



**HAL**  
open science

**Influence des indicateurs paysagers et de leur échelle  
d'intégration sur l'habitat d'une espèce avienne :  
conséquences sur la modélisation de la qualité d'habitat  
de la Gélinoite dans une perspective de gestion  
conservatoire**

Walaa Adra

► **To cite this version:**

Walaa Adra. Influence des indicateurs paysagers et de leur échelle d'intégration sur l'habitat d'une espèce avienne : conséquences sur la modélisation de la qualité d'habitat de la Gélinoite dans une perspective de gestion conservatoire. Médecine humaine et pathologie. Université de Grenoble, 2012. Français. NNT : 2012GRENS024 . tel-00858353

**HAL Id: tel-00858353**

**<https://theses.hal.science/tel-00858353>**

Submitted on 5 Sep 2013

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



UNIVERSITÉ DE  
GRENOBLE

# THÈSE

Pour obtenir le grade de  
Docteur de l'Université de Grenoble

École Doctorale Ingénierie pour la Santé, la Cognition et l'Environnement (EDISCE) : *Modèles, méthodes, algorithmes en biologie*

**Influence des indicateurs paysagers et de leur échelle d'intégration sur l'habitat d'une espèce avienne: conséquences sur la modélisation de la qualité de l'habitat de la Gélinoite des bois dans une perspective de gestion conservatoire**

Présentée le 27/ 11/ 2012 par  
Walaal Adra

Devant le jury composé de :

- Sandra LUQUE (directrice de thèse), Irstea Grenoble
- Philippe DELCROS (encadrant), Irstea Grenoble
- Stéphanie MANEL (rapporteur), Université Aix Marseille
- Emilio PADOA-SCHIOPPA (rapporteur), Université de Milano-Bicocca, Italie
- Sylvain BIGOT (examinateur), Université Joseph Fourier (Grenoble 1)
- Jean OLIVIER (examinateur), Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux

Thèse réalisée au sein de l'Unité de Recherche Ecosystèmes Montagnards Irstea de Grenoble

---

# REMERCIEMENTS

*J'adresse mes vifs remerciements aux membres du jury pour avoir accepté de lire, critiquer et évaluer mon travail de thèse.*

*Je tiens à adresser mes remerciements à Monsieur Philippe Cozic puis Monsieur François Véron qui m'ont accueillie au sein de l'unité Ecosystèmes Montagnards et permis de mener à bien ce travail dans des conditions idéales.*

*Je remercie ici les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la concrétisation de ce travail de thèse de doctorat. J'exprime en premier lieu mes gratitude les plus sincères aux personnes qui ont cru en moi et qui m'ont permis d'arriver au bout de cette thèse, à Sandra Luque et Philippe Delcros, directeur et codirecteur de thèse. Je les remercie pour leur encadrement, leurs conseils et la confiance qu'ils m'ont accordée pour mener à bien ce travail. Je suis également reconnaissante pour leur disponibilité, leur qualité pédagogique et scientifique. Je souhaite aussi les remercier pour leur indéfectible soutien aussi bien sur le plan humain que scientifique. Il est difficile de trouver des qualificatifs assez forts pour souligner leur gentillesse et leur patience à prodiguer des conseils pertinents.*

*Ce travail a bien sûr été facilité par la bonne ambiance qui règne à l'Irstea. Nombreux sont ceux à avoir au fil de ma thèse apporter leur contribution scientifique voire leur secours. Je remercie l'ensemble des membres de l'unité EM, chercheurs, thésards et techniciens pour leur convivialité et leur aide. Je pense tout particulièrement aux personnes qui m'ont accompagnée pendant le travail de terrain si difficile à effectuer notamment sans leur aide. Ce travail n'aurait pas pu être réalisé sans l'aide de stagiaires et de plusieurs collègues d'Irstea et de l'ONCFS qui m'ont accompagnée sur le terrain pour la récolte des données de présence de la gélinotte des bois dans la forêt domaniale de Grande Chartreuse. Merci à Sébastien de Danieli, Nathan Daumergue, Thomas Chaumont, Julien Schroder, Jérémie Lucas et Gilles Favier. Toute ma reconnaissance va également aux personnes qui m'ont apporté un appui technique en informatique et SIG (Vincent Breton, Julien Renaud, Vincent Thierion), aux personnels administratifs, Catherine Lukie et Denise Varet, pour avoir géré des demandes diverses et variées tout au long de ces années de thèse. Un grand merci à Anaïs Saenger et Mathilde Redon pour leur écoute durant toutes ces années, encouragements, et pour les bons moments partagés.*

*Ma gratitude s'adresse aussi à Sophie Gachet, Thomas Bouix, Michel Goulard, Samuel Decout et Marc Montadert pour leur implication dans le comité de thèse, leurs conseils et les discussions intéressantes que nous avons échangées et qui ont contribué à mûrir ce travail.*

*Merci également à toutes les personnes de l'ONF Isère, du PNRGC avec qui j'ai pu échanger. Je les remercie pour les discussions intéressantes que nous avons partagées et pour m'avoir donné accès à l'ensemble des documents d'aménagement de forêt de Grande Chartreuse, également pour les données qu'ils m'ont transmises. Merci à toutes les autres personnes que j'ai contactées à un moment ou un autre de ce travail pour des données ou de la documentation, au sein notamment du Conservatoire National Botanique Alpin, de l'association Gentiana, de la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Isère, et du LPO Isère. Je suis reconnaissante tout particulièrement envers Marc Montadert pour le temps qu'il m'a consacré à discuter et pour ses conseils et ses remarques.*

*Un grand merci à Yasser d'avoir été présent ces dernières années dans mes moments de doutes et de m'avoir remonté le moral et encouragé à ne pas laisser tomber. Ton soutien a été précieux et je n'ai jamais eu l'occasion de te le dire et de t'en remercier. Je souhaite aussi remercier mes ami(e)s d'être restés à mes côtés et de m'avoir supporté pendant cette longue épreuve qu'est une thèse. Mention spéciale à Ghadaa, à nos délires, nos bonheurs partagés ensemble. Que notre amitié dure toujours.*

*Je termine enfin ces remerciements en dédiant cette thèse de doctorat à ma famille en Syrie : mes parents, mes frères, ma sœur, ma belle sœur, mes deux nièces Ali et Auby, qui restent toujours proches et présents dans mon esprit, pour leurs encouragements et pour s'être inquiétés du bon déroulement de mes études, même de l'autre bout du monde. Ils sont pour moi les piliers fondateurs de ce que je suis et de ce que je fais. Vous m'avez fait confiance et permis de faire des études supérieures, j'espère ne jamais vous décevoir. Je sais que mon absence a été longue et j'espère pouvoir un jour rattraper le temps perdu.*



---

# TABLE DES MATIERES

## INTRODUCTION

---

<b>1. L'érosion de la biodiversité : un enjeu écologique et économique fondamental .....</b>	<b>8</b>
1.1. Des conventions internationales salutaires aux objectifs irréalistes.....	9
1.2. L'évaluation économique mise en avant par Nagoya 2010.....	11
1.3. Améliorer les systèmes de suivi.....	13
1.4. La valeur d'un service écosystémique .....	13
1.5. Assurer la biodiversité par la conservation des habitats.....	15
<b>2. Cadrage conceptuel.....</b>	<b>16</b>
2.1. La biologie de la conservation .....	16
2.1.1. <i>Une approche pluri-échelle.....</i>	<i>17</i>
2.1.2. <i>Une approche où la notion d'habitat prend tout son sens .....</i>	<i>18</i>
2.1.3. <i>Une approche au service de la gestion des espaces naturels .....</i>	<i>19</i>
2.2. Les indicateurs de biologie de la conservation .....	20
2.2.1. <i>Critères de choix des indicateurs .....</i>	<i>20</i>
2.2.2. <i>Importance du spatialement explicite .....</i>	<i>21</i>
2.2.3. <i>Des indicateurs spatialement explicites nécessaires aux outils de gestion.....</i>	<i>22</i>
2.3. Les modèles de la qualité d'habitat pour traduire les engagements en outils opérationnels .....	24
2.3.1. <i>Le principe des modèles de qualité d'habitat .....</i>	<i>24</i>
2.3.2. <i>L'intégration de la structure paysagère dans les modèles de qualité de l'habitat .....</i>	<i>26</i>
<b>3. Modèle biologique : la gélinotte des bois .....</b>	<b>27</b>
3.1. Choix du modèle biologique .....	27
3.2. Un galliforme de montagne remarquable .....	28
<b>4. Problématique, objectifs et organisation de la thèse .....</b>	<b>30</b>
4.1. Positionnement de la thèse.....	30
4.2. Problématiques et objectif finalisé.....	31
4.3. Hypothèses et enjeux scientifiques .....	32
4.4. Organisation de la thèse .....	33

# MATERIEL ET METHODES

---

<b>1. Site d'étude : La Chartreuse .....</b>	<b>37</b>
1.1. Les conditions climatiques.....	38
1.2. Le cadre topographique et géologique.....	38
1.3. La végétation en Chartreuse.....	40
1.4. La structure de la matrice paysagère en Chartreuse.....	44
<b>2. La gélinotte des bois: exigences spatiales et écologiques .....</b>	<b>47</b>
2.1. Classification .....	47
2.2. Répartition géographique de la gélinotte des bois .....	48
2.3. La gélinotte des bois en Chartreuse .....	51
2.4. Un site d'étude pertinent dans les Alpes françaises.....	54
2.5. Description de l'espèce.....	55
2.6. La reproduction, l'élevage des jeunes et la dispersion .....	57
2.7. Le domaine vital .....	58
2.8. Le régime alimentaire .....	59
2.9. Exigences écologiques et caractéristiques de l'habitat .....	61
2.10. La sensibilité aux perturbations biotiques et abiotiques.....	64
2.10.1. <i>Pression anthropique et environnementale sur la gélinotte des bois .....</i>	<i>65</i>
2.10.2. <i>Modification de son habitat par la gestion forestière .....</i>	<i>66</i>
<b>3. Méthodes et outils statistiques .....</b>	<b>68</b>
3.1. Niche écologique et habitat : deux concepts différents mais liés .....	68
3.1.1. <i>Niche fondamentale ou niche réalisée .....</i>	<i>69</i>
3.1.2. <i>Lien entre la niche de l'espèce et les modèles de distribution des espèces .....</i>	<i>70</i>
3.1.3. <i>Que modélise-t-on avec les SDMs, la niche fondamentale de l'espèce, la niche réalisée, ou la probabilité de l'utilisation de l'habitat?.....</i>	<i>71</i>
3.2. Etat de l'art des méthodes .....	72
3.3. Les modèles SDMs (Species Distribution Models).....	74
3.4. Données nécessaires pour les modèles de distribution des espèces.....	76
3.4.1. <i>Les descripteurs environnementaux et spatiaux .....</i>	<i>76</i>
3.4.2. <i>Les données biologiques (localisation des espèces).....</i>	<i>77</i>
3.4.3. <i>Un biais possible dans la collecte des données.....</i>	<i>78</i>
3.5. L'utilisation des données de présence/absence.....	79
3.6. Limites des modèles en présence/absence .....	79
3.7. Vers une approche présence unique.....	80
3.8. Modèles se basant sur des données de présence unique .....	81
3.9. Validation et évaluation des modèles .....	83

# METHODOLOGIE GENERALE

---

<b>1. Choix des méthodes statistiques .....</b>	<b>86</b>
1.1. Une approche présence unique .....	86
1.2. Le choix de MaxEnt.....	87
<b>2. Protocole de terrain .....</b>	<b>88</b>
2.1. Mise en place des transects.....	88
2.2. Contraintes de terrain .....	93
<b>3. Spatialisation de la qualité de l'habitat de la gélinotte des bois .....</b>	<b>94</b>
3.1. La cartographie.....	95
3.2. Choix des descripteurs.....	95
3.3. Descripteurs paysagers spatialisables .....	96
3.4. Méthodes de spatialisation et choix de l'échelle d'étude .....	98
3.4.1. <i>Méthode de la fenêtre coulissante</i> .....	98
3.4.2. <i>Choix de l'échelle de travail</i> .....	99
3.4.3. <i>Choix de la taille du grain</i> .....	100
3.5. Autres descripteurs spatialisés utilisés .....	101

# RESULTATS

---

<b>1. Poids des facteurs paysagers par rapport aux facteurs stationnels dans la probabilité de présence de la gélinotte des bois.....</b>	<b>102</b>
1.1. Introduction.....	102
1.2. Hypothèses et objectifs .....	103
1.3. Matériel et méthodes.....	105
1.3.1. <i>Données biologiques</i> .....	105
1.3.2. <i>Variables indépendantes potentiellement explicatives</i> .....	105
1.3.3. <i>Les variables stationnelles</i> .....	105
1.3.4. <i>Les variables spatiales</i> .....	106
1.3.5. <i>Le calcul des descripteurs paysagers</i> .....	108
1.3.6. <i>Analyse des données</i> .....	109
1.4. Résultats .....	111
1.4.1. <i>Corrélations entre les descripteurs</i> .....	111
1.4.2. <i>Modèle de régression logistique pas-à-pas (stepwise analysis)</i> .....	112
1.5. Discussion .....	114
1.5.1. <i>Importance du couvert du sous-étage et des branches basses</i> .....	114
1.5.2. <i>Apport des variables paysagères pour expliquer la présence de la gélinotte</i> .....	115
1.6. Conclusion .....	117
<b>2. Evaluation de la pertinence des indicateurs paysagers pour expliquer la présence de l'espèce. Analyse multi-échelles.....</b>	<b>119</b>

2.1. Article 1: Forest landscape patterns and species habitat requirements: insights into biodiversity indicators for landscape functions.....	119
2.2. Article 2: Critical species threshold values in response to landscape structure and habitat assessment .....	152
<b>3. Construction du modèle spatial de la qualité de l'habitat de la gélinotte des bois. Localisation des secteurs en enjeux.....</b>	<b>180</b>
Article 3: Landscape structure indicators as a key feature in habitat selection: An operational approach to conservation planning .....	180

## DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES

---

<b>1. L'hétérogénéité verticale et horizontale pour évaluer l'habitat de la gélinotte .....</b>	<b>223</b>
1.1. L'hétérogénéité spatiale est un élément clé pour définir l'habitat propre à la gélinotte, à une échelle relativement fine .....	223
1.2. L'hétérogénéité spatiale et la biodiversité comme un service écosystémique.....	224
1.3. L'échelle optimale pour prendre en compte l'hétérogénéité .....	225
1.4. Impact des variables environnementales sur l'hétérogénéité .....	227
<b>2. Perspectives méthodologiques.....</b>	<b>228</b>
2.1. Extrapolation du modèle .....	228
2.2. La valeur ajoutée potentielle d'une carte de végétation comme un facteur de qualité de l'habitat	229
2.3. La NIRS : un nouvel outil d'analyse de la composition du régime alimentaire de la gélinotte.....	231
2.4. Vers une évaluation et une prospection de terrain plus rapide .....	232
2.5. Perspectives appliquées d'aide à la gestion .....	232
2.5.1. <i>Influence de l'origine des clairières</i> .....	234
2.5.2. <i>Intégration de la préservation de la biodiversité dans la gestion</i> .....	235
2.6. Intégration des connaissances de la distribution de la biodiversité : vers une carte globale de la vie ... ..	237

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

Dans le contexte du changement global et de la perte de la biodiversité (CBD 2002; EEA 2010), la prise en compte de cette dernière dans la gestion forestière demeure très générale. Les démarches ne sont pas encore opérationnelles alors que les gestionnaires ont besoin d'outils destinés directement à la planification. Ainsi, il est devenu urgent d'améliorer les approches d'évaluation et de suivi de la biodiversité et de développer un cadre conceptuel à partir des indicateurs biologiques qui puisse servir dans la prise des décisions.

Au-delà des espèces remarquables ou patrimoniales, les espèces « ordinaires » et la diversité globale des espèces et de leurs fonctions sont tout aussi importantes pour le maintien du fonctionnement des écosystèmes. Il existe pourtant une lacune dans les outils spatialisés et opérationnels, complémentaires aux inventaires d'espèces, qui contribueraient efficacement au diagnostic de l'état de la biodiversité dans les Espaces Protégés.

## **1. L'érosion de la biodiversité :**

### **un enjeu écologique et économique fondamental**

L'érosion de la biodiversité ne cesse de s'accroître en Europe et dans le monde. Le taux d'extinction des espèces est de 1.000 à 10.000 fois supérieur à ce qu'il devrait être (CBD 2002; EEA 2010). Selon Edward O. Wilson, de l'Université d'Harvard, « la 'colonne vertébrale' de la biodiversité est en voie d'érosion » (IUCN 2010). De nombreuses causes, directes ou plus insidieuses, sont à l'origine de cette érosion de la biodiversité. L'une des causes majeures est la destruction et la perte des habitats naturels, notamment la surexploitation des ressources biologiques sauvages se faisant à un rythme incompatible avec leur renouvellement (Chapin et al. 2000). A cela s'ajoutent des causes d'ordre politique, juridique

et institutionnel (par exemple, l'absence de sensibilisation sur l'importance de la biodiversité, l'insuffisance des moyens nécessaires à la mise en application des textes des lois, les poursuites en cas d'infraction).

