

Analyse spatiale et environnementale de la présence du Muscardin (*Muscardinus avellanarius*) en Bretagne : un exemple d'exploitation cartographique et statistique de données d'occurrence

Thomas Dubos¹, Franck Simonnet¹ et Marie Le Roux²

¹ GMB – Maison de la Rivière – 29450 Sizun

² MLR-Environnement – Le Villard 74210 Montmin

Introduction

Les associations naturalistes engrangent un nombre important de données d'occurrence collectées selon des protocoles peu standardisés ou de façon opportuniste. Les outils modernes de traitement statistique permettent d'envisager une exploitation de ces données à relativement faible valeur informative et quantitative dans un but d'étude des préférences écologiques voire de suivi des populations (Calenge *et al.* 2015 ; Kéry *et al.*, 2010). En particulier, la modélisation de la distribution des espèces permet d'analyser les données de présence d'une espèce sans disposer de données d'absence (Baldwin, 2009).

Disposant d'un lot important de données d'occurrence à l'issue de la réalisation d'un atlas régional des mammifères et dans le but de mieux comprendre la répartition de certaines espèces en Bretagne mais aussi d'analyser cette répartition dans une optique de restauration de continuités écologiques, le Groupe Mammalogique Breton a souhaité tester les outils de modélisation de distribution. Il s'est tourné en premier lieu vers le Muscardin (*Muscardinus avellanarius*), espèce présentant à la fois une répartition énigmatique et des problématiques de fragmentation des populations.

Le Muscardin

Rongeur appartenant à la famille des Gliridés, le Muscardin est lié aux stades forestiers pionniers et intermédiaires et en particulier à la strate arbustive. Il occupe ainsi les lisières forestières, les boisements à sous-bois dense, les clairières et parcelles en régénération, les haies bocagères et les zones de fourrés (Juškaitis et Büchner, 2010 ; Bright *et al.*, 2006). Son régime alimentaire est avant tout composé de baies, fleurs, amandes et bourgeons des végétaux arbustifs, et complété de proies animales (puçerons, chenilles, œufs) (Juškaitis et Büchner, 2010 ; Papillon *et al.*, 2000). Hibernant de novembre à mars dans la majeure partie de son aire de répartition - il présenterait une dormance estivale dans les régions méditerranéennes (Panchetti *et al.*, 2004) -, il peut subir un fort taux de mortalité en hiver (Juškaitis et Büchner, 2010 ; Quéré et Le Louarn, 2011).

Son aire de répartition s'étend, du Sud de l'Angleterre au Nord de l'Anatolie en longitude et du Sud de la Suède à la Sicile et au Péloponnèse en latitude, couvrant une grande variété de conditions écologiques. Figurant sur la liste des espèces protégées en France, il est classé en « préoccupation mineure » sur les listes rouges mondiale et française des espèces menacées et « quasi-menacé » en Bretagne.

Le Muscardin en Bretagne

Dans le cadre de la réalisation d'un atlas des mammifères, une recherche active du Muscardin a été menée dans les cinq départements de la Bretagne dite historique durant cinq ans (2010-2014), en particulier par la recherche des noisettes, ainsi que des noyaux de merises et de prunelles, rongés de

façon caractéristique. Cette collecte d'indices de présence a permis de dresser une carte de répartition régionale de l'espèce approchant l'exhaustivité, sur la base d'un carroyage 10x10 km, corroborée par les observations à vues et les restes osseux trouvés dans des pelotes de réjection.

Cet état des lieux a permis de constater d'une part une régression puisque l'espèce n'a plus été retrouvée dans plusieurs localités où elle avait été observée au cours du XX^e siècle, et d'autre part une fragmentation de la répartition (Figure 1) et une vulnérabilité de ce point de vue. En effet, ont été mis en évidence l'existence d'un isolat de population au Nord-Ouest et d'une continuité ténue des populations à l'Est où la zone de présence semble étroite. Enfin, l'absence de l'espèce dans une large partie Ouest et Sud de la région demeurerait largement inexpliquée.

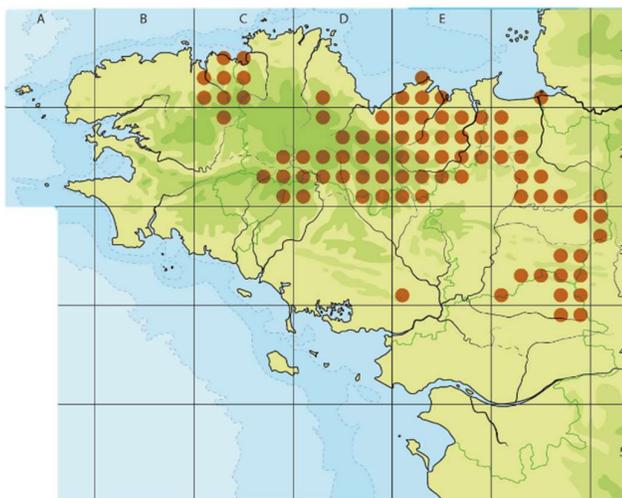


Figure 1 : Atlas des Mammifères de Bretagne (2005-2014) : Répartition du Muscardin (*Muscardinus avellanarius*) © Metagraphic/GMB

Cette absence, attribuée à un retrait historique de l'espèce, est potentiellement lié à une déforestation plus sévère au cours des siècles derniers (Rolland, 2015). Cette hypothèse est à relier avec le fait que l'aire actuelle de présence de l'espèce correspond assez fidèlement à celle où des massifs forestiers de taille conséquente (plus de 1000 ha) ont été maintenus. Cependant, l'espèce n'étant pas strictement inféodée aux massifs forestiers et des zones d'habitat très favorable subsistant dans la zone d'absence, les pistes d'explication demeurent incomplètes.

