PACA, pôle Natura 2000, p. 62.
- BESNARD, Aurélien (oct. 2014). “Distribution et sélection d'habitat des passereaux prairiaux en plaine d'inondation”. fr. Thèse de doct. Université d'Angers. URL : <https://theses.hal.science/tel-01564920> (visité le 06/06/2024).
- BONNET, Patrick (1984). *Les passereaux marqueurs d'anthropisation dans un marais salant de l'ouest de la France (Guérande)*.
- CHAMPION, Emmanuelle et al. (2022). *Evaluation du plan de gestion 2013-2022 - Réserve Naturelle Nationale Baie de l'Aiguillon*. fr. Rapp. tech. Réserve Naturelle de la Baie de l'Aiguillon, LPO, OFB, Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Nouvelle-Aquitaine, p. 178.
- CHIRON, D. (2017). “Expansion spatiale de la Gorgebleue à miroir de Nantes Luscinia svecica namnetum en plaine céréalière intensive (Centre-Ouest de la France).” *Alauda* 85.2, p. 83-89.

DEBUE, Marianne et al. (2021). "Quelles sont les principales conséquences de la dépolérisation sur la biodiversité ? Une approche par revue systématique - Note de synthèse". fr. report. PatriNat (OFB-CNRS-MNHN). URL : <https://mnhn.hal.science/mnhn-04169920> (visité le 01/06/2024).

DESGRANGES, Jean-Luc et al. (fév. 2006). "Modelling Wetland Bird Response to Water Level Changes in the Lake Ontario – St. Lawrence River Hydrosystem". en. *Environmental Monitoring and Assessment* 113.1, p. 329-365. ISSN : 1573-2959. DOI : 10.1007/s10661-005-9087-3. URL : <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9087-3> (visité le 10/03/2024).

FROUD, Louise et al. (nov. 2022). *Rapport d'activité des Réserves Naturelles Nationales de la baie de l'Aiguillon (Vendée et Charente-Maritime)*. fr. Rapp. tech. Réserve Naturelle Baie de l'Aiguillon & Ministère de la Transition Ecologique, Direction de l'Eau et de la Biodiversité, p. 86.

GHISLAIN, Manon et al. (avr. 2024). "Synchrony in adult survival is remarkably strong among common temperate songbirds across France". en. *Ecology*, e4305. ISSN : 0012-9658, 1939-9170. DOI : 10.1002/ecy.4305. URL : <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.4305> (visité le 21/05/2024).

KNOP, Eva et al. (fév. 2006). "Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity". en. *Journal of Applied Ecology* 43.1, p. 120-127. ISSN : 0021-8901, 1365-2664. DOI : 10.1111/j.1365-2664.2005.01113.x. URL : <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2005.01113.x> (visité le 06/06/2024).

LASGORCEUX, Florian et al. (2022). "Parameter identifiability in bivariate spatiotemporal point processes for ecological presence-only data under incomplete sampling".

LEVY, Paul S. et Stanley LEMESHOW (juin 2013). *Sampling of Populations : Methods and Applications*. en. Google-Books-ID : XU9ZmLe5k1IC. John Wiley & Sons. ISBN : 9781118627310.

MILLS, L. Scott (déc. 2012). *Conservation of Wildlife Populations : Demography, Genetics, and Management*. en. Google-Books-ID : 8IFMYN_BdYMC. John Wiley & Sons. ISBN : 9780470671498.

MORRISON, Catriona A. et al. (août 2013). "Recent population declines in Afro-Palaearctic migratory birds : the influence of breeding and non-breeding seasons". en. *Diversity and Distributions* 19.8. Sous la dir. de Richard DUNCAN, p. 1051-1058. ISSN : 1366-9516, 1472-4642. DOI : 10.1111/ddi.12084. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12084> (visité le 21/05/2024).

RENNER, Ian W. et al. (avr. 2015). “Point process models for presence-only analysis”. en. *Methods in Ecology and Evolution* 6.4. Sous la dir. de Robert B. O’HARA, p. 366-379. ISSN : 2041-210X, 2041-210X. DOI : 10.1111/2041-210X.12352. URL : <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.12352> (visité le 28/05/2024).

RICHARD, E. Dauffy et al. (2009). “Concevoir un inventaire : comment construire un plan d’échantillonnage ? (Chap. 1)”. fr. ONF, p. 15. URL : <https://hal.inrae.fr/hal-02593883> (visité le 22/05/2024).