Or, nous sommes en train d'effacer le disque dur de la nature, sans même connaître les données qu'il contient (Butchart et al. 2010; TEEB 2010). Sauvegarder la biodiversité est une nécessité vitale pour le monde de demain (Levrel 2007). Pour cela, des solutions immédiates doivent être envisagées pour sauvegarder ce qui reste encore de la biodiversité et des habitats naturels mais éventuellement trouver des solutions pour tenter de restaurer ce qui a été détruit ou endommagé (notamment par changement d'usage de terre) afin de maintenir la richesse biologique et les espèces dépendantes de certains habitats. Cependant, la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière soulève des questions en matière de connaissances, d'informations et de techniques. C'est donc à la fois une affaire de recherche, de développement et d'échanges dans les réseaux de professionnels.

Face à l'ampleur de l'érosion de la biodiversité et à toutes les menaces pesant sur elle, il est important de prendre des mesures de protection efficaces. La protection de la biodiversité est devenue un des enjeux les plus importants dans les secteurs environnementaux et dans la politique forestière depuis 1990. Une prise de conscience de la nécessité d'agir a permis de faire désormais apparaître l'agenda politique international, l'engagement d'enrayer la perte de biodiversité en 2010 (Hanski 2005). Cette prise de conscience a notamment été stimulée par le « Millennium Ecosystem Assessment » (MA 2005) et soutenue à nouveau dans la conférence internationale de la Biodiversité en Octobre 2010 à Nagoya (Nagoya 2010).

### ***1.1. Des conventions internationales salutaires aux objectifs irréalistes***

Bien qu'il y ait eu de nombreuses conventions internationales ou nationales spécifiques à la conservation des espèces et des écosystèmes dans l'intérêt de la protection de la nature (protéger les espaces et les espèces), leur portée et la qualité de leur protection varient. L'objectif de ces conventions consiste toujours à réduire de façon significative la perte de la

biodiversité. La Convention sur la diversité biologique constitue la première convention internationale concernant globalement la diversité biologique (CDB) - une des conventions issues du sommet de la terre (Rio de Janeiro, 1992). Et c'est dix ans plus tard, à Johannesburg en 2002, que les pays de l'Union Européenne ont convenu de cibler - programme encore plus ambitieux - puis de stopper l'érosion de biodiversité pour « parvenir d'ici à 2010 à une réduction significative du rythme actuel d'appauvrissement de la biodiversité au niveau mondial, régional et national à titre de contribution à l'atténuation de la pauvreté et au profit de toutes les formes de vie sur Terre ». Cet objectif de 2010 a eu une importance majeure pour le soutien politique à la conservation de la nature et des actions pour la diversité biologique dans l'Union Européenne et le monde (TEEB 2010). Ayant pour objectif de réduire le taux de perte de biodiversité, les pays signataires se sont rendu compte que freiner le déclin en 2010 s'avérait irréalisable. En Décembre 2008, le rapport d'étape sur la mise en œuvre du Plan d'action pour la biodiversité a déclaré que l'UE n'a même pas été près d'atteindre son objectif d'ici 2010. L'IUCN 2010 a été ici un acteur important, alors que l'objectif de l'UE est de garantir l'avenir à long terme des espèces et des habitats d'intérêt communautaires, soit un « état de conservation favorable », un objectif qui réclame un suivi et des évaluations régulières.

Les objectifs sont de contribuer à assurer la biodiversité par la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Ils ont été annoncés dans le cadre de la directive habitat qui a été adoptée le 21 mai 1992 par le Conseil des Communautés Européennes. Les exigences de la Convention de Berne (1979) ont d'ailleurs servi de ligne de base pour la Directive « Habitat Faune Flore ». Mais, les rapports réguliers prévus par la directive « habitat » ont montré que 50% de toutes les espèces et jusqu'à 80% des types d'habitats inscrits à la DHFF ont besoin de protection en Europe. Or, les parties de l'UE ont défini des stratégies pour après 2010, ceux-ci ont été adoptés par Nagoya en octobre 2010. Les parties prenantes de la CDB ont insisté sur la nécessité d'analyser les causes de l'échec et de soutenir et renforcer le processus international afin d'établir un cadre de travail ambitieux mais réalisable en faveur de la biodiversité pour l'après 2010.

## **1.2. L'évaluation économique mise en avant par Nagoya 2010**

Reconnaissant l'échec des objectifs CDB (2010) d'enrayer la perte de biodiversité, notamment d'un point de vue scientifique, dans la conférence de Nagoya 2010, l'exécutif européen a déposé des options politiques en vue d'un nouveau Plan de protection de la biodiversité pour 2020. « Alors que l'on parlait d'un "échec annoncé", la conférence de Nagoya s'est finalement soldée par un accord "historique" où un "nombre considérable de décisions" ont été prises, selon la secrétaire d'Etat à l'Ecologie » (Smée 2010). Toutefois, la valorisation des services écosystémiques est au cœur de l'approche de la conservation (EEA 2010; TEEB 2010). Pour conserver les services des écosystèmes, y compris la biodiversité, il faut mettre en évidence ses valeurs (Chevassus-au-Louis et al. 2009). Les premières études d'évaluation économique de la biodiversité datent du début des années 1980 (Brahic and Terreaux 2009). L'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes fait actuellement l'objet de nombreux travaux et d'un large débat. Le Groupe d'étude économie des écosystèmes et de la biodiversité (« The Economics of Ecosystems and Biodiversity » ou TEEB) à Nagoya a présenté dans son rapport final une approche économique qui a servi à des propositions plus efficaces pour protéger la biodiversité (figure 1). « L'utilisation d'une approche économique pour remédier à des problèmes environnementaux peut aider les décideurs politiques à déterminer ce que constitue le meilleur usage des ressources écologiques rares à tous les niveaux (mondial, national, régional, local, public, communautaire, privé, etc) en fournissant des informations, créant un langage commun et révélant la possibilité de collaboration avec la nature et finalement soulignant l'urgence d'agir » (TEEB 2010).

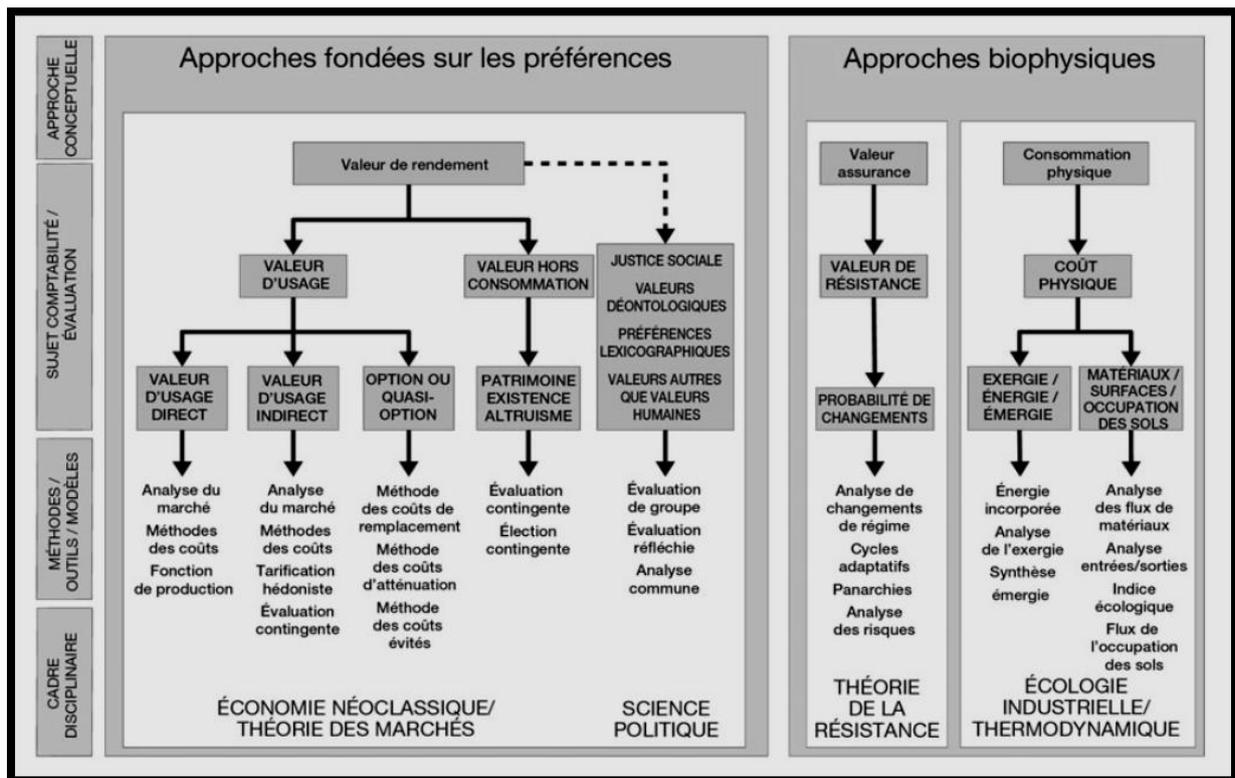


Figure 1: Estimation des valeurs de la nature (Source : Fondements de la TEEB 2010, Chapitre 5)

L'économiste Pavan Sukhdev, qui a piloté l'étude sur l'économie de la biodiversité depuis 2007, et dont la version finale a été présentée en 2010 à Nagoya « TEEB », a estimé que le coût de la perte d'un capital naturel est entre 2 et 4.5 trillions de dollars par an. En France, Chevassus-au-Louis et al (2009) ont fixé une valeur référence moyenne de l'ensemble des services forestiers à 970£ par hectare chaque année. Cette approche pour saisir la valeur de la biodiversité est considérée comme un outil permettant de procéder à un recalibrage de la boussole économique défectueuse et cherche à guider et initier de nombreux processus et initiatives à l'échelle nationale et internationale, en reconnaissant les limites et les complexités de telle approche d'évaluation (TEEB 2010).

### ***1.3. Améliorer les systèmes de suivi***

D'une façon générale, l'écologie est une science très en manque de données sur le plan international. Ce manque est inhérent aux caractéristiques de la discipline : la biodiversité planétaire importante et encore mal connue, immense complexité des relations entre ces êtres vivants, particularismes géomorphologiques, climatiques et anthropiques qui font que chaque site d'étude est unique. De fait, toutes les ressources humaines mobilisées ne sont pas suffisantes pour protéger l'ensemble de la biodiversité et des choix difficiles sur quoi et comment conserver doivent s'opérer. De plus, il n'existe pas encore de système efficace qui puisse vérifier la fiabilité de ces données. Dans la perspective de l'objectif de 2010, il est clair que les objectifs de l'UE doivent être réalistes pour convaincre les sociétés.

### ***1.4. La valeur d'un service écosystémique***

La santé humaine et le bien être social et économique sont intimement liés à la qualité de l'environnement (MA 2005; EEA 2008). Le concept de services écosystémiques est devenu important pour faire le lien entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain (figure 2). La biodiversité est considérée comme source de plusieurs biens et services et constitue une partie intégrante des habitats naturels, mais aussi de l'action humaine. Les grandes incertitudes liées aux changements climatiques doivent nous rappeler que la biodiversité est la garantie d'une « assurance-vie sur la vie elle-même » (De Groot et al. 2002; MA 2005). Pourtant, 60% des services vitaux fournis à l'homme par les écosystèmes sont en déclin à l'échelle mondiale (MA 2005). Quand une espèce disparaît de son habitat naturel et qu'elle est introduite en dehors de cette zone, cela engendre une modification des différents services écosystémiques environnants associés à cette espèce. De nos jours, les milieux naturels évoluent dans un contexte de forte pression anthropique ayant des conséquences sur les ressources naturelles et les services écosystémiques. Cela a entraîné un changement qualitatif tant que quantitatif des services rendus par les écosystèmes.

En particulier, les écosystèmes forestiers fournissent un éventail beaucoup plus large de biens et de services que les simples produits forestiers traditionnels. Ils jouent un rôle vital dans l'équilibre de la planète (cycle de l'eau et de l'air, biodiversité) (EU 2011). La forêt est considérée comme le support d'une biodiversité riche et abondante dont elle regroupe parfois l'ensemble du vivant et des processus associés, y compris les processus abiotiques. Les forêts, en tant qu'écosystèmes abritent 2/3 des espèces animales et végétales sur la Terre et certaines de ces espèces sont nécessaires au maintien des écosystèmes. Il est vrai que les forêts constituent, sans aucun doute, un ultime refuge pour bon nombre d'espèces animales et végétales, mais, parallèlement, l'exploitation des forêts est également indispensable au développement économique de certaines nations.

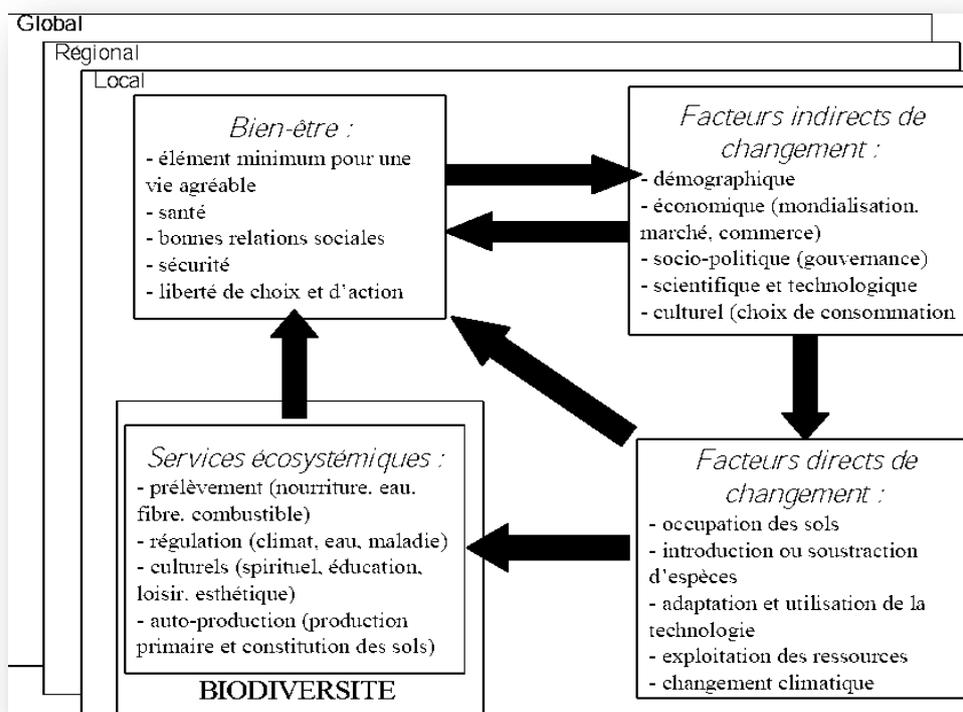


Figure 2: Cadre conceptuel des interactions entre biodiversité, services d'origine écosystémique, bien-être de l'Homme, et forces sous-jacentes à l'origine des changements (Source : MA,2005)

Actuellement, les forêts de montagne subissent de nouvelles activités sur son territoire, diverses et variées à cause de nouvelles pratiques et technologies d'exploitation (FAO 2011). Les modes d'exploitation appliqués aux forêts visent à répondre à une demande croissante de bois et à une rentabilité économique, d'où en découle une pression anthropique (Hanski 2000; EEA 2010). Les forestiers ont ainsi une responsabilité importante et un rôle à jouer en vue d'enrayer l'érosion de la biodiversité dans ces écosystèmes, en plus de celui de produire une matière première renouvelable (utilisation rationnelle de ces précieuses ressources) (FAO 1988). Il y a une évolution des enjeux économiques et environnementaux nécessitant une adaptation permanente de la gestion forestière pour éviter les situations de crise et garantir une gestion durable des écosystèmes forestiers. Or, la prise en compte de la multifonctionnalité de la forêt (biodiversité, qualité des habitats, paysage, accueil... ) est essentielle pour une gestion durable et respectueuse de la biodiversité. Des outils sont nécessaires pour appréhender les systèmes forestiers comme un tout, ainsi que suivre son évolution afin d'être capable de protéger la biodiversité selon les secteurs prioritaires, tout en répondant à une demande grandissante pour les activités forestières. Toutefois, les considérations socio-économiques ne sont pas les seuls motifs pour justifier l'importance des actions de conservation. Ces justifications se rangent dans plusieurs catégories (scientifique, économique, esthétique et culturelle).

### ***1.5. Préserver (Maintenir) la biodiversité par la conservation des habitats***

La perte d'habitat a systématiquement un effet négatif de grande ampleur sur la biodiversité (Bender et al. 2003). Cet effet s'évalue non seulement par des mesures directes de la biodiversité, telles que la définition d'habitats elles même, la richesse en espèces (Fahrig 2003), l'abondance, la distribution de la population (Chalfoun et al. 2002) et la diversité génétique (Fahrig 2003), mais aussi par des mesures indirectes de la biodiversité. Un modèle a ainsi prédit un effet négatif de la perte d'habitat sur le taux de croissance démographique (Fahrig 2003). Néanmoins, la longueur de la chaîne trophique, les interactions entre les espèces, le nombre des espèces spécifiques et les espèces de grande taille et aussi le succès de reproduction des espèces ont été réduits en raison de la perte d'habitat (Komonen et al.

2000; Kurki et al. 2000; Gibbs et Stanton 2001; Taylor et Knight 2003). De plus, la biodiversité est fortement corrélée avec l'importance quantitative, ce qui influence les comportements des animaux (comportements alimentaires notamment) (Mahan et Yahner 1999). Par exemple, Chalfoun et al (2002) ont constaté que le succès de reproduction des oiseaux forestiers est positivement corrélé avec le pourcentage de couvert forestier, et la taille moyenne des patchs (formations boisées) dans un paysage.