Du point de vue de l'occupation des habitats à l'échelle des paysages, il est intéressant de noter que, tandis que dans les zones de présence fragmentées l'espèce subsiste essentiellement dans ses milieux de prédilection (massifs forestiers et leurs abords immédiats, bocage dense et fonds de vallées en cours de fermeture), dans la zone où la répartition est large et continue elle occupe des habitats plus dégradés, un bocage lâche ou résiduel et des sites plus éloignés des boisements (Rolland, 2015).

Devant ce constat, la modélisation de la distribution de cette espèce nous est apparue comme un outil pouvant améliorer la compréhension des facteurs déterminants sa présence.

La modélisation de distribution : principe

La modélisation de distribution d'une espèce consiste à définir une part de la niche environnementale réalisée d'une espèce (Guisan *et al.*, 2017) à partir de données d'occurrence de celle-ci et de plusieurs variables environnementales. Plusieurs méthodes de modélisation existent (arbres de classification dichotomiques ou de régression, régressions multiples, modèles de régression linéaire, maximum d'entropie...); le package Biomod2 (Thuiller *et al.*, 2009 ; Thuiller *et al.*, 2016) disponible sur R 3.3 a permis de tester 7 algorithmes différents (CTS, FDA, GAM, GBM, GLM, MARS, Maxent).

A l'issue de l'analyse, trois principaux résultats sont produits : une carte de probabilité de présence de l'espèce ou de ses habitats, la part de contribution de chacune des variables environnementales

aux modèles et des courbes de réponse représentant la probabilité de présence en fonction de chaque variable. La performance des différents modèles utilisés peut être évaluée (c'est-à-dire leur capacité à expliquer la distribution d'une espèce), ce qui permet de retenir le ou les modèles les plus efficaces pour le jeu de données concerné.

Deux analyses de ce type ont été menées, une analyse préliminaire avec le jeu de données issu de l'atlas des mammifères de Bretagne et un jeu de variables environnementales limité (géographiquement et en qualité) et une seconde avec un jeu de données d'occurrence complété et des variables environnementales plus solides et complètes.

Analyse préliminaire : méthode et résultats

La première analyse a porté sur un jeu de 169 localisations d'observation collectées entre 2005 et 2014 dans les quatre départements de la Bretagne administrative et un jeu de 12 variables environnementales (raster de résolution de 100m - Tableau 1). Le modèle par Maximum d'entropie (Maxent) a été retenu (Steven, 2019 ; Phillips *et al.*, 2006).

Tableau 1 : Variables environnementales utilisées dans l'analyse préliminaire, sources et méthodes de construction des rasters

Variable – Nom -	Type	Description	Donnée source	Méthode de construction
Continuité du bocage – <i>Bocage</i> -	Continue	Indice de densité de haies, bois et lisières	BDTOPO © IGN	Calcul d'un indice par maille avec l'algorithme Fragstat sous SAGA GIS
Précipitations annuelles moyennes – <i>Pmoy_full</i> -	Continue	Précipitations annuelles moyennes pour la période 1960-1990	WORLDCLIM 1.4	Calcul de la moyenne des valeurs du Raster WorldClim par maille de 100 m sous QGIS
Température annuelle moyenne – <i>Tmoy_full</i> -	Continue	Température annuelle moyenne pour la période 1960-1990	WORLDCLIM 1.4	Calcul de la moyenne des valeurs du Raster WorldClim par maille de 100 m sous QGIS
Couvert arboré – <i>Arbo</i> -	Continue	Taux de boisements feuillus et mélangés	Taux de couvert arboré en France (fy feu tx 100m) (IMAGE2012, Copernicus)	Conversion emprise et résolution du raster d'origine sous QGIS
Proximité du littoral – <i>D_lito</i> -	Continue	Distance à la côte la plus proche	Trait de Côte HISTOLITT® - SHOM	Calcul d'un raster de distance sous QGIS
Densité du bocage à large échelle – <i>densite_large_bocage</i> -	Continue	Indice de densité à large échelle (5 km) de haies, bois et lisières	BDTOPO © IGN	Calcul d'un indice par maille avec l'algorithme Fragstat sous SAGA GIS (fenêtres mobiles jusqu'à 5 km)
Proximité des forêts anciennes – <i>D_cassini</i> -	Continue	Distance à la forêt ancienne (répertoriée dans les cartes de Cassini du XVIIIème)	Numérisation des aires de forêts des cartes de Cassini	Calcul d'un raster de distance sous QGIS
Microtopographie – <i>Cat_Microtopo</i> -	Catégorielle	Classe de topographie dominante de la maille	RGEALTI 2.0 © IGN	Calcul de l'indice « TPI based Landform classification » sous SAGA - 10 classes
Proximité des cœurs de forêt – <i>D_forêt</i> -	Continue	Distance au cœur de forêt le plus proche	BDTOPO © IGN et Raster Paysage Bretagne (UMR ESO 6590)	Construction des cœurs de forêts avec l'algorithme Fragstat sous SAGA GIS, puis calcul d'un raster de distance sous QGIS
Densité forestière à large échelle – <i>densite_large_foret</i> -	Continue	Indice de densité à large échelle (5 km) de cœurs de forêts	BDTOPO © IGN et Raster Paysage Bretagne (UMR ESO 6590)	Construction des cœurs de forêts, puis calcul d'un indice de densité avec l'algorithme Fragstat sous SAGA GIS (fenêtres mobiles jusqu'à 5 km)
Humidité – <i>Humid</i> -	Continue	Degré d'hygrométrie de la maille	RGEALTI 2.0 © IGN	Topographic Wetness Index sous SAGA GIS
Urbanisation – <i>Urba</i> -	Continue	Distance à la plus proche zone artificialisée	Taux d'imperméabilisation des sols fr_imd (IMAGE2012, Copernicus)	Vectorisation des zones imperméabilisées à plus de 75% et calcul d'un raster de distance de ces zones sous QGIS