RUE, Håvard, Sara MARTINO et Nicolas CHOPIN (avr. 2009). “Approximate Bayesian Inference for Latent Gaussian models by using Integrated Nested Laplace Approximations”. en. *Journal of the Royal Statistical Society Series B : Statistical Methodology* 71.2, p. 319-392. ISSN : 1369-7412, 1467-9868. DOI : 10.1111/j.1467-9868.2008.00700.x. URL : <https://academic.oup.com/jrssb/article/71/2/319/7092907> (visité le 14/03/2024).

VALLECILLO, David (2021). “Modélisation de la répartition spatio-temporelle des oiseaux d’eau en Camargue : un outil pour la gestion”. Français. Thèse de doct. Montpellier : Montpellier. URL : <https://theses.hal.science/tel-03615361>.

WETTSTEIN, Walter et Bernhard SCHMID (juin 1999). “Conservation of arthropod diversity in montane wetlands : effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers”. en. *Journal of Applied Ecology* 36.3, p. 363-373. ISSN : 0021-8901, 1365-2664. DOI : 10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x. URL : <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x> (visité le 06/06/2024).

ZNIDERSIC, Elizabeth (2019). *Optimizing monitoring techniques for secretive marsh birds*. Australia : Charles Sturt University.

A. Annexes

A.1. Elaboration de la matrice d'observation A lors de l'implémentation du modèle

La matrice d'observation A permet la transformation des variables latentes x vers le prédicteur linéaire $\eta : \eta = Ax$. Cette dernière est définie en deux étapes. Des matrices diagonales sont d'abord créées pour chaque année i et prospection j , avec pour dimensions, le nombre de cellules de Voronoi (nv). Dans un second temps, les matrices L sont créées, de dimensions le nombre de cellules de Voronoi x le nombre d'observations à l'année i et la prospection j ($nv \cdot n_{ij}$). Ces matrices sont fusionnées pour obtenir la matrice d'observation.

Un vecteur de pondération est créé à partir des cellules de Voronoi.

Enfin, chaque variable observée y_i doit correspondre à son vecteur de covariables environnementales. Ainsi, un vecteur composé de 1 pour le nombre d'observations de chaque année i et chaque prospection j est créé. Les valeurs des covariables doivent être associées en chaque point d'observation et en chaque point de la maille.

Un schéma illustrant la conception des matrices et vecteurs est présenté sur la Fig. 27.