## **2. Cadrage conceptuel**

Le premier concept, qui semble aujourd'hui évident, est de considérer la diversité des écosystèmes et la répartition des êtres vivants au sein de ces écosystèmes comme une dimension clé de la biodiversité. Le maintien des espèces qui constituent cette diversité biologique est fortement lié à celle de leurs habitats. Ceux-ci subissent des modifications et changements accélérés à cause de la pression anthropique progressive de l'exploitation forestière, de la fragmentation, et des changements climatiques. Par conséquent, les espèces sont elles-mêmes menacées tant qu'il y a une perte de leurs habitats (Saunders et al. 1991; Chave et Norden 2007). La diversité des espèces et leurs interactions ont soulevées des problématiques extrêmement diversifiées en termes méthodologiques. La mise au point de méthodes harmonisées à la fois simples et faciles à mettre en œuvre sur le terrain est particulièrement attendue de la part des scientifiques et des acteurs (gestionnaires) de la biodiversité.

### ***2.1. La biologie de la conservation***

Afin de répondre à la crise de la biodiversité et à la vague d'extinction du vivant, une approche (discipline) a été développée vers la fin des années 1960 : la biologie de la conservation (Soulé 1985; Meine et al. 2006). La biologie de la conservation répond principalement aux enjeux de la perte d'habitat naturel, de la conservation pratique et de la restauration de la biodiversité à différents niveaux spatio-temporels. Chaque espèce a un espace de vie dans la nature et elle joue un rôle fonctionnel dans cet espace

correspondant à sa niche écologique (Polechová and Storch 2008). Cette discipline permet donc une meilleure connaissance de l'espèce et de son fonctionnement, la mise en évidence du statut de population (approche quantitative), l'identification des causes de déclin et de proposer des mesures de gestion de conservation. En effet, la biologie de la conservation représente une continuité et une reconfiguration de la relation entre science et conservation (Meine et al. 2006) au sein desquelles les biologistes ont une obligation éthique (Noss 2007). Noss et al (2012) ont en effet suggéré que les stratégies à mettre en œuvre pour la conservation ne doivent pas dépendre d'un consensus établi a priori mais doivent avant tout se reposer sur les fondamentes écologiques et les connaissances biologiques de manière assumée. Les enjeux politiques, socio-culturels ou économiques ne sont discutés et sous-pesés que dans un deuxième temps. La tâche du biologiste n'est pas d'être dominé par la réalité politique, mais de l'aider à changer.

#### **2.1.1. Une approche pluri-échelle**

La conservation des écosystèmes implique le maintien des espèces ainsi que des relations fonctionnelles entre les espèces existantes (Díaz et al. 2006; Luck et al. 2009). C'est ce maintien que nécessite de développer des concepts et des outils pertinents pour les différentes échelles de la biodiversité (gènes, espèce, population, communautés, écosystèmes, paysage) (figure 3).

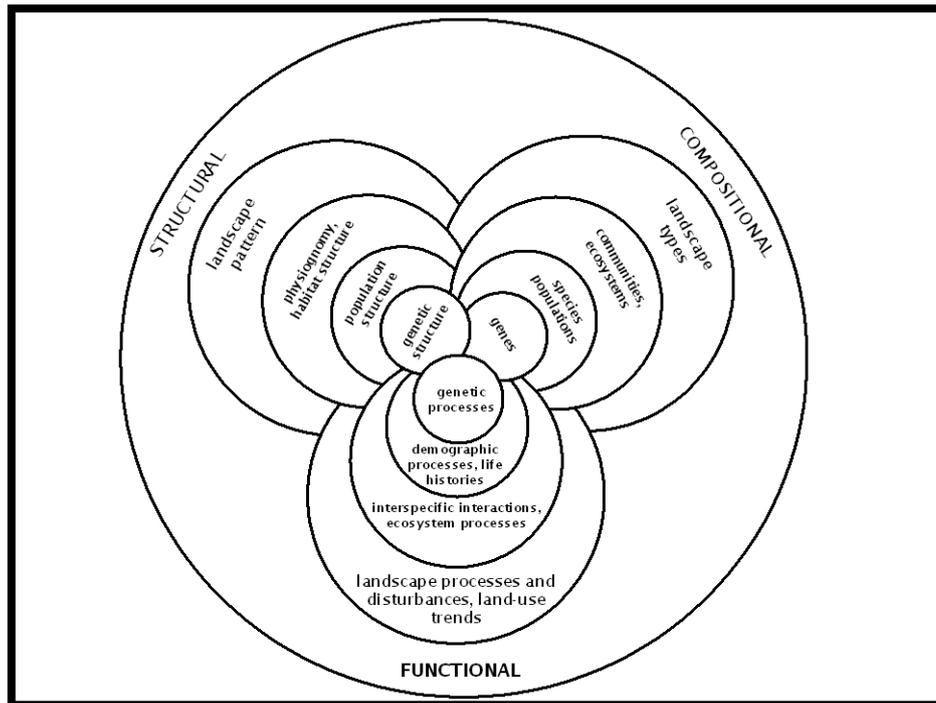


Figure 3: La biologie de la conservation est une science pluridisciplinaire (Noss 1990)

Ce schéma hiérarchique proposé par Noss (1990) il y a déjà une vingtaine d'années insiste sur la prise en compte des processus écologiques, et, selon lui, la biologie de la conservation doit intégrer trois aspects (la composition, la structure et la fonction) à quatre niveaux d'échelle d'organisation. Il n'est pas centré sur l'espèce en soi, mais intègre plusieurs échelles et se réfère ainsi à l'écologie du paysage, le cœur conceptuel de notre travail. Par ailleurs, les gestionnaires d'Espaces Naturels ont toujours supposé que l'existence d'une diversité maximale d'un habitat local est favorable à la diversité faunistique.

### 2.1.2. Une approche où la notion d'habitat prend tout son sens

Les espèces ont une répartition spatiale hétérogène due aux variations tant qualitatives que quantitatives des milieux. Cette hétérogénéité spatiale et temporelle influence le fonctionnement du milieu et la persistance des espèces dans de telles structures. L'habitat est rarement continu ce qui justifie une subdivision des populations ainsi qu'un risque d'extinction de certaines espèces. Ainsi la fragmentation a amené au paradigme des petites

populations (Caughley 1994). La perte d'habitat mène parfois à l'extinction si les populations fragmentées n'atteignent pas le minimum viable (Gibson et al. 2004; Rompré et al. 2010).

La biologie de la conservation s'intéresse à diminuer les risques d'extinction des espèces, qu'à protéger des leurs habitats. Cela implique une bonne compréhension des processus biologiques et biogéographiques. Ce concept s'intéresse en particulier aux Espaces Protégés qui imposent une certaine diversité d'espèces. La plupart du temps, les mesures de conservation sont prises dans le cadre de la conservation d'une unique espèce et les espèces prioritaires de la conservation se fixent selon le statut de l'espèce menacée ou en déclin (UE), et pas pour sa rareté. « L'évaluation au titre de l'article 17 de la DHFF (directive Habitats, Faune, Flore) concerne toutes les espèces et habitats des annexes I, II, IV et V de la directive et doit être réalisée au niveau de chaque domaine biogéographique pour lequel l'espèce/habitat est considéré(e) présent(e) ». Car la rareté peut être causée par les activités humaines mais peut aussi être liée aux caractéristiques particulières de l'espèce, notamment la spécificité de l'habitat (Pulliam 2000). Des espèces rares peuvent être pérennes si leur habitats ne sont pas menacés, et des espèces plus communes (abondantes) peuvent être plus menacées si leur habitats sont rapidement modifiés. L'DHFF prend donc en compte plusieurs types d'espèces pour définir les priorités d'intervention, notamment des espèces rares qui impliquent la protection et la restauration de leurs milieux de vie, des espèces bio-indicatrices, des espèces clés de voûte, des espèces parapluies et aussi des espèces menacées. Ainsi, les espèces rares sont souvent assimilés à des espèces menacées et sont rarement étudiées et prise en compte pour leur seule rareté.

Au final, l'identification des espèces réclamant des mesures spécifiques de conservation de leurs habitat est une étape clé dans le processus de choix de sites d'intérêt spécial pour la préservation des espèces menacées.

### **2.1.3. Une approche au service de la gestion des espaces naturels**

Dans le cadre des actions de la biologie de la conservation, il faut conserver les espèces menacées mais aussi les aspects fonctionnels et structuraux des écosystèmes (Soulé 1985; Noss 1990; Luck et al. 2009). A cet égard, l'identification, l'évaluation, la sélection de sites de

grand intérêt biologique et écologique ainsi que la définition de critères de sélection d'aires protégées est fondamentale pour la protection des espèces menacées et rares. Cela permet de définir les priorités d'intervention. De ce fait, une évaluation quantitative et qualitative de l'habitat est nécessaire pour la conservation des espèces. Effectivement, l'évaluation d'un habitat consiste à déterminer l'efficacité de programmes de conservation, de préservation, de restauration d'habitats dans des forêts ou des Réserves Naturelles ou lors de programmes d'élargissement de zones protégées. D'un point de vue scientifique, cela permet d'apporter une connaissance synthétique de l'état de la biodiversité, afin de quantifier des phénomènes généraux, mais dont les résultats devront être interprétés avec prudence. Il est donc nécessaire de faire appel à des outils de suivi de cette biodiversité.

## ***2.2. Les indicateurs de biologie de la conservation***

Pour comprendre, évaluer et gérer les écosystèmes complexes, il y a besoin d'approches simples. C'est, en effet, essentiel pour avoir une image compréhensible avec un nombre limité de facteurs : les indicateurs. Le besoin de diminuer la perte de la biodiversité a mis en évidence un besoin d'indicateurs qui permettront aux décideurs de suivre les progrès vers ces objectifs ambitieux de conservation. La construction des indicateurs de biodiversité répond en effet à un besoin croissant de disposer d'outils pragmatiques d'information, dans la mesure où ces indicateurs répondent rapidement et de manière univoque aux questions posées par rapport aux actions humaines (IFB) (Levrel 2007).

### **2.2.1. Critères de choix des indicateurs**

Afin d'améliorer les connaissances sur le suivi des changements environnementaux. Noss (1990) met l'accent sur la nécessité de fournir des indicateurs pour le plus grand nombre possible le d'échelles spatio-temporelles (à rapporter au schéma synthétique de la biologie de la conservation de la figure 3).

De plus, cet auteur présente les caractéristiques principales qu'un indicateur doit posséder :

- être suffisamment sensible aux variations afin de détecter les changements,

- être distribué sur une grande étendue géographique,
- pouvoir être mesuré de façon continue dans le temps,
- être relativement facile à collecter ou calculer,
- être significatif d'un phénomène écologique particulier.

Ces indicateurs de la biodiversité peuvent guider la prise des décisions en aidant les gestionnaires à établir des priorités en leur fournissant des informations pour décrire l'objectif et déterminer si les objectifs politiques ont été atteints (Reid et al. 1993; Dale and Beyeler 2001; Turnhout et al. 2007). Etant donné que les gestionnaires et les décideurs sont les destinataires ultimes de ces indicateurs, il est attendu des scientifiques qu'ils mettent en évidence l'intérêt d'indicateurs spatialisés plutôt que des indicateurs stationnels, certes peut-être plus explicatifs, mais beaucoup moins mobilisables, donc efficaces (in fine) pour un gestionnaire d'espace naturel.

### **2.2.2. Importance d'indicateurs spatialement explicites**

L'évaluation d'un service ou d'une ressource naturelle exige une bonne connaissance de la localisation explicite de cette ressource. La dimension spatiale est une entrée privilégiée pour comprendre et analyser les des espèces et le fonctionnement de l'écosystème. Une répartition spatiale de l'habitat (biogéographique) (Hutchinson 1957) est d'ailleurs nécessaire pour garantir la persistance des différentes espèces . En outre, la distribution des ressources dans l'espace ou l'organisation spatiale de l'habitat influencent les processus écologiques en son sein (Gustafson and Gardner 1996; Sisk et al. 2002; Stephens et al. 2004). Une espèce vit dans un endroit qui répond à ses besoins vitaux, mais il peut arriver qu'elle soit absente dans un secteur présentant pour elle (des ressources suffisantes en quantité et qualité). Cela peut s'expliquer par la distribution spatiale des patches (étendues) d'habitats disponibles et l'organisation des éléments du paysage influençant la présence des espèces ainsi que leurs persistances (Murcia 1995; Moilanen and Hanski 1998; Fahrig 2003; Virkkala and Rajasärkkä 2006; Broadbent et al. 2008; Thornton et al. 2010; Hernández-Stefanoni et al. 2011). Ainsi, la représentation spatiale de la biodiversité aide à mieux la conserver

(Guillaument et al. 2009), et le fait de localiser la distribution des ressources naturelles qui constituent cette diversité permet de prioriser les actions demandées.

Ainsi, cette démarche de représentation spatiale de la biodiversité permet de développer un outil cartographique qui sera transmis à l'ensemble des gestionnaires de l'espace, dans le but de les informer sur les zones de bonne qualité écologique. De plus, ces indicateurs spatiaux permettent non seulement de faire un diagnostic de l'état actuel des différentes fonctions de la biodiversité, mais ils constituent également des outils prédictifs de changement des pratiques dans le milieu, et de leurs impacts.

Par ailleurs, pour que le concept de l'habitat soit valable (considérable), il faut prendre en compte la variabilité de l'habitat dans l'espace (Turner et al. 1989; Forman 1995; Gustafson and Gardner 1996). Cette variabilité peut apparaître à différentes échelles (O'Neill et al. 1996) et la relation fonctionnelle entre l'espèce et son environnement dépend fortement de l'échelle spatiale prise en compte (Augustin et al. 1996; Graf et al. 2005). Les relations caractéristiques entre les espèces et leur environnement peuvent être statistiquement significatives, mais peut-être pas avec la même robustesse à toutes les échelles spatiales et en tous lieux (Wiens 1989; Wiens 2002). Ainsi, il est impératif de tenir compte des dimensions spatiales de l'écologie et de se référer à une échelle d'observation précise (Wiens 1989; Wiens 2002), d'autant plus que la réponse des espèces à leur habitat dépend de l'échelle spatiale (Turner 1989; Wiens 1989; Weaver 1995; Trani 2002; Virkkala and Rajasärkkä 2006). Une perspective multi-échelle est exigée pour une vision holistique du statut de l'espèce en question (Scott et al. 2002; Wiens 2002; Angelstam et al. 2003).

### **2.2.3. Des indicateurs spatialement explicites nécessaires aux outils de gestion**

Puisque l'espèce ne peut pas vivre en dehors de son habitat naturel, identifier cet habitat est important pour les objectifs de conservation de cette espèce. Or, la plupart des décisions dans lesquelles les arbitrages sont liés aux services écosystémiques sont basées sur des renseignements incomplets, ce qui conduit à la non-durabilité des développements. On rappelle ici qu'une des causes majeures de l'échec des objectifs de la convention de la diversité biologique (CDB) 2010 est le manque d'informations notamment des données

explicités sur la localisation des ressources à conserver. Une coopération entre scientifiques et gestionnaires est essentielle pour trouver un langage commun et mettre en place des mesures de conservation efficaces à long terme. Une base de données consultable est à établir, qui permettrait de favoriser la communication entre les acteurs de la conservation et les scientifiques. « Dans le domaine des sciences biologiques, le développement de bases de données, de dispositifs de suivi et d'indicateurs composites de la biodiversité, ainsi que la localisation des services à différentes échelles spatiales et sur l'ensemble du territoire national, apparaît comme le fondement de toute politique dans ce domaine » (Nicolé 2005). en outre, en France, un Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) et de la base de données de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN) représentent la traduction en France de la directive européenne INSPIRE rendant obligatoire la mise à disposition publique des informations et données publiques relatives à l'environnement et la biodiversité (constitution en cours).

Si le maintien de la biodiversité et l'intégrité écologique des forêts est un objectif de gestion, alors il est nécessaire que les gestionnaires et les forestiers soient absolument informés. Une exigence principale est d'évaluer l'état et la valeur de conservation de la forêt en question et de ses différentes composantes. Les gestionnaires et les décideurs doivent être conscients de la valeur biologique des forêts qu'ils gèrent car, dans un contexte plus large, ils risquent d'aller à l'encontre des objectifs de la biodiversité mondiale en pratiquant une gestion inappropriée de leurs forêts (Noss 1999). Les besoins actuels sont donc de hiérarchiser les priorités de gestion en termes de biodiversité et de fonctionnement des écosystèmes (Cabeza et al. 2004; Moilanen and Cabeza 2007). C'est pourquoi bien cartographier l'aire de répartition et la localisation des habitats favorables aux espèces est une étape primordiale pour les démarches opérationnelles de la conservation. Ce type de cartographie repose sur la modélisation de la qualité de l'habitat des espèces (Luque and Vainikainen 2008).