L'Aire sous la courbe ROC (*Receiver Operating Characteristic*, Pearce et Ferrier 2000) – ou *Area Under Curve* AUC - traduit la capacité du modèle à prédire les présences (et absences) connues de l'espèce. L'AUC calculée pour le modèle retenu est de 0.94, ce qui montre une performance élevée.

Les résultats font apparaître que la continuité du bocage et les données climatiques sont les variables les plus structurantes de la répartition du Muscardin (Tableau 2).

Tableau 2 : Contribution relative de 12 variables environnementales dans la probabilité de présence du Muscardin en Bretagne administrative selon le modèle Maxent

Variable	Contribution (%)
Continuité du bocage - <i>Bocage</i> -	26,7
Précipitations annuelles moyennes - <i>Pmoy_full</i> -	16,0
Température annuelle moyenne - <i>Tmoy_full</i> -	13,4
Couvert arboré - <i>Arbo</i> -	9,0
Proximité du littoral - <i>D_lito</i> -	7,8
Densité du bocage à large échelle - <i>densite_large_bocage</i> -	5,8
Proximité des forêts anciennes - <i>D_cassini</i> -	5,3
Microtopographie- <i>Cat_Microtopo</i> -	5,2
Proximité des cœurs de forêt - <i>D_forêt</i> -	4,5
Densité forestière à large échelle - <i>densite_large_foret</i> -	3,6
Humidité - <i>Humid</i> -	1,8
Urbanisation - <i>Urba</i> -	0,8

Cette première analyse confirme l'importance des habitats forestiers et notamment bocagers dans l'explication de la répartition de l'espèce mais fait également apparaître une influence climatique. La cartographie de la probabilité de présence (Figure 4), apparaît quant à elle relativement fidèle à la répartition observée mais met en évidence des zones favorables où l'espèce n'est pas connue. Ainsi, la poursuite des analyses avec un jeu de données plus conséquent est apparue nécessaire.

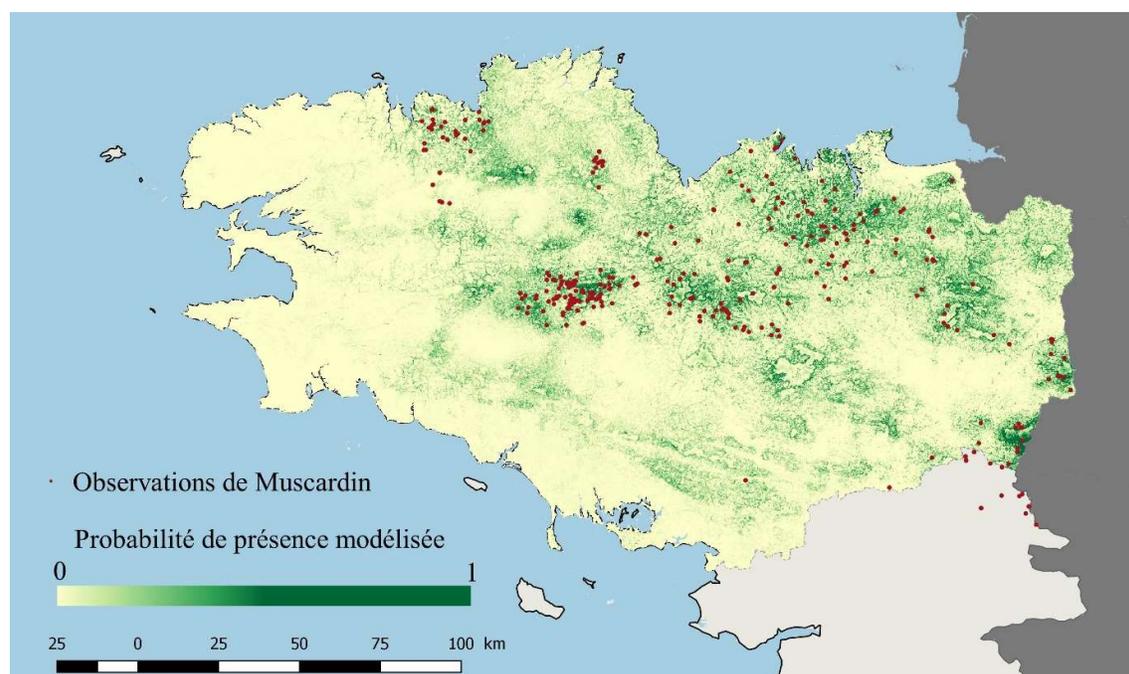


Figure 4 : Distribution potentielle du Muscardin en Bretagne administrative modélisée par maximum d'entropie (Maxent, AUC=0,94) à partir de 169 données d'occurrence et de 12 variables environnementales