A.2. Courbes des densités a posteriori de la durée et l'intensité de submersion

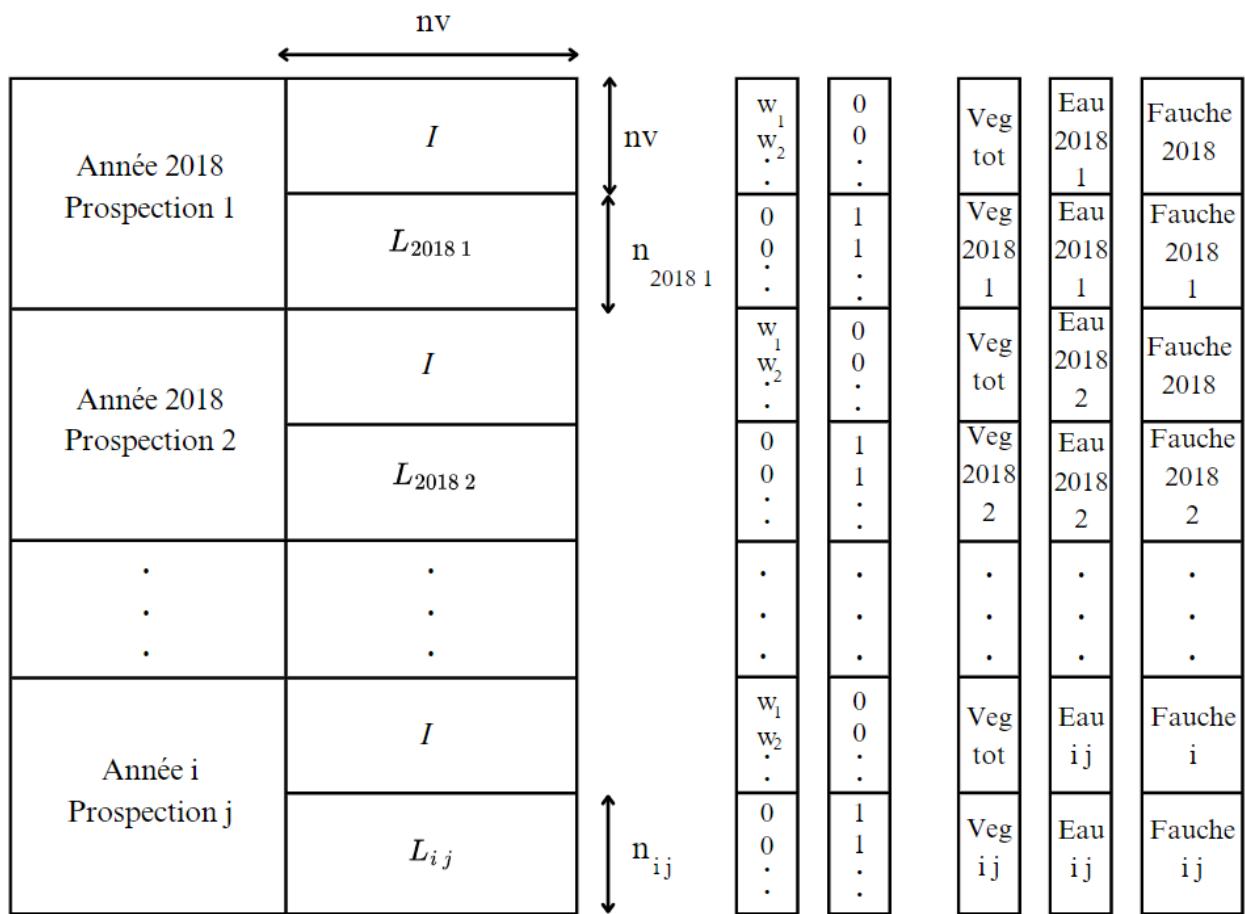


FIGURE 27 – Conception mathématique de la matrice d’observation et des vecteurs de covariables (I : matrices identités ; L_{ij} : matrices constituées de 0 et de 1 correspondant aux observations à l’année i et la période j ; nv : nombre de cellules de Voronoi ; n_{ij} : nombre d’observations à l’année i et la période j ; w : poids d’intégration)

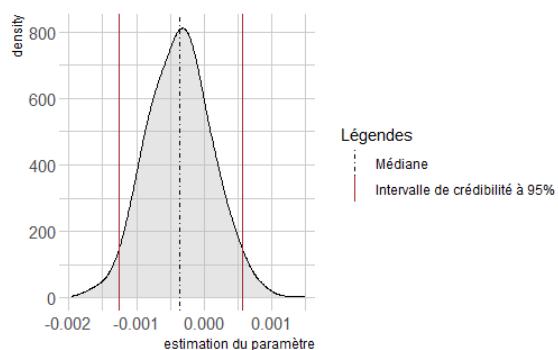


FIGURE 28 – Courbe de densité et intervalle de crédibilité du paramètre estimé de la durée de submersion

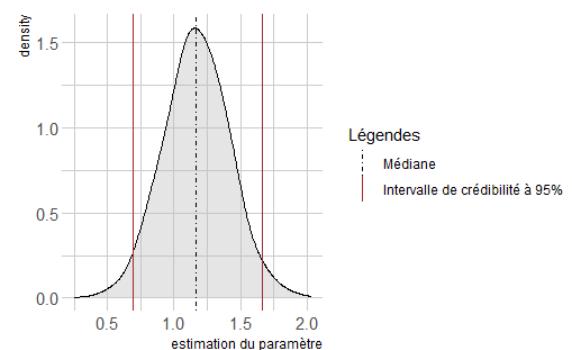


FIGURE 29 – Courbes de densité et intervalles de crédibilité du paramètres estimé de l’intensité de submersion

B. Mes contributions

J'ai réarrangé les jeux de données pour leur utilisation dans le cadre de nos analyses, et notamment de la modélisation INLA.

J'ai créé les variables "intensité" et "durée de submersion", ainsi que reclassifier les classes de végétation avec les conseils de Paméla Lagrange et Thibault Lefort.

J'ai contribué à l'implémentation numérique du modèle spatial par le package INLA, avec l'aide très précieuse de Florian Lasgorceux et Julien Papaïx. J'ai analysé les paramètres estimés du modèle. J'ai réalisé les analyses de la qualité d'ajustement et prédictive du modèle. J'ai réalisé la suppression aléatoire, et aléatoire stratifié des points d'écoute, et analysé l'estimation des paramètres, de l'AUC et du RMSE.

Je suis allée à la rencontre des gestionnaires afin de répondre à leurs attentes pour la modélisation et l'analyse de données.

J'ai également participé au suivi des passereaux nicheurs (sur une matinée) pour rendre compte de la réalité terrain.