### **2.3. Les modèles de la qualité d'habitat pour traduire les engagements en outils opérationnels**

Depuis longtemps les biologistes ont des difficultés à bien déterminer la distribution des espèces dans les différents habitats. L'impact de l'aménagement forestier et des autres activités humaines reste difficile à évaluer (Bolliger et al. 2000; Duckworth et al. 2000). Les données disponibles sur les exigences des espèces concernant leur habitat sont souvent insuffisantes pour pouvoir décrire les besoins nécessaires à la conservation et prédire la distribution de ces espèces notamment à l'échelle régionale et mondiale, où se situent la plupart des problèmes de conservation (Osborne et al. 2001). Néanmoins, la spatialisation des connaissances sur l'environnement constitue un outil stratégiquement incontournable pour optimiser le passage de l'observation à l'action (Guillaument et al. 2009). Pour cela, plusieurs méthodes de cartographie et de modélisation spatiale ont été développées ces dernières années face aux enjeux de conservation pour essayer d'identifier les grandes zones de distribution des espèces où il faut intervenir.

#### **2.3.1. Le principe des modèles de qualité d'habitat<sup>1</sup>**

L'étude de la biodiversité devenant de plus en plus dépendante des cartes de distribution des espèces et de leurs habitats ainsi que des modèles statistiques multi-variées en se basant sur l'occurrence de l'espèce et des variables environnementales (Guisan and Zimmermann 2000), des modèles de la qualité d'habitat jouant un rôle non négligeable dans les plans d'aménagement de conservation de la biodiversité (Araújo and Williams 2000) ont montré leur pertinence pour de nombreuses espèces (Zaniewski et al. 2002; Angelstam et al. 2003; Roberge and Angelstam 2004; Manton et al. 2005). En outre, ils sont de plus en plus utilisés pour évaluer l'impact de l'utilisation future des terres et du changement climatique (Peterson et al. 2002; Thuiller 2003). Les méthodes de modélisation combinent les

---

<sup>1</sup> La qualité de l'habitat évalue selon la disponibilité de la nourriture, la disponibilité du couvert de refuge et la présence de zones de mortalité.

observations de données sur l'espèce (présence ou présence/absence) avec les variables environnementales (Guisan and Zimmermann 2000; Franklin 2009) qui sont traitées au moyen d'analyses multi-variées et de ces données (Stockwell and Peters 1999; Gibson et al. 2004; Manton et al. 2005).

En général, être explicite sur les habitats nécessaires et les menaces touchant l'espèce permet de localiser des cibles précises pour la conservation. Les modèles de distribution des espèces n'ont pas à prédire la présence d'espaces géographiques en tant que tels, mais à produire la probabilité d'une surface (étendue d'habitat) de façon spatialement explicite, cette surface représentant (parfois comme sortie binaire uniquement) l'habitat pertinent dans l'espace écologique après la prise en compte de certaines contraintes spécifiées (incluant parfois des interactions entre variables). Une grande variété de modèles prédictifs ont été développée, mais, la comparaison entre les modèles développés reste très aléatoire (limitée) et il est difficile de déterminer la méthode la plus pertinente pour un travail donné (Franklin 2009).

En outre, l'identification des variables environnementales les plus pertinentes et leur lien avec la présence de l'espèce sont les principaux défis dans le choix des modèles écologiques prédictifs. D'ailleurs, construire une carte de la distribution potentielle des espèces, nécessite à la fois besoin d'une grande expertise des milieux étudiés et une importante quantité de données fiables (Stockwell and Peters 1999). Par ailleurs, les éléments écologiques qui sont déterminés par des processus s'opérant à différentes échelles spatiales et temporelles et la localisation et la spatialisation des espèces en danger peuvent se réaliser sur plusieurs échelles spatiales (nationale, régionale et locale). Par exemple, nous pouvons déterminer les zones favorables à une espèce au niveau régional. Les gestionnaires savent en général comment concrètement gérer un territoire de façon favorable à telle ou telle espèce (par exemple par le maintien d'ouvertures ou un mode de gestion forestière adapté), mais ils se posent la question de l'endroit où il faut le faire plus efficacement. Il est donc important de pouvoir définir ces zones à un niveau régional (Thorn et al. 2009).

### **2.3.2. L'intégration de la structure paysagère dans les modèles de qualité de l'habitat**

La protection des écosystèmes naturels nécessite la synthèse de différentes sphères disciplinaires (écologique, économique and sociale). Cette synthèse est proposée par l'écologie du paysage, celle-ci s'intéressant aux relations entre les processus écologiques et la structure du paysage à travers l'espace et le temps. Cette structure spatiale résulte d'une relation complexe entre plusieurs facteurs biotiques et abiotiques (Forman 1995; Wu et al. 2002; Turner 2005). Toutefois, l'approche paysagère constitue un outil d'intégration de la spatialisation des dynamiques de la biodiversité (Guillaument et al. 2009). Elle contribue à déterminer la qualité de l'habitat et à comprendre la distribution géographique des espèces afin d'intégrer les besoins de conservation dans la planification (zone prioritaires pour la conservation), ainsi qu'à mettre ces informations à la disposition des gestionnaires et les différents niveaux des décisions. Le paysage est spatialement hétérogène et la structure du paysage est considérée comme une composante importante de la biodiversité locale. Il fournit la perspective spatiale dans la relation entre l'environnement et l'organisme ce qui aide à bien décrire la perte de l'habitat (Hansson and Angelstam 1991; Fahrig 2003). En effet, plusieurs métriques (indicateurs) paysagères ont été développées afin de quantifier la structure paysagère (McGarigal and Marks 1995; Riitters et al. 1995). Ces variables permettent de caractériser le paysage où habitent les espèces qui constituent la diversité biologique du milieu (Turner et al. 1989; Forman 1995; Gustafson 1998). Ces éléments paysagers impliquent d'ailleurs des effets positifs, ou peut-être négatifs, selon les espèces et leurs besoins aussi bien écologiques que biologiques (Murcia 1995; Piessens et al. 2006). Ainsi, le maintien ou la restauration de certains éléments du paysage sont devenus une préoccupation majeure en biologie de la conservation et d'aménagement du territoire, d'autant plus que le paysage est de plus en plus l'échelle de référence en terme de gestion (Forman 1995; Luque et al. 2006; Pascual-Hortal and Saura 2008).

Nous partons dans ce travail de l'hypothèse selon laquelle les espèces ont des exigences spécifiques en termes d'habitats, pouvant être décrites par les caractéristiques environnementales, mais aussi par la structure spatiale du paysage environnant. De

nombreuses études ont montré la relation entre la structure du paysage et la biodiversité, et ont intégré l'écologie du paysage dans la modélisation de certaines espèces en utilisant des indicateurs paysagers écologiques afin de montrer cette relation. Elles ont aussi confirmé que la structure du paysage influence la distribution spatiale de certaines espèces (Schindler et al. 2008 ; Gaucherel et al. 2010).

Cette influence de la structure du paysage varie selon l'échelle de travail et le grain (Wiens 1989; Riitters et al. 2000; Schermann and Baugry 2002; Kati et al. 2010). L'échelle spatiale peut en effet affecter la précision de la prédiction de la qualité de l'habitat pour une espèce.

### **3. Modèle biologique : la gélinotte des bois**

#### ***3.1. Choix du modèle biologique***

Dans ce contexte et face au problème du déclin de la biodiversité lié aux modifications des habitats naturels, notre recherche traite des relations existant entre, d'une part, une espèce animale rare et favorisée par son statut patrimonial ainsi que par sa valeur indicatrice de la qualité de l'habitat et, d'autre part, un milieu forestier soumis à différents modes d'exploitation dont les pratiques deviennent défavorables pour certaines espèces.

Le déclin des espèces est principalement lié à la modification et à la perte de leur habitat. Cette problématique se rencontre aussi dans les zones de montagne notamment dans les Parcs Naturels Régionaux qui présentent un contexte social et patrimonial particuliers. Dans ces milieux en phase de transition, l'homme a encore la capacité et l'opportunité de mener des recherches scientifiques et d'intervenir sur le plan de la gestion. La gestion actuelle de ces milieux, connus pour leur diversité remarquable, peut être remise en question. Convient-il de laisser le milieu se fermer où est-il préférable de garder une structure plus ou moins ouverte? Si oui, comment peut-on gérer ce milieu de manière à préserver l'habitat d'une espèce comme la gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia* L.)? Nous nous sommes en effet intéressés à la gélinotte des bois, une espèce aivaine patrimoniale aux exigences

écologiques spéciales, liée aux milieux forestiers bien structurés et diversifiés avec un sous-étage dense et riche. Ce lien étroit avec un environnement particulier et un type d'habitat fait que sa présence ou son absence est une indication (donne et traduit) sur l'état du milieu. Cette espèce est menacée principalement par la modification de son habitat. Ainsi, un déclin actuel de ses populations soulève de nombreuses questions qui concernent les structures forestières façonnées par l'homme. Dans les Alpes du Nord, la diminution des essences arbustives et des clairières forestières montre parfaitement l'impact structurel, paysager et écologique des modes d'exploitation forestière, et ces pratiques forestières menacent parfois l'habitat de la gélinotte des bois dans de nombreuses zones au niveau européen. Par conséquent le modèle « gélinotte des bois – habitat forestier » apparaît comme un modèle d'étude particulièrement pertinent pour aborder la problématique de l'occurrence des espèces animales dont l'habitat dépend de la structure verticale et horizontale dans un contexte d'exploitation forestière plus ou moins favorable.

### ***3.2. Un galliforme de montagne remarquable***

Décrite par Linné en 1758 sous le nom de *Bonasa bonasia* elle est reclassée depuis 2009 dans le genre *Tetrastes*. La présence de cette espèce est un témoin de la bonne qualité écologique de la forêt et sa population est en régression en Europe (Joachim et al. 1998; Storch 2000). Elle pourrait jouer un rôle primordial dans la tentative de concilier la protection de la nature et les autres activités de loisirs (tourisme). La gélinotte des bois (figure 4), « une espèce charismatique aux parades nuptiales spectaculaires », apparaît alors comme l'un des éléments d'une forêt à valeur patrimoniale. Elle est notamment un indicateur de la valeur patrimoniale de certains éléments de paysage comme les clairières forestières (Delcros et al. 1999). Par conséquent, il est important de mettre en place une surveillance de la gélinotte là où apparaissent des menaces potentielles afin de protéger l'habitat de cette espèce bio-indicatrice. Il est néanmoins difficile d'avoir une idée précise sur les effectifs de cette espèce très discrète et difficile à capturer (Couturier 1964; Montadert et al. 1994; Montadert 2005).



Figure 4: La gélinothe des bois (*Tetrastes Bonasia* L. 1788) (ONCFS, 2005)

Du point de vue de la protection de la nature, la gélinothe des bois (*Tetrastes Bonasia* L. 1788) a été particulièrement ciblée comme indicateur. L'espèce a été mentionnée dans la **Loi du 12 juillet 1973** de la Conservation de la Nature, modifiée dans le décret du **6 décembre 2001** l'Annexe 11 qui indique (Article 25) que cette espèce est une des espèces d'oiseaux de référence pour la définition de sites Natura 2000. (Décret 6/12/2001 : Annexe 11). Elle est ainsi mentionnée dans l'Annexe 1 de la Directive Oiseaux **CEE/79/409** et fait l'objet de mesures de conservation spéciales concernant son habitat, afin d'assurer sa survie et sa reproduction dans son aire de répartition. A cette fin, les états membres classent notamment en zones de protection spéciale (ZPS) les territoires les plus appropriés en nombre et en superficie à la conservation de cette espèce (Directives européennes). La France doit répondre à l'état de conservation de cette espèce dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des espèces et des habitats de la DHFF (article 17) (CEE/79/409). Dans ce contexte, il faut insister sur les éléments de connaissance permettant de mieux hiérarchiser les priorités de gestion en termes de biodiversité et de fonctionnement des écosystèmes. L'enjeu est de conserver une espèce sauvage indicatrice et patrimoniale dans

un paysage de montagne dans le cadre d'une maîtrise d'une gestion forestière qui détermine la qualité de son habitat.

## **4. Problématique, objectifs et organisation de la thèse**

### ***4.1. Positionnement de la thèse***

Face au problème du déclin de la biodiversité lié aux modifications des habitats naturels dans les paysages de montagne, notre recherche sera centrée sur l'étude des relations existant entre, d'une part, une espèce animale rare et favorisée par son statut patrimonial et sa valeur indicatrice de la qualité de l'habitat et, d'autre part, un milieu forestier soumis à différents modes d'exploitation forestière dont les pratiques deviennent défavorables pour certaines espèces. L'originalité de cette recherche repose sur une approche associant l'enjeu de conservation d'une espèce sauvage patrimoniale dans un paysage de montagne à la maîtrise d'une gestion forestière qui détermine la qualité de son habitat. Pour qu'il soit possible de conserver cette biodiversité représentée par l'habitat de cette espèce indicatrice, il faut absolument comprendre la relation fonctionnelle entre l'espèce en question et son habitat menacé. Un intérêt particulier est porté au cours des dernières années sur l'habitat de la gélinotte des bois, dont la conservation est jugée prioritaire sur le territoire européen. Ainsi, l'on cherche à développer un outil qui permettrait d'atteindre l'objectif de conservation dans le cadre d'un processus de planification forestière. Il convient aussi de se demander comment il est possible de mettre en œuvre les résultats fondamentaux pour l'aide à la gestion.

## **4.2. Problématiques et objectif finalisé**

Comme l'a montré le bilan des expériences des diverses conventions et directives de conservation, la gestion des ressources naturelles ne se conçoit plus selon les mêmes démarches. L'échec des approches classiques en matière de conservation de la biodiversité (Nagoya 2010) est généralement lié à un déficit de données, de localisation de ces ressources et de suivi de cette diversité, ainsi qu'à la communication entre les scientifiques et les gestionnaires. Les solutions proposées par les gestionnaires s'inscrivent souvent en opposition, voire en rupture, par rapport aux logiques écologiques et culturelles des forêts concernées. L'adhésion aux besoins proposés implique une spatialisation et une modélisation de la biodiversité, qui vont conduire à prendre en compte les besoins prioritaires de la conservation, mais aussi à mieux intervenir, ce qui constitue bien souvent l'étape fondamentale pour une meilleure planification de conservation. Les méthodes et les outils de modélisation de la distribution de la qualité de l'habitat propice pour telle ou telle espèce permettent la mise en œuvre du partage des informations et des expériences. L'objectif ultime de ce travail est de préciser l'apport de la modélisation pour accompagner et soutenir une gestion participative des ressources forestières en respectant la biodiversité et l'habitat de la gélinotte des bois, d'analyser et de décrire les principaux indicateurs de la qualité de l'habitat pour la gélinotte et ainsi de planifier la possibilité de définir les priorités de conservation.

Néanmoins, les zones de montagne présentent souvent plusieurs enjeux économique, écologique et culturel, notamment dans les Parcs Naturels Régionaux. Il est donc nécessaire d'analyser et comprendre si ses activités s'intègrent réellement dans une démarche de développement durable et quelles seraient les pressions anthropiques sur le milieu. En effet, la gestion efficace de ces vastes superficies de montagnes protégées constitue un pari délicat. Dans ce contexte, comment les gestionnaires peuvent-ils gérer ces milieux avec toutes ces contraintes ? Les gestionnaires savent quoi faire pour conserver tel ou tel élément de la diversité dans la forêt ainsi l'habitat de certaines espèces. Mais la nécessité est de localiser les zones où il faut intervenir ou pas dans une démarche de planification de la

conservation et gestion de ressources. Pour aller dans ce sens, il faut identifier des indicateurs non seulement pertinents, mais aussi susceptibles d'être aisément mesurables et spatialisables.

### **4.3. Hypothèses et enjeux scientifiques**

L'influence des facteurs stationnels sur la qualité de l'habitat de la gélinotte est désormais bien connue, grâce notamment aux travaux des experts. Mathys et al (2006) ont montré que les peuplements richement structurés et diversifiés horizontalement et verticalement sont préférés par la gélinotte. Cette structure verticale induit plusieurs variables stationnelles indicatrices de la présence de cette espèce. Ainsi, les modes de gestion forestière associés sont de mieux en mieux assimilés. Néanmoins, compte-tenu des différents enjeux socio-économiques, touristiques, environnementaux inhérents à un PNR, les objectifs de gestion se situent surtout sur l'identification de territoires sur lesquels une gestion forestière favorable à l'habitat serait la plus efficace possible.

Compte-tenu des connaissances portant sur la biologie de la gélinotte des bois, notre hypothèse principale dans ce travail est que la structure du paysage influence la présence de la gélinotte des bois à différentes échelles, notamment une relation positive entre la présence du galliforme dans la forêt et l'hétérogénéité spatiale. Dans ce contexte, l'objectif général de la thèse est de développer une démarche opérationnelle pouvant à terme proposer une aide à la gestion de la conservation et à la planification durable des forêts, et cela en se basant sur la relation existant entre l'habitat de la gélinotte et la structure et l'organisation du paysage.

En perspective de cet objectif finalisé ultime, qui dépasse d'ailleurs le cadre de la thèse stricto sensu, des **objectifs intermédiaires** apparaissent :

- Définir et présenter spatialement le lien entre la présence de la gélinotte des bois et son environnement à différentes échelles. Ceci correspond à un objectif d'explication

de la structure spatiale qui repose sur la modélisation prédictive de la qualité de l'habitat.

- Développer un modèle de la distribution probable de l'espèce à partir de données spatialement explicites.
- Connaître les différents facteurs qui favorisent et qui contraignent la distribution de l'espèce.

#### ***4.4. Organisation de la thèse***

La thèse comprend quatre parties principales articulées autour des principaux concepts développés dans l'introduction (Figure 5).