Analyse principale : méthode et résultats

La deuxième analyse a porté sur 505 localisations d'observation collectées entre 2005 et 2018 dans les cinq départements de la Bretagne dite historique et un jeu de 40 variables environnementales

d'une résolution de 10 mètres. Elle a fait l'objet d'une pondération géographique du biais d'échantillonnage à l'aide d'un raster de densité des observations (carte de chaleur dans un rayon de 5km). Par ailleurs, 57 tests de modélisation ont été menés par permutation de lots de données sous-échantillonnées, de lots de variables sélectionnées et utilisation de diverses méthodes de modélisation. Chacun de ces tests a été répliqué 10 fois, chacune de ces 10 itérations étant calibrée sur 75% des données d'occurrence (les 25% restants ont permis le calcul de l'AUC). Le meilleur modèle retenu est un *Generalized Boosting Model* (GBM) (Friedman, 1991 ; Elith *et al.*, 2008) avec 16 variables explicatives et une AUC de 0,912.

Tableau 3 : Variables environnementales utilisées dans l'analyse principale, sources et méthodes de construction des rasters. Sauf mention contraire, toutes les variables sont continues

Variable	Description	Donnée source	Méthode de construction
distance de l'écotone arboré le plus proche	Distance à la haie ou la lisière la plus proche	BDTOPO © et BDFORET © IGN	Calcul d'un raster de distance sous QGIS depuis un assemblage de bois, haies et bordures de forêts
distance à l'eau (plans d'eau et cours d'eau)	Distance au point d'eau le plus proche	BDTOPO © IGN –cours et plans d'eau	Calcul d'un raster de distance sous QGIS
température moyenne du trim. le plus froid – BIO11	Température moyenne hivernale pour la période 1970-2000	Bioclimatic variables - WorldClim version. 2	Rééchantillonnage des valeurs du raster WorldClim en résolution de 10 m sous QGIS
amplitude thermique annuelle moyenne – BIO7	Amplitude thermique annuelle moyenne pour la période 1970-2000	Bioclimatic variables - WorldClim version. 2	Rééchantillonnage des valeurs du raster WorldClim en résolution de 10 m sous QGIS
précipitations moy. du trim. le plus froid - BIO19	Précipitations moyennes hivernales pour la période 1970-2000	Bioclimatic variables - WorldClim version. 2	Rééchantillonnage des valeurs du raster WorldClim en résolution de 10 m sous QGIS
insolation annuelle (mars → octobre)	Cumul de l'insolation directe et diffuse entre mars et octobre	/	Calcul avec l'algorithme "Potential Incoming Solar Radiation" sous SAGA à une latitude de 48'
exposition au vent dominant	Indice d'exposition au vent dominant (vent d'Ouest-Sud Ouest, soufflant dir. 60° pour la Bretagne)	RGEALTI 2.0 © IGN	Calcul de l'indice à partir du relief avec l'algorithme "Wind Effect (Windward / Leeward Index)" sous SAGA
fragmentation moyenne des espaces forestiers dans un rayon de 2 km	Fragmentation des forêts à une échelle moyenne (2 km) dans le paysage	BDFORET © IGN – classe « forêt fermée »	Calcul sous R de la moyenne, dans un rayon de 2 km, de l'indice de fragmentation des forêts de plus de 5 ha (algo. "Fragmentation" sous SAGA GIS)
densité des bois et haies dans un rayon de 500 m	Densité du bocage à une échelle assez réduite (0,5 km)	BDTOPO © IGN – classes de végétation « haies » et « bois »	Calcul de la densité de haies et bois « rasterisés » dans un rayon de 500 m sous R
densité de boisements "riches" dans un rayon de 500 m	Densité de peuplements forestiers favorables aux mammifères (mixtes clairs ou à dominante feuillue et feuillus hors monocultures)	BDFORET © IGN	Calcul de la densité de boisements "riches" « rasterisés » (assemblage des forêts fermées de chênes, hêtres et mélanges ou mixtes à dominance feuillue et de forêts ouvertes de feuillus ou mixtes) dans un rayon de 500 m sous R
densité de forêts anciennes dans un rayon de 5 000 m	Densité de forêts anciennes (répertoriée dans les cartes de Cassini du XVIIIème)	Numérisation des aires de forêts des cartes de Cassini	Calcul de la densité de forêts anciennes « rasterisées » dans un rayon de 5km sous R
densité de vergers dans un rayon de 5000 m	Densité de vergers dans un rayon de 5 km autour de chaque pixel du raster	BDTOPO © IGN – classe de végétation « vergers »	Calcul de la densité de vergers « rasterisés » dans un rayon de 5km sous R
indice de diversité des milieux dans un rayon de 500 m	Hétérogénéité des milieux et du paysage à échelle assez réduite (0,5 km)	Corinne Land Cover, version 2012	Calcul sous R de la moyenne, dans un rayon de 500m, d'un indice de diversité déterminé par l'algorithme "Diversity of Categories" (Conrad <i>et al.</i> , 2015) sous SAGA GIS
pollution lumineuse	Quantité moyenne de lumière nocturne durant la période 2010-2013	DMSP-OLS Nighttime Lights Time Series -V. 4	Rééchantillonnage des valeurs du raster « avg_lights_x_pct » en résolution de 10 m sous QGIS
microtopographie (var. catégorielle de 10 classes)	Classe de topographie dominante du pixel de 10 m	RGEALTI 2.0 © IGN	Calcul de l'indice "TPI based Landform classification" sous SAGA GIS
humidité potentielle des sols	Degré d'hygrométrie du pixel	RGEALTI 2.0 © IGN	Calcul avec l'algorithme "Topographic Wetness Index" sous SAGA GIS

Les résultats font apparaître que les variables les plus structurantes de la répartition du Muscardin en Bretagne sont la distance de l'écotone arboré le plus proche et deux variables climatiques (Tableau 4).