##### **Partie I :**

La mise en évidence de descripteurs paysagers et spatialisables explicatifs de la qualité de l'habitat de la gélinotte devient un atout dans le cadre d'un outil d'aide à la gestion. Le succès de la conservation et les stratégies d'aménagement seraient plus importantes si l'on prenait en compte les variables à l'échelle du paysage (Carter et al. 2006). L'importance des facteurs stationnels sur la qualité de l'habitat de gélinotte des bois a été largement évoquée dans les études bibliographiques. Nous nous attacherons plutôt, dans ce travail, à préciser les poids respectifs des indicateurs paysagers et stationnels.

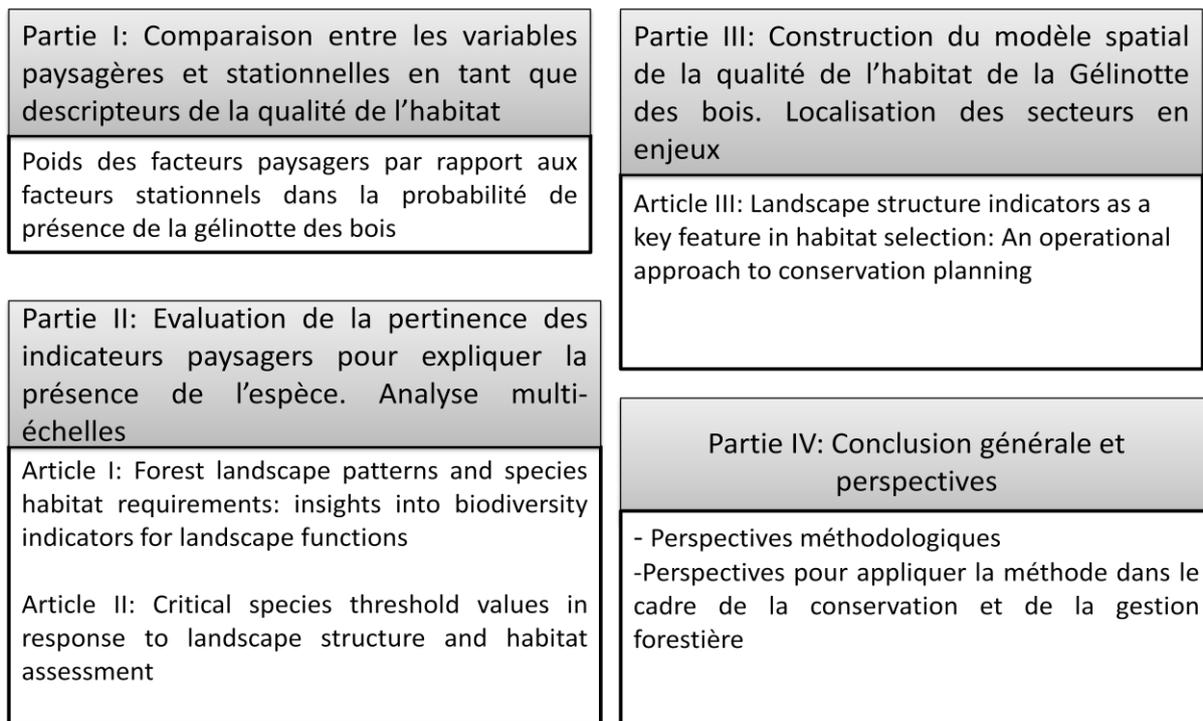


Figure 5: Organisation des quatre parties de la thèse.

## Partie II :

Dans cette deuxième partie, l'objectif est de caractériser la structure du paysage d'une forêt subalpine dans le Parc Naturel Régional de la Grande Chartreuse à partir d'un diagnostic issu de métriques paysagères et l'occurrence de la gélinotte des bois. Cette démarche méthodologique permet de mesurer la performance des différents indicateurs quantitatives et leur représentativité en Chartreuse d'un habitat favorable. L'objectif est donc d'appréhender la structure du paysage en tant qu'inducteur et indicateur de la biodiversité, et d'améliorer les décisions de gestion dans cette forêt de montagne. Nous avons analysé (1) les caractéristiques de la structure du paysage (2) la relation des indicateurs de structure du paysage et la présence de la gélinotte des bois. Dans un deuxième temps, notre objectif était de présenter une analyse multi-échelle de la structure du paysage permettant de retenir l'échelle la plus pertinente (grain, étendue), pour étudier la gélinotte des bois. Cette analyse, sous la forme de deux articles aborde la quantification de métriques paysagères autour des

points de présence et d'absence des gélinottes, récoltés sur le terrain dans la forêt domaniale de Grande Chartreuse, et suivant des fenêtres d'analyse de différentes tailles. Des analyses de régressions nous ont permis de retenir la taille la plus pertinente pour expliquer la présence de la gélinotte des bois.

Cette approche repose sur l'hypothèse selon laquelle la gélinotte est une espèce sensible à la structure du paysage. Ainsi, la quantification du patron paysager semble être primordiale pour déterminer les variables les plus explicatives de son occurrence. Mais ce constat sous-tend une autre question : jusqu'à quelle distance la gélinotte perçoit-elle le paysage dans lequel elle évolue ? Cette distance peut être considérée comme l'espace de perception, et nous nous attacherons à en donner une estimation.

### **Partie III :**

En partant de l'hypothèse selon laquelle la gélinotte est un indicateur de l'importance des descripteurs paysagers dans la matrice forestière, nous testons et estimons la pertinence des descripteurs spatiaux pour évaluer l'état de la biodiversité. L'approche consiste à modéliser la qualité de l'habitat dans un but de conservation et dans un contexte spatialement explicite. Pour cela nous nous basons sur des données de présence unique de l'espèce en question. Nous proposons sous la forme de deux articles deux modèles probabilistes de la présence d'une espèce indicatrice de la diversité dans le milieu forestier, déterminée au sein d'un massif forestier et mentionnée dans l'Annexe 1 de la Directive habitat (CEE/79/409). Le premier article traite d'une modélisation permettant d'analyser la relation quantitative entre la présence de la gélinotte et des indicateurs paysagers, calculés sur une surface dite « espace de perception » de 12 hectares autour du point de présence. Les résultats ouvrent une discussion intéressante sur l'importance de la structure du paysage pour le maintien d'une certaine biodiversité dans le milieu forestier en Chartreuse, mais aussi pour définir les zones prioritaires pour le plan de conservation. Elles permettent de mettre en évidence le rôle de certains indicateurs de l'hétérogénéité spatiale.

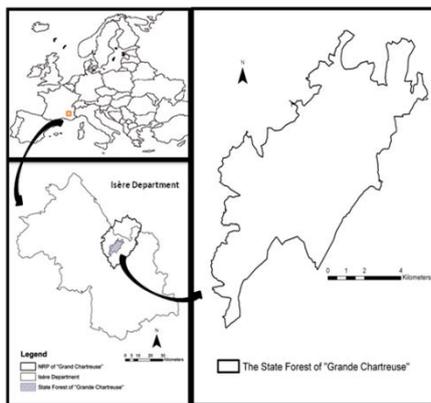
#### **Partie IV :**

Cette partie propose une synthèse générale sur les méthodes employées dans ce travail, notamment en envisageant des améliorations qui pourront être prises en compte lors de l'application de la méthode sur d'autres sites d'étude. Cette partie aborde l'importance des indicateurs de la qualité d'habitat de la gélinotte des bois comme des critères de diagnostic potentiels de l'état de biodiversité ainsi que l'état de conservation actuel. L'utilisation d'un modèle spatialement explicite doit aboutir à un outil pragmatique pour les gestionnaires forestiers et les protecteurs de la nature. Ces modèles sont actuellement considérés comme prometteurs pour une gestion de l'espace compatible avec la conservation, puisqu'ils peuvent aider à orienter vers une gestion des forêts en faveur de la gélinotte tout en gardant la rentabilité économique attendue de cette forêt. Les secteurs défavorables à la gélinotte (faible qualité d'habitat) seraient à exploiter prioritairement.

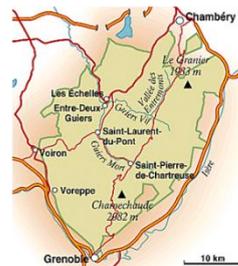
# MATERIELS ET METHODES

## 1. Site d'étude : La Chartreuse

Le site d'étude à partir duquel nous allons répondre aux questions soulevées se situe dans les Alpes françaises, dans le Parc Naturel Régional de Grande Chartreuse, plus précisément dans la forêt domaniale de Grande Chartreuse, dans un secteur de 6.637 ha.



PNRGC: 76.700 hectares,  
créé en 1995



La forêt domaniale de la Grande  
Chartreuse (6.600 ha)

Figure 6: Localisation et présentation générale du massif de la Chartreuse et de la zone d'étude

Le massif de la Chartreuse appartient aux massifs subalpins, à dominante forestière. Il est limité par les massifs des Bauges et du Jura au nord, les chaînes de Belledonne à l'est, et au

sud-ouest par le massif du Vercors. Le massif de la Chartreuse est orienté Nord Nord-Est/ Sud Sud-Ouest, il s'étend sur 40 km de long et 15 km de large.

### ***1.1. Les conditions climatiques***

Le climat y est océanique humide, le massif prenant la forme d'un rempart contre le vent océanique venant de l'Ouest. Globalement, le climat cartusien présente des caractères bien marqués et figure parmi les plus humides de France, même s'il est limité en altitude (Audrey 2001). Les précipitations sont abondantes et bien réparties toute l'année. Une variabilité interannuelle est remarquable, surtout l'hiver et l'automne (Paillet 2002). Elle atteint 1572mm à Saint Laurent du Pont, 2047 mm à Saint Pierre de Chartreuse et 3000mm au niveau des sommets de plus de 1800 m d'altitude (Paillet 2002). Les précipitations sont sous forme de neige en hiver, avec des quantités variables d'une année à l'autre. Le manteau neigeux persiste trois mois aux environs de 1000 m d'altitude (Saint Pierre de Chartreuse), cinq mois à 1300 m et 7 mois aux sommets (Dent de Crolles). L'épaisseur de la neige est assez forte (la moyenne cumulée annuelle est de 6.3 m au Col de Porte et de 4.4 m à Saint Pierre de Chartreuse (1998).

Le climat est frais en été du fait de l'humidité printanière et estivale (maximum 22°C), alors que l'hiver est particulièrement froid. La température varie beaucoup selon l'altitude. La température moyenne dans l'ensemble de massif est inférieure à 10°C, avec de 5 à 7 mois de végétation. D'autre part, l'ensoleillement est faible au printemps et devient fort en été. Ce climat particulier en Chartreuse est associé à des sols fertiles et ainsi, des forêts très productives

### ***1.2. Le cadre topographique et géologique***

La structure de la Chartreuse présente des reliefs et des falaises remarquables. En ce qui concerne les vallées, deux d'entre elles sont orientées Est-Ouest ( Guiers Vif, Guiers Mort) et plusieurs autres sont orientées Sud-Nord (ex : Saint Pierre de Chartreuse) (Audery, 2001).

Les falaises ont une influence très forte sur la structure de la matrice paysagère. Trois grandes zones se distinguent dans la structure de la Chartreuse (Figure 7).

Géologiquement, le massif présente des caractéristiques spéciales à l'origine d'une grande hétérogénéité due à l'alternance des roches calcaires (dures) et marneuses (tendres). L'ensemble du massif est donc caractérisé par la présence de fortes pentes, de roches (calcaires) claires et de falaises. Les caractères géologiques et climatiques de ce massif induisent la présence de forêts qui couvrent une grande partie de ce massif (Audrey 2001), d'autant plus que, dans ce contexte, l'agriculture est difficile à pratiquer et peu rentable ; le maintien de boisements apparaît comme le cas le plus adapté à ces formations géologiques (Paillet 2002).

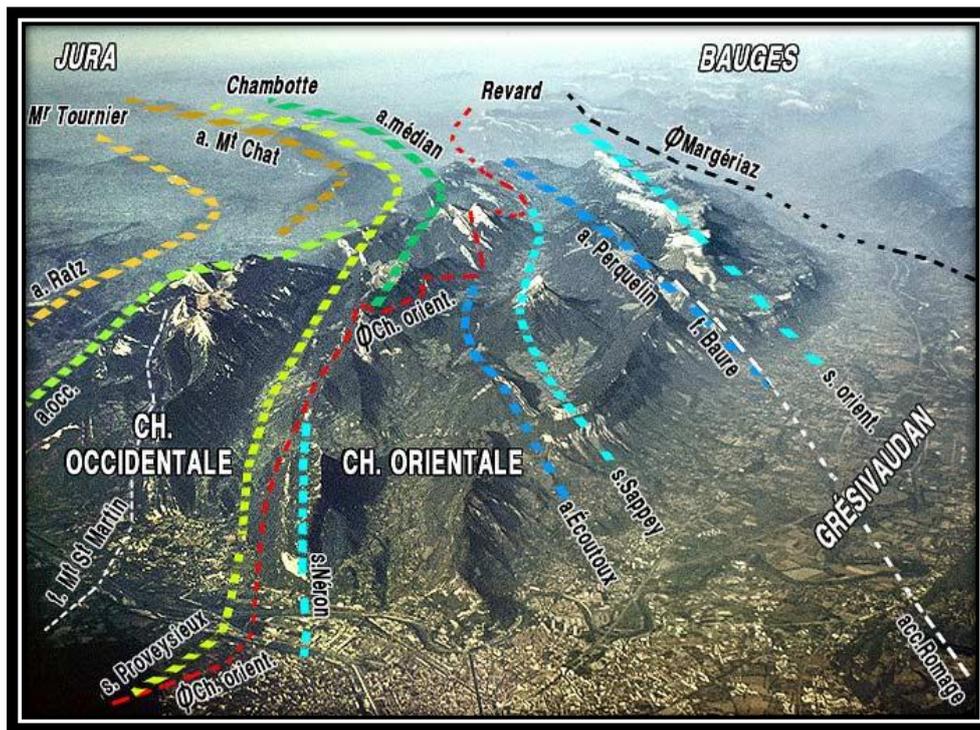


Figure 7: Zonage géomorphologique de la Chartreuse (source : <http://www.geol-alp.com/>)

### 1.3. La végétation en Chartreuse

Du fait de son altitude moyenne, la végétation de Chartreuse appartient pour la majeure partie de son territoire à l'étage montagnard (plus de 70 % du territoire) mais couvre aussi les étages collinéen et subalpin (tableau 1). La Chartreuse est l'un des massifs les plus boisés en France avec 60% de surface forestière. 45% de la forêt en Chartreuse correspond à des forêts publiques (22% de forêts domaniales, 23% de forêts communales) et 55% à des forêts privées. L'étude par l'IFN (Inventaire Forêts Nationale) du type de peuplement dans la Chartreuse montre une domination des futaies de conifères pour 65%, auxquels s'ajoutent 19% de futaie mixte et 2% de peuplement feuillu (2% du peuplement n'est pas forestier) (Audrey 2001). Cette caractéristique, qui s'explique aisément par les facteurs climatiques, la nature des roches et les formes du relief, ne doit pas masquer la grande diversité des associations végétales recensées (PNRGC 2005). 120 types d'habitats ont ainsi été distingués par le Conservatoire botanique national alpin (CBNA) de Gap-Charance (source: Cartographie des habitats du Parc de naturel régional de Chartreuse, CBNA/Région Rhône-Alpes, janvier 2005).

Etages de végétation	Séries de végétation	Altitude moyenne en m	Précipitations moyennes en mm/an	Températures moyennes annuelles
<b>Etage montagnard</b>	série mésophile du hêtre	804	1580	7,7°C
	série de la hêtraie-sapinière	1055	1651	6,6°C
<b>Etage subalpin</b>	série subalpine de l'épicéa	1720	1953	3,9°C

Tableau 1: Séries de végétation dans la forêt domaniale de grande Chartreuse  
(source : Plan d'aménagement forestier en cours (2002-2017))

Le sapin (*Abies alba*) et l'épicéa (*Picea abies*) ont été favorisés par la gestion forestière mise en place au cours du siècle dernier et la dominance de la formation hêtraie-sapinière est très visible (figure 8, tableau 2). Les pâturages (prairies ou pelouses) sont limités à quelques sites de plus haute altitude : Charmant Som, Hauts de Chartreuse.



Figure 8: Illustration de la dominance des peuplements résineux en forêt de Chartreuse (Audrey 2001)

Essences	% du nombre de tiges	% de la surface terrière	% du volume
sapin	40 %	45 %	46 %
épicéa	24 %	30 %	32 %
hêtre	20 %	15 %	14 %
autres feuillus	16 %	10 %	8 %
<i>total</i>	<i>100 %</i>	<i>100%</i>	<i>100 %</i>
résineux	64 %	75 %	78 %
feuillus	36 %	25 %	22 %

Tableau 2: Répartition des essences dans la forêt domaniale de grande Chartreuse, Sapin (*Abies alba*), Epicéa (*Picea abies*), Hêtre (*Fagus sylvatica*) (source : Plan d'aménagement forestier en cours (2002-2017)).