Tableau 4 : Contribution relative de 16 variables environnementales dans la probabilité de présence du Muscardin en Bretagne historique selon le modèle GBM

Variable	Contribution (%)
distance de l'écotone arboré (haies+lisières) le plus proche	41,9%
Température moyenne du trimestre le plus froid (1970 - 2000) - BIO11	23,5%
Amplitude thermique annuelle moyenne (1970 - 2000) - BIO7	10,9%
densité de vergers dans un rayon de 5000 m	5,1%
Fragmentation moyenne des espaces forestiers dans un rayon de 2000 m	4,4%
densité de forêts anciennes dans un rayon de 5 000 m	3,3%
Exposition aux vents dominants (OSO)	3,0%
densité de boisements "riches" dans un rayon de 500 m	2,2%
Précipitations moyennes du trimestre le plus froid (1970 - 2000) - BIO19	2,1%
microtopographie (plaine/plateaux/coteaux/vallées...)	2,1%
distance à l'eau (plans d'eau et cours d'eau)	0,6%
Indice de diversité des milieux dans un rayon de 500 m	0,4%
densité de haies et bosquets dans un rayon de 500 m	0,2%
pollution lumineuse (quantité de lumière nocturne moyenne sur la période 2010-2013)	0,1%
Insolation annuelle (cumul insolation directe et diffuse entre mars et octobre)	0,1%
humidité potentielle des sols	0,1%

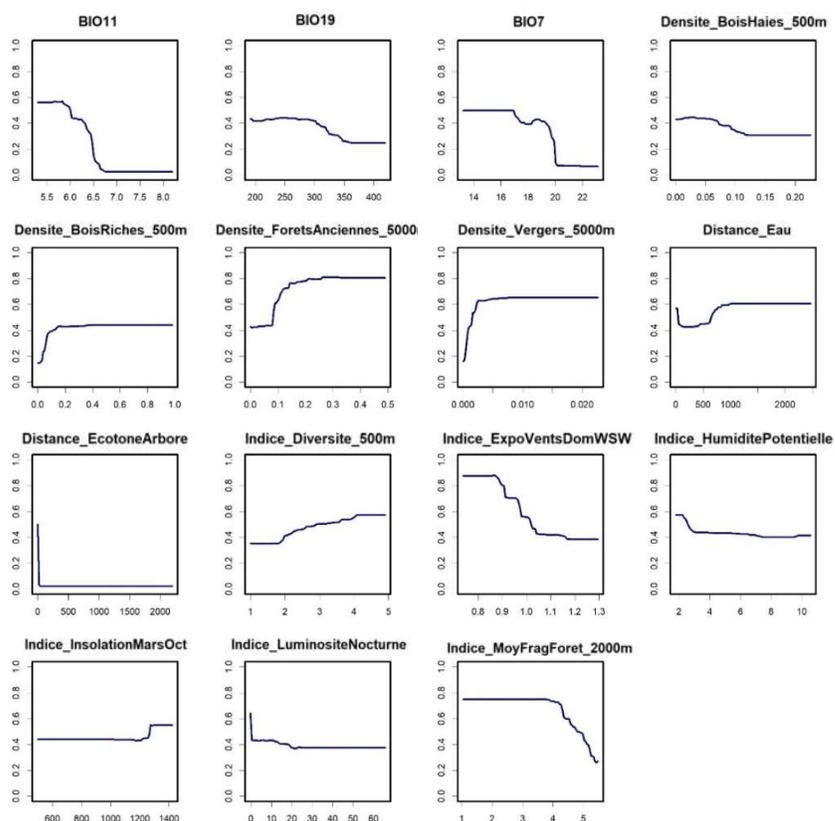


Figure 5 : Courbes de réponse des 15 variables environnementales explicatives continues de la présence du Muscardin en Bretagne historique selon le modèle GBM (en ordonnée, la probabilité de présence, en abscisse le gradient de la variable)

Les courbes de réponse (Figure 5) montrent que la probabilité de présence est plus élevée à proximité immédiate d'un écotone arboré, là où les températures moyennes hivernales sont inférieures à 6,5°C, où l'amplitude thermique annuelle est inférieure à 20°C, où les habitats forestiers ne sont pas trop fragmentés et les forêts anciennes occupent plus de 10% de l'espace dans un rayon de 5 km. Nous pouvons également noter que la probabilité de présence diminue avec l'indice d'humidité potentielle et l'exposition au vent et augmente avec l'indice de diversité des habitats, la densité de vergers et des boisements de feuillus diversifiés.

La cartographie de la probabilité de présence (Figure 6) montre quant à elle une efficacité supérieure à la première analyse en proposant une carte plus fidèle à nos observations de terrain. En particulier, l'absence de l'espèce dans le Morbihan est davantage expliquée ici.