L'office National des Forêt assure le suivi et la gestion des forêts relevant du régime forestier afin d'assurer une protection de la propriété contre les tiers (ONF 2000), une préservation

des milieux par le contrôle des défrichements et des changements d'usage et un encadrement et un contrôle des activités de récoltes et de commercialisation des produits issus de la forêt. Pour cela, le forestier dispose d'un outil de gestion qui est l'aménagement forestier, et répondant à plusieurs principes :

- des analyses du milieu naturel (richesses, potentialités et dynamiques), des besoins économiques et sociaux (demandes, évolutions)
- des synthèses : choix des objectifs et principales décisions
- un programme d'actions : le plan de gestion (programme des coupes et travaux)

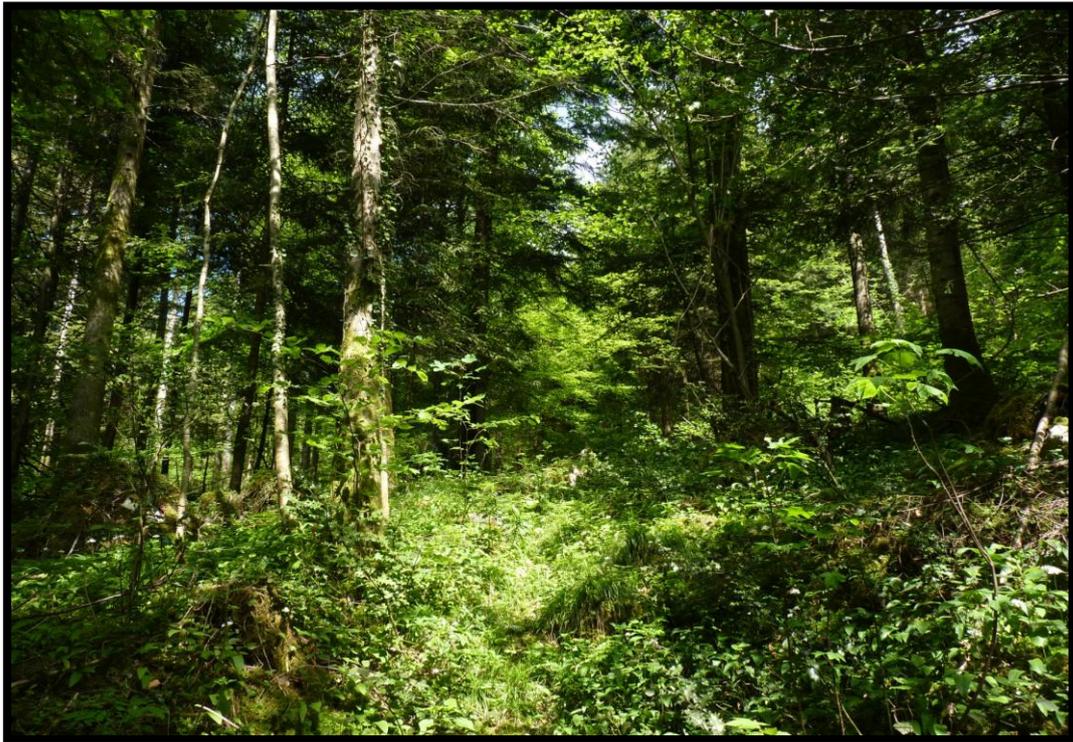
L'ONF a mis en place dans cette forêt différentes séries afin de concilier, dans une même unité, production de bois, gestion et maintien de la biodiversité dans le massif (tableau 3). Les différents types de traitements forestier induisent plusieurs strates végétales dans la forêt avec différents pourcentages de recouvrement (arborescente, arbustive, herbacée) (figure 9), les données phytosociologiques étant disponibles auprès de CBNA.

Séries	Surface (ha)	Surface exploitable (ha)	Objectifs (fonctions)		Types de série	Types de traitement
			Déterminant la sylviculture	associés		
1	3875	3862	Production	Protection générale des milieux	Série de production et de protection générale des milieux	Futaie irrégulière par bouquets et parquets
2	552	2286	Protection physique	Production	Série de protection et de production	Futaie irrégulière par bouquets parquets
3	660	300	Accueil du public	Production	Série d'accueil du public	Futaie irrégulière par bouquets parquets
4	1006	0	Pastoralisme	Accueil du public	Série d'intérêt pastoral	Elevage intensif et maintien des milieux ouverts
5	1129	85	Protection générale des milieux et des paysages ne nécessitant pas de sylviculture		Série d'intérêt écologique général	Zones laissées en évolution naturelle
6	1123	162	Conservation des milieux ou espèces remarquables		Série d'intérêt écologique particulier	Réserves biologique domaniale Et réserve naturelle des hauts de Chartreuse
7	121	121	Maintien d'un peuplement composé d'arbres aux dimensions remarquables		Série d'intérêt paysager	Futaie jardinée

*Tableau 3 : Répartition des différentes séries des différentes surfaces de la forêt domaniale de la Grande Chartreuse « Plan d'aménagement forestier en cours (2002-2017) »*

Les caractéristiques géomorphologiques du massif de la Chartreuse (forte pente, circulation d'eau importante) représentent autant de contraintes pour les travaux de terrain, la sylviculture et l'exploitation de la forêt. Toutefois, cette inaccessibilité dans certains secteurs peut jouer en faveur de la préservation de la biodiversité.

Les forestiers en Chartreuse sont attachés à la gestion en mode de futaie irrégulière ou jardinée. En conséquence, cette forêt possède des peuplements qui en moyenne seront plutôt ouverts. Ces ouvertures de milieu constituent des éléments essentiels dans la mosaïque paysagère en Chartreuse et maintiennent un recouvrement de la strate arbustive et herbacée relativement important. Malgré ces efforts de gestion, des problèmes subsistent dans le domaine de la régénération (sylviculture s'orientant vers du hêtre pur en raison du manque cruel de régénération de sapin).

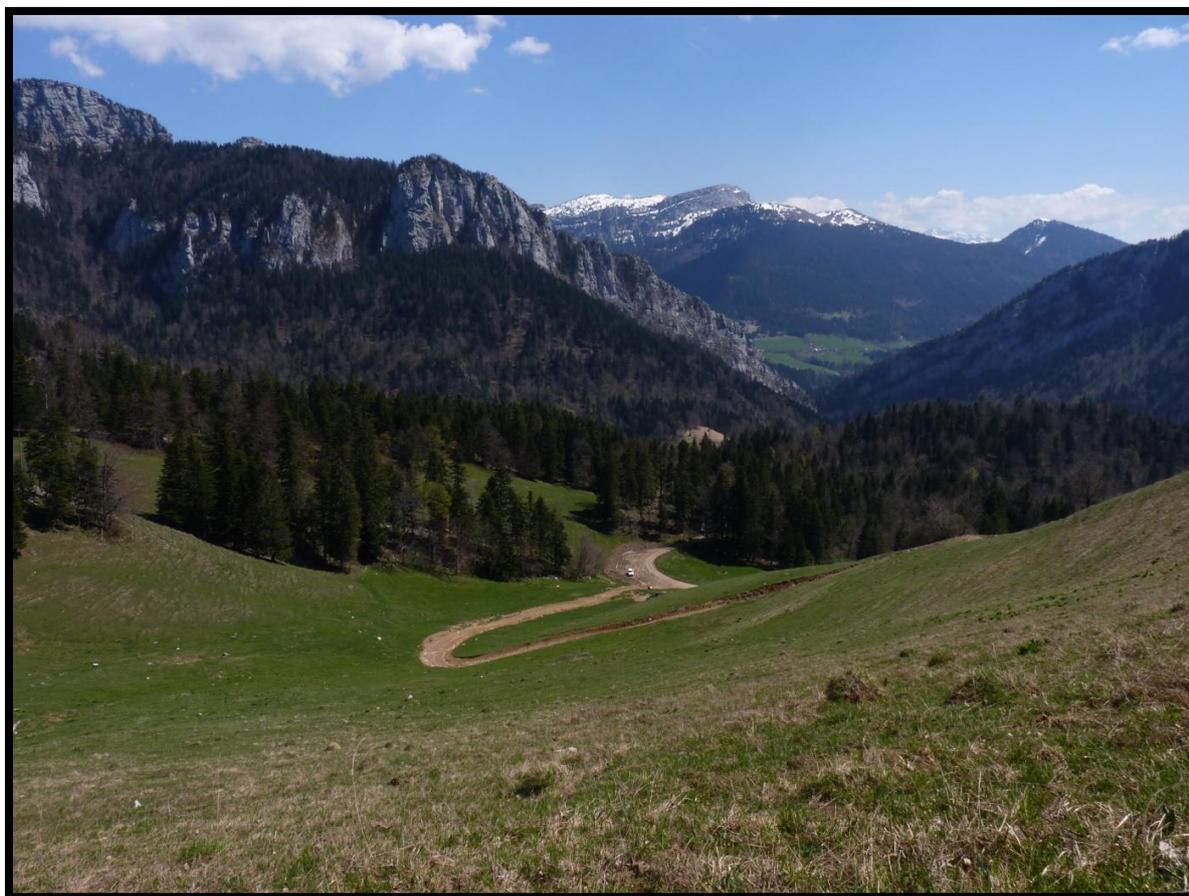


*Figure 9: Exemple gestion en futaie jardinée*

#### **1.4. La structure de la matrice paysagère en Chartreuse**

Comme la plupart des paysages de France, le paysage du Parc de Chartreuse résulte d'une étroite transmission entre trois éléments principaux : l'ossature minérale (composition et agencement des roches), la végétation et les aménagements et activités humaines (Audrey 2001). Selon Boutefeu (2007), cette forêt ne semble constituer qu'un élément du décor et d'une cohérence paysagère plus vaste. Un paysage trop chargé en chlorophylle, peut déplaire : les espaces dans lesquels « alternent forêts et milieux ouverts » sont largement privilégiés. La forte imbrication spatiale des milieux ouverts et des formations fermées apporte à ce Parc une diversité biologique importante et identifiée (Richard 1971; Pache 1998). En plus des vastes ouvertures à vocation agro-pastorale, on constate dans la forêt des

ouvertures beaucoup plus réduites d'origine naturelle et anthropique (gestion forestière) (figure 10 et 11).



*Figure 10: Ancienne zone de pâturage (secteur du monastère de la Grande Chartreuse)*



*Figure 11: Ouverture d'origine naturelle (à gauche), ouverture du couvert forestier dû à la gestion (à droite)*

Initialement, la matrice paysagère en Chartreuse est constituée par les forêts couplées aux zones agricoles (macro clairières). Malgré leur faible superficie, ces clairières constituent ainsi une partie intégrante de cette matrice (Audrey 2001). Mais aujourd'hui, ce système semi-naturel dû aux défrichements a diminué en Chartreuse ; il s'est dégradé au profit des forêts dans ces dernières décennies, du fait de l'abondement des pratiques agricoles et pastorales (Brun et al. 2002; Breton and Vanpeene 2008). Or, ce massif est reconnu pour la diversité et la valeur de ses milieux naturels où les zones ouvertes participent à la diversité et l'hétérogénéité dans le paysage. Certaines espèces ont un statut de conservation nationale ou régionale comme le Sabot de Vénus, la Vulnéraire des Chartreux, ou la Gymnadénie. En outre, la Réserve des Hauts Plateaux de Chartreuse (créée en 1997) accueille 519 espèces végétales et 156 espèces animales. La forêt de la Grande Chartreuse présente aujourd'hui un grand intérêt biologique avec une flore et une faune exceptionnelle comportant des espèces rares et protégées dont notamment la vulnéraire (*Hypéricum nummularium*), une plante médicinale qui entre dans la composition du mystérieux élixir des moines. Le lynx (*Lynx sp*) se réfugie également dans ces boisements, dont certains, comme les érablaies des pentes des Gorges du Guiers, sont considérés comme sub-naturels et intégrés au site Natura 2000. En tout, vingt-six ZNIEEFF (Zones Naturelles d'intérêts

Ecologique, Floristique et Faunistique) sont inventoriées dans le Parc Naturel Régional de Chartreuse (Audrey 2001).

Finalement, nous disposons dans cette forêt cartusienne d'une hétérogénéité horizontale qui caractérise une bonne partie du paysage en Chartreuse mais, aussi, on trouve un écosystème forestier se caractérisant par son hétérogénéité verticale induite par la futaie irrégulière, ce qui favorise la présence d'une stratification verticale de végétation. Ainsi, la matrice paysagère en Chartreuse (ouvertures enfrichées au sein d'une matrice forestière) semble être favorable à l'occurrence de plusieurs espèces, notamment celles qui affectionnent les milieux ouverts et de lisière. C'est le cas de la gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia* L.) dans cette forêt.

## **2. La gélinotte des bois : exigences spatiales et écologiques**

### **2.1. Classification**

Les Galliformes sont un ordre d'oiseau comprenant 7 familles et 292 espèces. Dix neuf espèces sont présentes dans la famille des Tétrionidés. Oiseaux trapus de taille moyenne, ils sont présents sur presque tous les continents. Les Galliformes sont entièrement couverts de plumes, en particulier les Tétrionidés qui forment une famille qui s'adapte au froid grâce à leur plumage épais. La couleur du plumage varie selon l'espèce, le sexe et la saison (Couturier 1964; OGM 2006). Ce sont des oiseaux terrestres adaptés à la marche qu'ils semblent privilégier. Ils sont connus pour la faible dispersion des individus (espèce sédentaire chez les adultes notamment, la dispersion étant le mouvement entre le site de naissance et le site de reproduction (Rhim and Lee 2002; Montadert 2005). Ils sont en général herbivores ; toutefois, leur régime alimentaire varie selon les saisons (Schatt 1993). Les Tétrionidés ont des parades amoureuses printanières. Certaines espèces sont polygames (tétrions -lyre) et d'autres sont monogames (gélinotte).

En France, on peut observer les espèces suivantes, toutes nicheuses: la gélinotte des bois *Tetrastes bonasia* L. 1758, le lagopède alpin *Lagopus mutus* L. 1781, le tétras lyre *Tetrao tetrix* L. 1758 et le grand tétras *Tetrao urogallus* L. 1758.

La gélinotte des bois a été décrite par Linné en 1758 sous le nom de *Bonasa bonasia* et est reclassée depuis 2009 dans le genre *Tetrastes* (tableau 4).

<b>Classe</b>	<b>Aves</b>
<b>Ordre</b>	Galliforme
<b>Famille</b>	Tétraonidés
<b>Genre</b>	<i>Tetrastes bonasia</i>
<b>Nom anglais</b>	Hazel Grouse

Tableau 4: Classification de la gélinotte des bois

## 2.2. Répartition géographique de la gélinotte des bois

Il existe dans le monde trois espèces de *Tetrastes* :

- La gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia* L.), espèce paléarctique. Son aire de répartition s'étend de l'Europe de l'Ouest jusqu'en Sibérie orientale.
- La gélinotte huppée (*Tetrastes ambellus* L.), en Amérique du nord.
- La gélinotte Swertzow (*Tetrastes swerzovi* L.), dans les montagnes de l'Asie centrale.

En Europe, la répartition de la gélinotte s'étend à l'Europe de l'Est, aux montagnes d'Europe Centrale, à la France, et à la Belgique (figure 12). On la trouve aussi dans les pays scandinaves, notamment, en Finlande (Storch 2000). Quatre sous-espèces de gélinotte des bois sont connues, se différenciant par la taille et la teinte du plumage. En France, on trouve *Tetrastes Bonasia rupistris* dont son aire de répartition la plus restreinte et la plus morcelée est l'Europe centrale et occidentale (Dronneau 1984a). Elle vit essentiellement dans les forêts de conifères et les forêts mixtes des zones montagneuses d'Europe centrale (Swenson

1995b; Storch 2000; Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009). La dynamique de la population des gélinottes est très variée à l'échelle continentale; on trouve plus d'effectifs au nord qu'au sud. En Europe, d'après les données de 21 pays, les populations sont en faible régression depuis les années 1980 (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme) (EBCC/RSPB/BirdLife/Statistics Netherlands; P. Vorisek in litt. 2008).

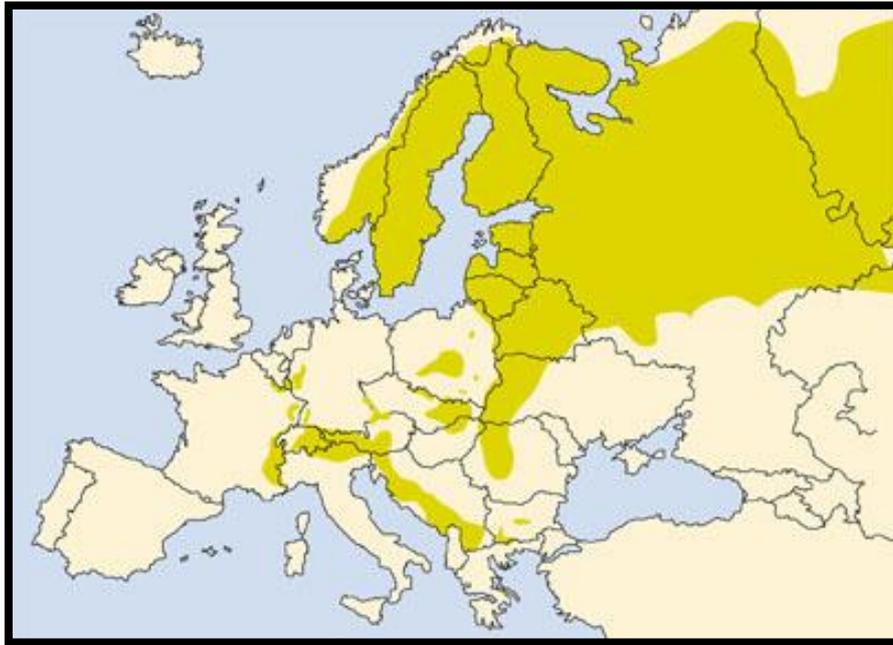


Figure 12: Aire de répartition de la gélinotte des bois en Europe (Storch 2000)

Cependant, sa répartition s'est fortement réduite ces 40 dernières années dans les régions de basse altitude où se trouvent les populations les plus menacées, notamment à cause du vieillissement des taillis en faveur de la futaie (Magnani 1993; Bernard-Laurent and Magnani 1994). Elle est en déclin notamment dans les forêts aménagées (Åberg et al. 2003; Mathys et al. 2006; Rhim 2006). Ses populations sont en régression dans la plupart des pays européens (Swenson and Danielsen 1991; Montadert 1995; Swenson 1995b; Storch 2000). Seulement 6.000 couples sont présents en Italie contre 9.000 en Suisse (voir Montadert 2005). Au printemps, la population en France est estimée à 10.000 individus environ (Bernard-Laurent and Magnani 1994), avec une densité variable d'environ trois à quatre individus par hectare. Une densité de 7-8 couples/100 ha a été observée dans les Alpes françaises du Sud-Est

(Monges) (la plus élevée observée dans l'Europe occidentale) et 10 couples /ha ont été relevés en Pologne (Dronneau 1984a; Montadert and Leonard 2003).

En France, l'espèce est présente sur 21 départements principalement dans la façade Est du pays (figure 13). Cependant, sa répartition a fortement diminué à l'échelle communale, où elle a atteint 40% entre 1964 et 1990 notamment dans le Nord-Est du pays (Alsace, Franche-Comté, Lorraine). En revanche, on constate une stabilisation dans les Alpes et même une progression de l'espèce sur la partie Sud de son aire de répartition en France (Leonard 1993; OGM 2011).

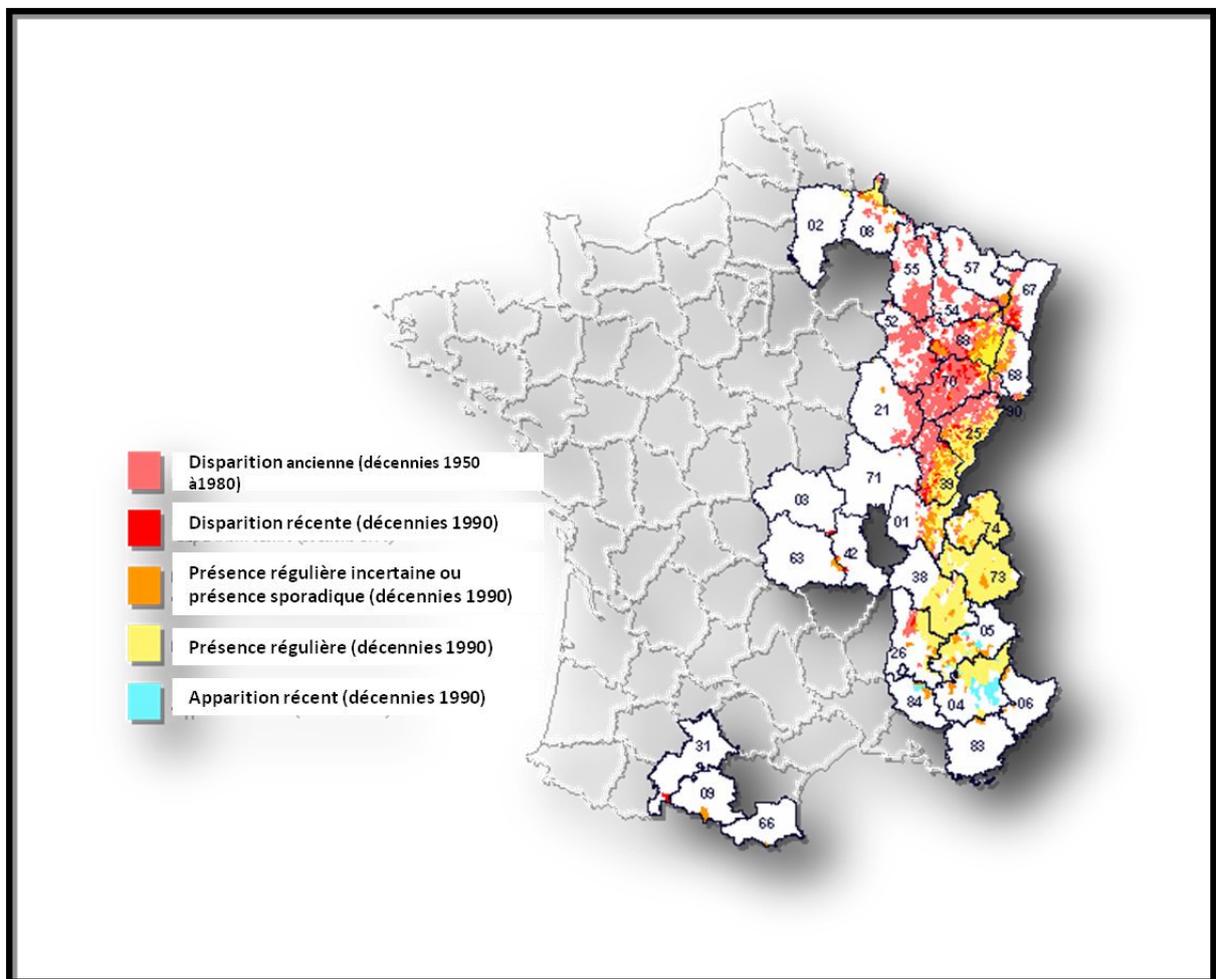


Figure 13: Evolution de la répartition communale de la gélinotte des bois en France (ONCFS 2006)

Actuellement, sa répartition française se limite aux massifs montagneux des Vosges, de Jura et des Alpes en peuplements discontinus elle représente 85% de son aire de répartition en France (Dronneau 1984a; Montadert 2005). Selon l'Atlas des oiseaux nicheurs de Rhône-Alpes, CORA, 2005, elle s'élève jusqu'à 1280 m dans les Vosges, notamment dans les Vosges du Sud et les Vosges moyennes qui sont assez bien peuplées ; Jusqu' à 1600m dans le Jura, et 1900m dans les Alpes. Généralement, la gélinotte préfère les milieux compris entre 600 et 1600m.

Dans les Alpes, la gélinotte était présente dans les années 1920 (Blattner and Perrenoud 2001), surtout dans les parties les plus élevées (plateaux de massifs forestiers), mais la plupart des populations ont disparu avant 1950. Néanmoins, la difficulté d'observer cette espèce, en particulier dans les zones de faible densité, incite à une certaine prudence quant à ces tendances.

### ***2.3. La gélinotte des bois en Chartreuse***

Les zones protégées, notamment les Parcs Naturels Régionaux, sont précieuses et efficaces pour soutenir les dynamiques naturelles et la gestion des forêts de manière à favoriser les espèces menacées et la biodiversité globale d'une région (Bollmann et al. 2009 dans Schäublin and Bollmann 2011). Le PNR de Chartreuse, dans la haute montagne et la zone subalpine des Préalpes françaises, constitue à cet égard un bon exemple. Créé en 1995, ce Parc fait l'objet d'un projet de développement durable fondé sur la protection et la mise en valeur du patrimoine naturel, culturel et paysager de son territoire. La gélinotte des bois est une espèce bien répartie en Chartreuse depuis longtemps, elle est observée aux altitudes à partir de 1000 mètre d'altitude et la Chartreuse est le seul massif alpin où l'espèce est considérée comme régulière et répandue (Montadert 2007). Elle est aussi notée comme commune et répandue dans l'Isère, bien qu'en baisse notable (Loose 2007) (figure 14).

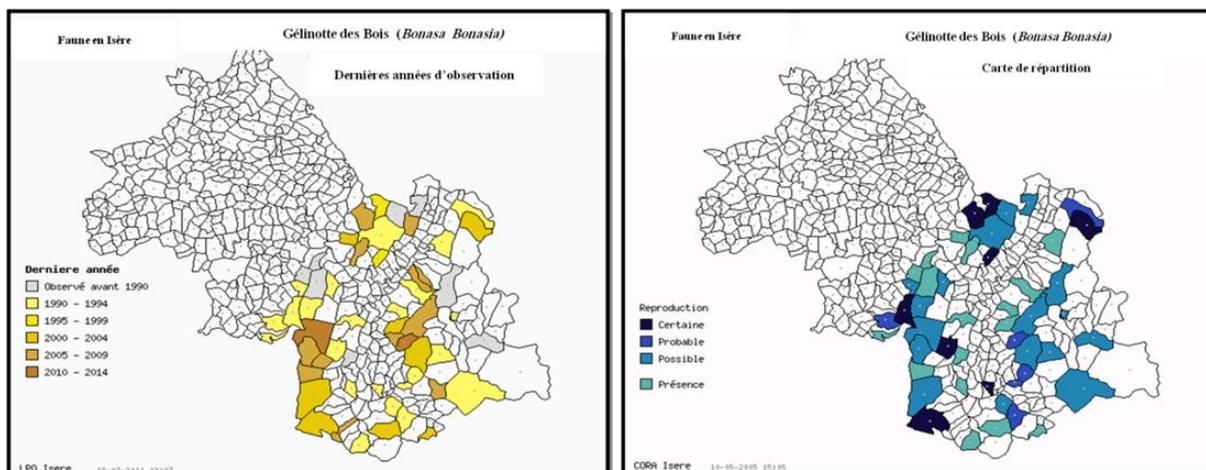


Figure 14: Dernières observations et répartition de la gélinotte des bois en Isère (source : LPO/Isère)

Des suivis réguliers montrent que l'espèce est présente dans la réserve des Hauts de Chartreuse (Loose 2007) et aussi dans la forêt domaniale de Grande Chartreuse (Ferrafait and Orecchioni 2008), Quelques données de présence de la gélinotte des bois ont aussi été prospectées sur le terrain par des agents de l'ONF sans protocole précis (figure 15).

Les effectifs comptés sont variables selon les lieux d'observation. La quasi-totalité des naturalistes s'accordent néanmoins sur le fait que les observations sont moins fréquentes et la raréfaction de cette espèce reste malgré tout inexpliquée. La transformation de son habitat pourrait d'ailleurs être une des causes principales de sa régression (Bernard-Laurent and Magnani 1994; Storch 2000; Storch 2007).

Ainsi se pose la question : la gélinotte est-elle vraiment une espèce en régression ou bien cette rareté dans les observations est-elle liée au comportement particulier et discret de l'animal, comme nous l'avons constaté sur les milieux rencontrés (difficiles à traverser, sous-étage dense) ? Tous ces éléments expliquent aussi le fait qu'elle est encore mal connue (Blattner and Perrenoud 2001; Müller et al. 2009).

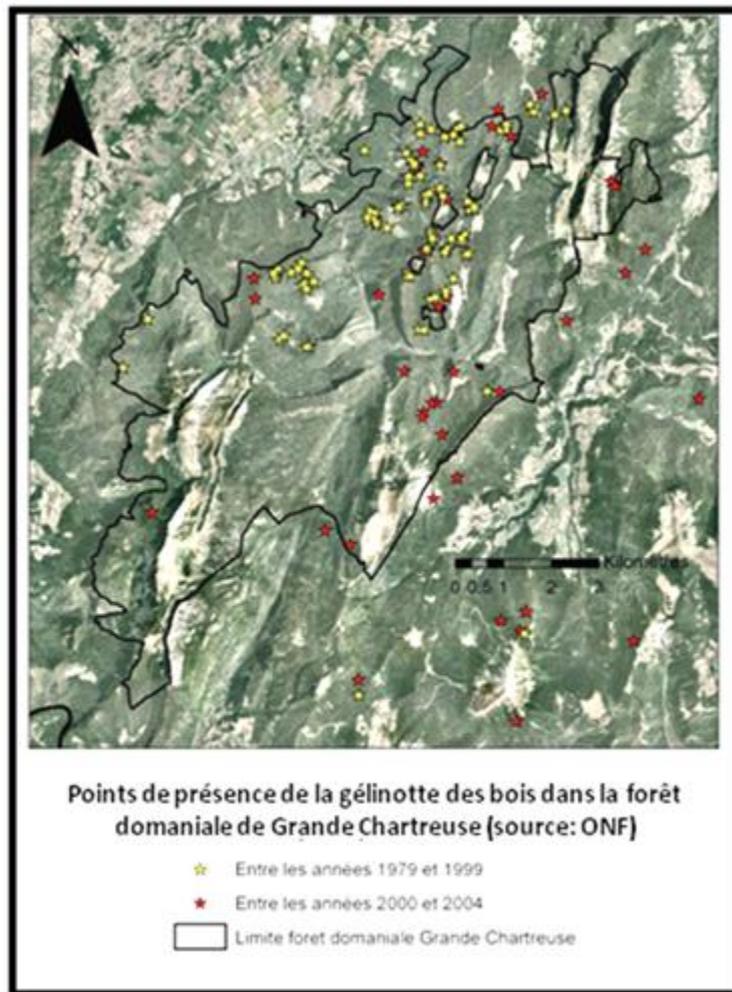


Figure 15: Données sur la présence de la gélinotte des bois en Chartreuse  
(Office Nationale des Forêts, observation individuelle des agents)

En plus, les Alpes apparaissent comme des abris des populations restantes de ces espèces d'oiseaux en Europe Centrale, mais dans le même temps ces derniers y sont en bordure de

leur niche écologique fondamentale plutôt qu'optimale. Cela nous permet d'évoquer l'hypothèse que notre zone d'étude se situant en bordure de la répartition mondiale de la gélinotte, cela la rend probablement plus sensible aux changements climatiques et pressions anthropiques.

#### ***2.4. Un site d'étude pertinent dans les Alpes françaises***

La gélinotte est une espèce qui suscite donc un intérêt scientifique et, du fait de sa discrétion, elle est l'un des galliformes de montagne le moins connu scientifiquement en France et en Europe, contrairement au grand tétras et au tétras-lyre. Avant d'envisager des mesures conservatoires à l'échelle nationale, il est nécessaire d'étendre les connaissances aux régions les moins étudiées, notamment les Alpes et les Préalpes.

Peu d'informations existent en effet sur la gélinotte en Chartreuse notamment dans la grande partie de la Forêt Domaniale de la Chartreuse. Néanmoins, le territoire est soumis à de nombreuses pressions anthropiques à différents niveaux. Pour la gélinotte, les pressions vont surtout s'exercer dans le secteur forestier, ce qui explique le choix de la zone d'étude au sein de la forêt domaniale de Grande Chartreuse. Toutefois, du fait de l'évidence que la gélinotte se trouve sur le territoire (Ferrafait and Orecchioni 2008) et du fait que peu d'études et d'échantillonnages ont été menés dans cette forêt sur la population de la gélinotte des bois, nous l'avons choisie pour réaliser cette étude. Par ailleurs, nous nous intéressons aux indicateurs paysagers pouvant expliquer la qualité de son habitat. Pour atteindre cet objectif, nous avons besoin de zones où la gélinotte des bois est réellement présente.

A ce stade, nous rappelons que l'enveloppe spatiale du domaine d'étude déterminera l'amplitude des variations d'habitat et donc tout modèle calibré à partir de ces données risque de ne pas être extrapolable en dehors de cet espace (sans même parler de la dimension temporelle qui peut aussi jouer).

D'autres raisons sont à l'origine de ce choix de la forêt Domaniale de Grande Chartreuse comme site d'étude :

- Ce site est représentatif de la forêt en Chartreuse. L'ONF y a un intérêt pour pouvoir mieux intégrer les objectifs de conservation dans leur gestion.
- La cohérence et la composition forestière dans cette forêt (généralement favorable, échantillonnage moins biaisé)
- Le temps imparti pour ce travail de recherche : la taille du terrain est cohérente avec le temps disponible pour réaliser le travail de terrain dans les délais imposés dans le cadre d'une thèse, mais, en même temps suffisant pour avoir la quantité de données souhaitée.
- La chasse y est interdite ce qui permet d'isoler ce facteur important d'impact sur la population
- La faisabilité de travailler sur l'habitat de l'espèce à différents échelles afin de comprendre la complexité du paysage dans un contexte spatialement explicite

Finalement le site permet de développer une démarche d'aide à la planification de la conservation et gestion forestière.

## ***2.5. Description de l'espèce***

Elle est la plus petite représentante de la famille des Tétrionidés. La gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia*) est une espèce monogame (Yueheu and Yun 1998) qui vit en couple presque toute l'année. Le dimorphisme sexuel est peu marqué. Le mâle se distingue de la femelle par des teintes moins vives et par sa gorge blanchâtre (figure 16).

Elle est réputée pour sa résistance remarquable au froid. Ses doigts présentent une pectination cornée ; elle se caractérise par un genre de peigne spécial qui est plus long en hiver, ce qui augmente la surface plantaire. Une tête un peu huppée et une queue grise assez longue barrée d'une bande noire caractérisent la gélinotte. Son poids moyen est de

400g, sa longueur de 38 à 41cm, son envergure de 54 à 58cm (OGM 2006). L'art du camouflage est sa spécialité ; l'homochromie lui permet de prendre la couleur de feuilles mortes, ce qui lui permet d'être moins visible au regard de l'homme et d'autres prédateurs. La gélinotte reste parfaitement immobile sur les rameaux des arbustes, laissant s'éloigner le danger, et s'envole seulement si elle est surprise à courte distance, et ne fuit pas très loin, restant dans son territoire (Schatt 1991).