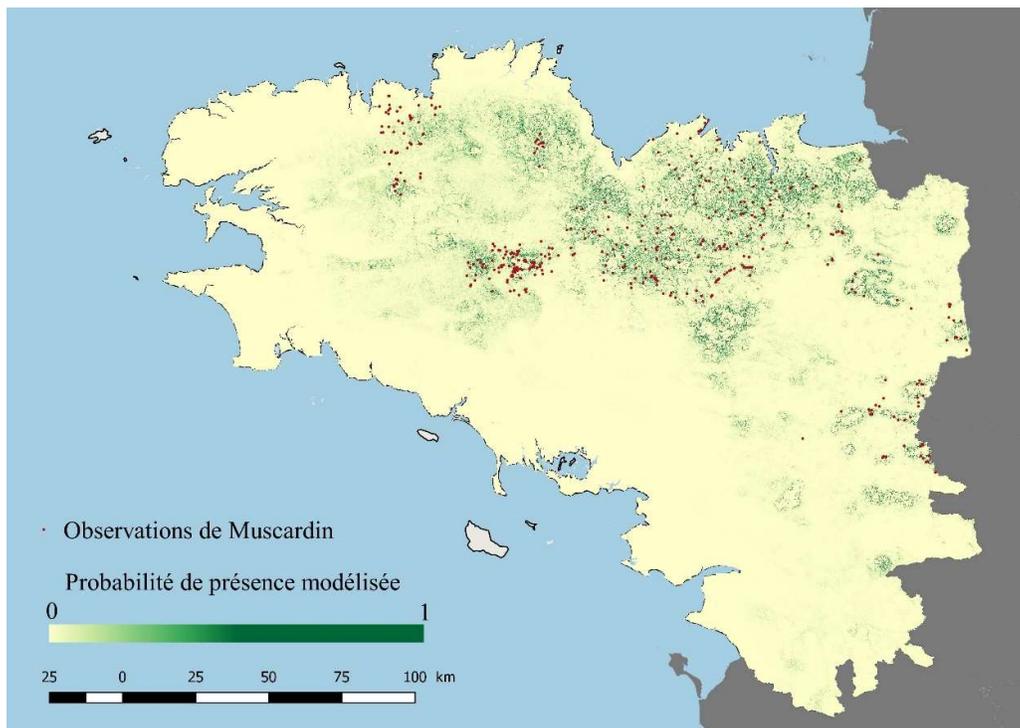


Figure 6 : Distribution potentielle du Muscardin en Bretagne administrative (GBM, AUC=0,912) à partir de 505 données d'occurrence et de 16 variables environnementales

Interprétation des résultats

Les résultats de l'analyse principale montrent que le Muscardin, en Bretagne, est présent :

- à l'échelle régionale, là où les températures hivernales sont les plus basses,
- à l'échelle des paysages :
 - dans les paysages marqués par la forêt, et ce depuis longtemps,
 - dans les paysages hétérogènes et comprenant vergers et beaucoup de boisements feuillus riches (bosquets, bois, forêt),
 - hors de zones fortement anthropisées,
- à l'échelle des habitats :
 - dans ou à proximité immédiate des haies, et lisières forestières,
 - à l'abri des vents dominants et hors des zones humides et inondables.

Ces résultats confirment l'importance des écotones arborés (haies et lisières) pour l'espèce. Ils mettent par ailleurs en lumière une place non-négligeable de l'habitat forestier puisque les variables concernant l'habitat boisé expliquent près de 10 % de la distribution de l'espèce. Ainsi, l'hypothèse d'une importance de l'historique du boisement et du déboisement de la région se voit consolidée. Ce résultat suggère que la présence de milieux boisés, soit est une condition de présence de l'espèce (qui y trouverait des conditions particulières faisant de ces milieux des zones sources), soit a été une condition nécessaire à son maintien à une époque où le bocage n'était pas suffisant ou adapté pour l'abriter.

A l'instar d'autres études (Reiners *et al.*, 2012 ; Goodwin *et al.*, 2018) nos résultats montrent une influence du climat. Le Muscardin semble avoir besoin, en Bretagne, d'hivers relativement froids. Ce résultat est probablement à mettre en relation avec son caractère hibernant. D'après Quéré et Le Louarn (2011), c'est en deçà de 6°C que le sommeil profond intervient. En Angleterre, les hivers doux lui sont considérés comme néfastes car ils entraînent des réveils hivernaux plus fréquents et augmentent ainsi le taux de mortalité hivernale (Moffatt, 2017). Une récente revue bibliographique met en évidence chez les rongeurs hibernants une diminution de la durée d'hibernation et du taux de survie hivernal avec l'augmentation de la température (Turbill et Prior, 2015). Cet effet pourrait être important pour le Muscardin, espèce particulièrement sensible aux conditions climatiques dans les zones au climat atlantique prononcé (Bright *et al.*, 1996). En ce qui concerne l'amplitude thermique, les étés chauds étant reconnus favorables à l'espèce (Bright *et al.*, 1996 ; Papillon *et al.*, 2000), nous suspectons, non une relation de cause à effet de cette variable, mais une corrélation avec une ou plusieurs variables influençant négativement la présence de l'espèce dans la zone Est où l'amplitude thermique annuelle est supérieure à 20 °C.

Enfin, les deux analyses mettent en lumière, bien que marginalement, un effet négatif des précipitations et de l'humidité. Ce résultat est à mettre en relation avec le fait que le Muscardin présente une fourrure peu dense le rendant vulnérable aux précipitations (Bright *et al.*, 2006), et peut être rapproché du fait qu'au cours de l'hibernation, une humidité trop forte peut constituer un paramètre négatif en augmentant les pertes de chaleur (une certaine humidité étant cependant nécessaire pour éviter la dessiccation) et les zones inondables présentent un risque de mortalité accru.

L'analyse par le modèle GBM permet d'expliquer l'absence du Muscardin dans certaines zones identifiées comme favorables dans le modèle préliminaire. Ainsi, la température hivernale est un facteur expliquant son absence dans des zones où les habitats lui semblent favorables du point de vue de leur structure (bocage et taux de boisement important), notamment dans les landes de Lanvaux et autour de la forêt de Lanouée (Figure 7). Cependant, le modèle obtenu reste imparfait et discutable. Il explique par exemple mal la présence de l'espèce dans la zone isolée du Nord-Ouest, présence qui était mieux expliquée par le modèle préliminaire. En outre, il n'explique pas la rupture de continuité des populations à l'Est de cet isolat. Il pourrait s'agir ici d'une information localement erronée dans les données ayant servi à la construction de la variable concernant la densité de forêts anciennes. En effet, il semblerait que le massif forestier occupant le centre de cette zone dépourvue de population connue, et jouant vraisemblablement un rôle important dans la probabilité de présence du fait de son ancienneté, ait été fortement exploité à une époque ancienne pour le fonctionnement de forges (les coupes se sont accélérées à hauteur de 150 ha par an entre 1730 et 1860 réduisant le massif de 2 400 ha à environ 800 aujourd'hui). Cette même hypothèse

pourrait expliquer l'absence de l'espèce dans une zone apparaissant comme favorable selon la modélisation, autour de l'important massif de Paimpont, en plus d'un potentiel problème de recolonisation « moderne » du massif faute de bocage dense dans sa périphérie. En outre, il est possible que nos inventaires demeurent lacunaires et que de nouvelles observations viennent à l'avenir mettre en évidence davantage de continuités qu'actuellement.

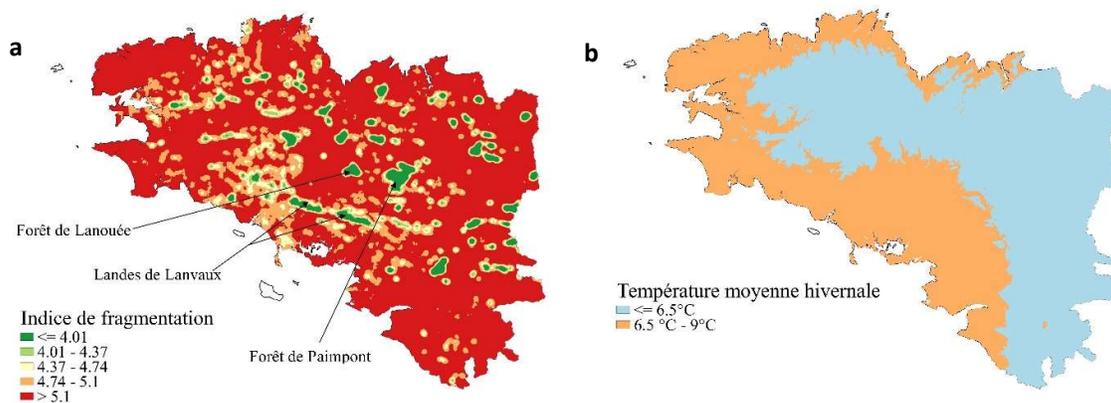


Figure 7 : Cartographie de deux variables explicatives d'importance pour la distribution du Muscardin : a) indice de fragmentation des forêts, b) température moyenne du trimestre le plus froid

Une grande partie des limites du modèle résident probablement dans la difficulté de disposer d'informations suffisamment complètes et précises pour construire des variables environnementales exhaustives. En revanche nous estimons notre connaissance de terrain suffisamment bonne pour considérer que l'aire de répartition de l'espèce est globalement bien connue et qu'elle est effectivement absente de l'essentiel de la zone où elle n'a pas été repérée.

Utilisation de la modélisation de distribution

Les résultats de cette modélisation de la distribution du Muscardin en Bretagne nous permettent de mieux comprendre sa répartition en Bretagne. En outre, la cartographie va nous permettre de cibler les zones de prospection aux marges de la répartition connue afin d'optimiser les chances de découverte de nouvelles localisations. Enfin, elle nous permet de mieux appréhender la situation des habitats de l'espèce du point de vue des continuités écologiques. Cette analyse vient confirmer l'étroitesse de la continuité de population et d'habitat à l'Est de la région et même poser la question de sa continuité réelle. Nous espérons utiliser ce type de résultats pour inciter et conseiller les collectivités, gestionnaires ou aménageurs à assurer la préservation des éléments essentiels à la survie et aux déplacements du Muscardin dans les zones cruciales comme celle-ci et à engager des mesures de restauration des habitats (recréation du maillage bocager par exemple) et des évolutions de pratiques dans la gestion forestière ou la gestion des haies.

Par ailleurs, cette modélisation nous permet d'envisager des travaux d'étude et d'analyse des continuités écologiques de l'espèce qui tiennent compte d'autres paramètres que la seule occupation des sols classiquement utilisée. Ainsi, dans le cadre d'une future « Trame Mammifères de Bretagne » nous analyserons sous *Graphab* (Foltête *et al.*, 2012) les continuités pour le Muscardin en utilisant cette carte de distribution potentielle (ou « habitat suitability map ») comme carte d'habitat et de matrice de déplacement de l'espèce selon la méthode décrite par Decout *et al.* (2012) ou Duflet *et al.* (2018). Cette approche nous permettra de prendre en compte, dans l'analyse, les

facteurs climatiques, anthropiques et topographiques qui déterminent sa présence pour déterminer les habitats et corridors de déplacement dans la région de manière plus robuste.

Malgré ses limites et imperfections, la modélisation de distribution permet d'une part de dégager de nouvelles hypothèses de compréhension de l'écologie des espèces et d'explication de leur répartition et fournit des pistes de travail intéressantes. Ainsi, elles permettent d'orienter les prospections dans les zones de forte probabilité de présence où l'espèce concernée ne serait pas recensée, d'identifier et caractériser les continuités ou les discontinuités entre zones de forte présence, et de guider les actions de préservation ou de restauration des populations.

Remerciements :

Nous tenons à remercier tous les observateurs ayant recherché le Muscardin et transmis leurs observations, ainsi que Josselin Boireau pour les réflexions partagées. Nous remercions également la Région Bretagne, la Dreal Bretagne, les Départements des Côtes d'Armor, du Finistère, d'Ille-et-Vilaine et de Loire-Atlantique pour leur soutien financier à travers divers programmes ayant permis la réalisation de ce travail.

Bibliographie :

- Baldwin R.A. 2009. Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy* **11**, 854–866.
- Bright P.W., Morris P.A. & Wiles N.J. 1996. Effects of weather and season on the summer activity of dormice (*Muscardinus avellanarius*). *Journal of Zoology* **238**: 521–530
- Bright P., Morris P. & Mitchell-Jones T. 2006. *The Dormouse Conservation Handbook, 2nd edition*. English Nature, Peterborough, 75 p.
- Calenge C., Chadoeuf J., Giraud C., Huet S., Julliard R., Moestiez P., Piady J., Pinaud D. & Ruelle S. 2015. The spatial distribution of Mustelidae in France. *PLoS ONE* **10** (3): e0121689.
- Conrad O., Bechtel B., Bock M., Dietrich H., Fischer E., Gerlitz L., Wehberg J., Wichmann V. & Böhner J. 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscience Model Development*, **8**: 1991-2007.
- Decout S., Manel S., Miaud C., Luque S. 2012. Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape Ecology*, **27**(2): 267 - 279.
- Duflot R., Avon C., Roche P., Bergès L. 2018. Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning: An applied methodological framework and a species case study. *Journal for Nature Conservation*, **47**: 38 - 47.
- Elith J., Leathwick J.R. & Hastie T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* **77**, 802–813.
- Foltête J.C., Clauzel C., Vuidel G. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, **38**: 316-327.
- Friedman J.H. 1991. Multivariate adaptive regression splines. *The Annals of Statistics* **19**, 1–141.
- Goodwin C., Suggitt A., Bennie J., Silk M., Duffy J., & Al-Fulaij N., Bailey S., Hodgson D.J. & McDonald R. 2018. Climate, landscape, habitat, and woodland management associations with hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* population status. *Mammal Review*, **48**: 209-223.
- Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N.E. 2017. *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R [WWW Document]*. Cambridge Core. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- Juškaitis R. & Büchner S. 2010. *Die Haselmaus. Hohenwarsleben*. Westarp Wissenschaften, 181p.

- Kéry M., Gardner B., Monnerat C. 2010. Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models: Distribution modelling from checklists. *Journal of Biogeography* **37**(10): 1851-1862. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02345.x>
- Moffatt R. 2017. *The Status of the Hazel Dormouse (Muscardinus avellanarius) in Warwickshire, Coventry & Solihull in 2016*. Warwickshire Dormouse Conservation Group, 46 p.
- Panchetti F., Amori G., Carpaneto G.M., Sorace A. 2004. Activity patterns of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in different Mediterranean ecosystems. *Journal of Zoology*, **262**(3): 289-294.
- Papillon Y., Butet A., Paillat G., Millán de la Peña N. 2000. Insectivores et rongeurs de France : Le Muscardin - *Muscardinus avellanarius* (Linné, 1758). *Arvicola*, **12**(2): 39-51.
- Pearce J., & Ferrier S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* **133**, 225–245.
- Phillips S.J., Anderson R.P., Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**, 231–259.
- Quéré J.P. & Le Louarn H. 2011. Les Rongeurs de France – Faunistique et biologie. 3^e édition revue et augmentée. Editions Quae, Versailles, 311 p.
- Reiners T.E., Nöding J. & Encarnação J.A. 2012. Habitat suitability model for the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) based on high-resolution climatic, landscape and forest inventory data. *Peckiana*, **8**: 87-94.
- Rolland, 2015. Le Muscardin In Simonnet (coord.) *Atlas des Mammifères de Bretagne*, Locus Solus, GMB, Lopérec : 226-229.
- Steven J. P., Dudík M., Schapire R.E. [Internet] *Maxent software for modeling species niches and distributions* (Version 3.4.1). Available from url: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on 2019-6-28.
- Thuiller W., Lafourcade B., Engler R. & Araújo, M.B. 2009. BIOMOD—a platform for ensemble forecasting of species distributions. 369–373.
- Thuiller W., Georges D., Engler R. & Breiner, F. 2016. *biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling*. R package version 3.3-7. <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2>
- Turbill C. & Prior S. 2015. Thermal climate linked variation in annual survival rate of hibernating rodents: shorter winter dormancy and lower survival in warmer climates. *Functional Ecology*, **30**: 1366-1372.