*Figure 16: Gélinotte des bois : à gauche, mâle (source: Christophe Doucet),  
à droite, femelle couvant et nid au sol, (source: J. Peltomäki)*

Les crottes (fientes), sont des cylindres jaunes ou bruns, qui mesurent de 20 à 30mm, et ont un diamètre de 5 à 7mm ; ils sont émis en grande quantité pendant la période de repos, principalement dans les sapins et épicéas âgés de 10 à 30 ans. La gélinotte est un oiseau très silencieux, se dissimulant au cœur de la nature austère. Elle lève ses pattes assez haut et se déplace avec lenteur ; son vol est adapté au sous-bois serré, et elle se déplace aisément d'un perchoir à l'autre. Elle grimpe et passe une grande partie de sa journée à terre à la recherche de sa nourriture, et évite les ronciers denses et les hautes herbes (obstacles en cas d'alerte). Cependant, elle se perche la nuit pour échapper aux prédateurs (Schatt 1991). Elle peut se nicher à terre, dans un creux gratté au sol, ou encore se cacher dans un buisson, une touffe de fougères ou de myrtilles.

## ***2.6. La reproduction, l'élevage des jeunes et la dispersion***

La reproduction commence en mars et les pontes comportent de sept à douze œufs qui pourront éclore de mai à fin juin. La couvaison dure en moyenne de 22 à 25 jours (Couturier 1964; Blattner and Perrenoud 2001). Espèce nidifuge, elle construit son nid au sol (grâce à l'homochromie), et donc la couverture du sol est capitale pour le choix des sites de nidification et d'élevage. " Elles préparent avec ferveur leur parade nuptiale dans les fourrés denses » (Schatt 1991). Les poussins sont au début pépian, et ne restent que quelques heures au nid avant de sortir, sous la conduite de leur mère par étapes de dix à vingt mètres. Ils cherchent des lieux ensoleillés et se rassemblent sous les ailes de leur mère régulièrement par intervalles d'une dizaine de minutes. Lorsque les poussins peuvent réaliser de petites envolées et prennent l'habitude de se percher pendant la nuit pour échapper aux prédateurs, ils ont de moins en moins besoin de la chaleur de leur mère. Au bout d'un mois la jeune gélinoite ressemble à un adulte sauf par la taille, qui est inférieure, et commence à être indépendante. Enfin, les oiseaux se séparent définitivement et sont à la recherche d'un domaine vital et d'un congénère à 80 -90 jours (entre mi-août et mi-septembre).

La gélinoite est un oiseau connu par sa faible capacité de dispersion même lorsqu'elle se déplace et change d'habitat en fonction des saisons (Couturier 1964; Rhim and Lee 2002; Rhim and Lee 2004). Bien que la gélinoite soit connue pour sa territorialité qui est notamment une réponse spontanée aux besoins écologiques (Rhim and Lee 2004), elle est obligée de se déplacer en cherchant des zones de nourriture en été et en hiver. Certains adultes changent de site pour la reproduction au mois de mars. Cela constitue une plasticité comportementale dans son territoire, avec une différence entre l'Europe et l'Asie. Fang and Sun(1997); Rhim and Lee (2004); Montadert and Léonard (2007) ont confirmé que la dispersion de cette espèce est sous-estimée. La dispersion varie selon l'âge (plus importante chez les juvéniles) et le sexe (Montadert 2005) mais aussi selon la matrice du paysage (Åberg et al. 1995; Åberg et al. 2000; Montadert and Léonard 2006). Elle reste plus forte chez les mâles que chez les femelles, ce qui est exceptionnel chez la gélinoite car chez les

Galliformes en général, les femelles se dispersent plus loin que les mâles. C'est aussi variable selon les individus (Montadert and Léonard 2006). Un déplacement extraordinaire (17km dans le Doubs) a été remarqué pour un mâle célibataire, du fait de l'absence probable de femelle (Montadert 1995). En effet, on constate une contradiction entre la lenteur de colonisation et l'aptitude au déplacement chez certains individus. Il apparaît d'ailleurs que les poussins bougent plus loin au cours des premiers 35 jours de leur vie et, en général, la gélinotte se déplace plus loin dans les forêts naturelles (Fang and Sun 1997). Les mâles et les femelles ont les mêmes comportements hors de la période d'élevage (Rhim and Lee 2002; Montadert 2005). A cet égard, la dispersion chez la gélinotte ne dépend pas seulement de la capacité physique de cette espèce mais aussi de la réponse comportementale de l'espèce à son habitat et à la matrice de paysage.

## ***2.7. Le domaine vital***

Les poules et les jeunes recherchent des forêts bien structurées, qui offrent refuge et nourriture, tandis que les mâles les rejoignent pendant la saison de reproduction pour compléter la famille. La formation des couples a lieu en hiver et la période de chant qui reprend dès le mois de septembre aide à limiter le territoire de l'espèce. En outre, la gélinotte cherche des zones d'hivernage dans des formations de jeunes conifères parsemés de feuillus en automne. Elle perche à 2-3 m de hauteur. La gélinotte des bois peut disposer de l'ensemble de ses besoins vitaux sur un domaine annuel qui varie selon les auteurs et les lieux. Elle présente un domaine vital relativement faible (Montadert 1995), pour un couple : en moyenne entre 3 et 20 hectares ; jusqu'à 40 hectares dans les Alpes (Leonard 1993; Ducourtioux et al. 1998; Montadert 2005; OGM 2006), 2 à 9 ha selon (Rhim 2006) et 17 ha selon (Swenson 1993; Swenson and Angelstam 1993). Cette variabilité du domaine vital est due à plusieurs causes telles que le climat, le régime alimentaire, la compétition et le risque de prédation (Rhim 2006). Selon Montadert (1995), le suivi de quatre mâles par radio-téléométrie dans le Doubs indique que le domaine vital varie selon les saisons, les ressources alimentaires et aussi le sexe. Le domaine vital chez les mâles solitaires est plus grand que celui des mâles appariés (Montadert 1995). En plus, l'étude de Montadert et Léonard (2007)

montre que les femelles ont besoin d'une surface plus importante que les mâles pour satisfaire leurs besoins. Le domaine vital global (réunissant tous les contacts d'un individu (Mohr 1947)) s'étend de 12.4 ha à 58.5 ha et le domaine vital principal (la surface minimale en dessous de laquelle l'individu ne peut survivre (Harvey and Barbour 1965)) varie entre 3.3 ha et 7.2 ha.

## 2.8. Le régime alimentaire

La gélinotte des bois possède un large spectre de disponibilité alimentaire variant selon les saisons et adapté aux milieux (Dronneau 1984c; Schatt 1991). Le régime est diversifié et se compose majoritairement de végétaux (feuilles, fleurs, baies, fruits, bourgeons, graines, bourgeons, inflorescences, chatons) mais les poussins se nourrissent principalement d'invertébrés (Schatt 1991; Leonard 1993; Schatt 1993) et de là vient l'importance des ouvertures de milieu et la strate herbacée pour l'élevage des jeunes. Néanmoins, la gélinotte est dépendante d'un certain nombre d'essences suivant la saison (Bernard-Laurent and Magnani 1994), et son régime est très varié selon les différentes formations végétales colonisées (différentes altitudes et latitudes) (tableau 5) (Schatt 1991; Schatt 1993).

Saison	Type alimentation
<b>Hiver</b>	sous étage : charme ( <i>Carpinus betulus</i> L.), noisetier ( <i>Corylus avellana</i> L.), sorbier ( <i>Sorbus sp</i> ) et d'autres essences pionnières  strate basse : framboisier ( <i>Rubus fruticosus</i> L.), myrtille ( <i>Vaccinium myrtillus</i> L.) et les rosiers ( <i>Rosa sp</i> L.)
<b>Printemps</b>	bourgeons de sorbiers ( <i>Sorbus sp</i> L.), de feuilles de myrtille ( <i>Vaccinium myrtillus</i> ) ainsi que de chatons de charme ( <i>Carpinus betulus</i> L.) et de saule ( <i>Salix sp</i> ).
<b>Eté</b>	fruits (graines de Carex ( <i>Carex sp</i> L.), akènes de fraise et baies de groseilles entre autres). Outre les fruits, la gélinotte va aussi se nourrir de fleurs de Centaurées ( <i>Centaurea sp</i> L.) et de feuilles de plantes herbacées.
<b>Automne</b>	De septembre à novembre : nourriture composée de framboise ainsi que de fruits de diverses espèces (renonculacées ( <i>Ranunculus sp</i> L.) et épervières ( <i>Hi eracium sp</i> L.)) En décembre : reprise de la consommation de bourgeons de la strate herbacée et arbustive (myrtille, sorbiers)

Tableau 5: principaux aliments de la gélinotte, au cours des quatre saisons

Ainsi, on peut remarquer que les besoins au niveau alimentaire de la gélinotte sont très variés mais à la fois très caractéristiques. Certaines essences notamment arbustives sont connues comme essentielles pour la présence de la gélinotte au cours des saisons (Schatt 1991; Schatt 1993; Bernard-Laurent and Magnani 1994). La disponibilité alimentaire hivernale est considérée comme un facteur clef pour la présence et la continuité de l'espèce (Swenson 1993). La consommation de ces différentes essences dépend de l'étage de végétation, à chacune des saisons. Par exemple, en hiver, le charme (*Carpinus betulus* L.) est plus consommé à l'étage sub-montagnard, tandis que le saule (*Salix pentandra* L.) et le sorbier (*Sorbus aucuparia* L.) (*Sorbus aria* L.) sont plus consommés à l'étage montagnard supérieur (Schatt 1993). La gélinotte est totalement dépendante des arbres en hiver, certains arbustes jouant un rôle déterminant à cet égard. Le sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia* L.), les noisetiers (*Corylus avellana* L.) et les vastes secteurs d'essences pionnières (peuplier tremble (*Populus tremula* L.), saules (*Salix pentandra* L.), bouleau (*Betula pendula* L.) ou aulne (*Alnus serrulata* M.)) sont volontairement utilisés (Schatt 1993; Klaus 2007). En outre, le frêne (*Fraxinus ornus* L.) et le bouleau (*Betula pendula* L.) fournissent la nourriture hivernale quand le sol est couvert par la neige (Müller et al. 2009). La composition de son alimentation a d'ailleurs été étudiée en analysant les crottes ou en travaillant sur l'examen de tubes digestifs des oiseaux tués après la chasse. Ce régime a été bien décrit par Montadert et al. (1994) dans le Jura et par Schatt (1993) dans l'Ain (analyse microscopique des crottes). D'autre part, la gélinotte sélectionne certaines espèces végétales pour sa nourriture et elle en néglige d'autres. Cela a bien été démontré dans l'étude de Schatt (1993) qui indique la différence entre la nourriture utilisée et celle disponible. Par exemple, les Corylacées (charme, noisetier) et les sorbiers constituent la base de la nourriture hivernale dans l'Ain. Il faut d'ailleurs que certaines ressources capitales soient satisfaisantes en sachant que les ressources sélectionnées ne sont pas limitées. Une gélinotte peut se nourrir sur un sorbier toute l'année. Mais, elle préfère les résineux pour se percher en cas de danger.

Nous l'avons observé sur le terrain, la présence d'un sorbier est suffisante pour espérer trouver la gélinotte. En effet, la sensibilité importante face à la modification de l'habitat de cette espèce à cause de cette sélectivité alimentaire est très marquée (Schatt 1993). En outre, le fait que les poussins se nourrissent d'invertébrés (principalement de coléoptères, ou d'arachnides) au cours de leur premier mois pour ensuite devenir végétariens, justifie l'importance des clairières dans la structure paysagère de l'habitat de la gélinotte des bois. Compte-tenu de ces caractéristiques alimentaires particulières, certaines structures de milieux semblent nécessaires pour la gélinotte : présence de sous-étage arbustif ainsi que les ouvertures pour les poussins.

## ***2.9. Exigences écologiques et caractéristiques de l'habitat***

La gélinotte est inféodée à une matrice forestière, qui lui apporte le refuge mais aussi la nourriture. Elle fréquente aussi les diverses structures horizontales du paysage (clairières, lisières). Dans ce cas, elle se déplace au niveau de taches paysagères (Ducourtioux et al. 1998; Åberg et al. 2000; Mathys et al. 2006; Kajtoch et al. 2012). Ces éléments paysagers sont favorables aux potentialités à la fois alimentaires et d'abri pour la gélinotte.

L'habitat de la gélinotte, dont l'aire de distribution géographique est relativement réduite, est en fait extrêmement varié ; c'est une espèce aux exigences écologiques et spatiales caractéristiques des milieux hétérogènes de transition. De nombreuses études montrent que la gélinotte des bois s'attache à un habitat particulier qui pourrait être responsable de sa répartition au sein des massifs où elle est présente. Elle garde une grande fidélité à cet habitat (Rhim and Lee 2002; Montadert 2005) mais elle change son habitat selon les saisons pour chercher ces besoins de nourriture et de refuge, et il est aussi possible qu'elle ne le quitte pas de toute l'année, si ses besoins sont satisfaits. Elle utilise plusieurs unités paysagères (les taches, les corridors, les matrices forestières), et les clairières enfrichées au sein de la matrice forestière sont fondamentales. De la sorte, et encore une fois, le paysage en Chartreuse semble d'être convenable pour répondre aux besoins écologiques de la

gélinotte de bois. Tout d'abord il est nécessaire que la gélinotte possède une structure verticale variée qui garantit (figure 17):

- une strate arbustive bien développée avec un recouvrement de l'ordre de 30 à 60%
- une strate basse riche en plantes herbacées et en arbrisseaux à baies (c'est-à-dire une végétation ayant une hauteur inférieure à 20cm et un recouvrement supérieur à 80%)
- une strate arborescente avec un recouvrement parfois très faible, inférieur à 60 %



*Figure 17: Structure verticale type de l'habitat de la gélinotte des bois dans la forêt domaniale de la Grande Chartreuse*

Ainsi, cette structure verticale doit assurer les déplacements de la gélinotte et aussi garantir une sécurité vis-à-vis des prédateurs. Elle est sensible à la présence d'une couverture verticale de 4-10m notamment pendant l'hiver; en raison de la chute des feuilles des essences caduques, quelques résineux dans l'habitat sont souhaités (Schatt 1991; Montadert et al. 1994; Åberg et al. 2003; Mathys et al. 2006). Le refuge hivernal est une limite de la distribution de la gélinotte car l'absence de zone de refuge accentue l'impact de la prédation au sens large du terme (Schatt 1991). En conséquence, le maintien des strates forestières

intermédiaires par la sylviculture est essentiel à la pérennité des populations de cette espèce (Montadert 2005; Müller et al. 2009).

Une autre spécificité de cet oiseau en terme d'habitat est le passage progressif d'un peuplement à l'autre avec une zone de contact à l'intérieur de laquelle disparaissent progressivement les essences du milieu ouvert et apparaissent les essences du milieu fermé (Ducourtioux et al. 1998). En effet, la gélinotte est liée aux milieux transitoires formés par des jeunes stades de la succession forestière (figure 18). Certains faciès sont évités, notamment les jeunes plantations, les coupes récentes, les pâturages envahis d'épineux ou encore une régénération trop importante de hêtre qui s'installerait après une ouverture trop importante en futaie jardinée.

La disponibilité alimentaire est un élément primordial à la présence de cette espèce, notamment dans la mauvaise saison. Néanmoins, une relation spatiale a été mise en évidence entre cette disponibilité alimentaire et la fermeture du couvert (Montadert 2005). Les strates arbustives consommées en hiver ont besoin de lumière pour se régénérer, ce qui permet également une régénération résineuse qui implique la disponibilité des branches basses jusqu'au sol. Enfin, les strates herbacées sont la clef pour le succès de nichées (Montadert 2005).



*Figure 18: Ouverture dans la forêt domaniale de la Grande Chartreuse*

Au final, l'hétérogénéité est une caractéristique clef pour son habitat favorable (Rothstein 1998; Mathys et al. 2006). Ainsi, ces exigences précises lui confèrent le rôle d'indicateur paysager (Bernard-Laurent and Magnani 1994; Joachim et al. 1998; Delcros et al. 1999).

La gélinotte habite donc les hautes futaies, les peuplements étagés, les taillis sous futaies, et les pâturages modérément embuissonnés. Elle utilise 8 mètres au-dessus du sol et plus spécialement les deux premiers mètres (Schatt 1991; Bernard-Laurent and Magnani 1994; Blattner and Perrenoud 2001). Pour résumer, en termes de gestion forestière, les futaies irrégulières jardinées sont favorables concernant la structure verticale, et les clairières forestières sont favorables à la structure horizontale de la matrice paysagère.

### ***2.10. La sensibilité aux perturbations biotiques et abiotiques***

Plusieurs facteurs influencent l'occurrence des espèces dans les différents habitats (Ludwig et al. 2008). L'impact des activités humaines peut être à la fois immédiat ou à long terme sur les espèces sauvages et la première réponse de la plupart des espèces est de changer leur comportement (fuite, nourriture, reproduction) (Taylor and Knight 2003). Jusqu'à maintenant, la cause principale de la régression de la gélinotte est encore inconnue. Mais la perte de son habitat est citée pour être une des causes principales de sa régression, notamment en Europe Centrale. Les nouvelles pratiques sylvicoles et la fragmentation de l'habitat sont les causes principales du recul des habitats favorables à la gélinotte (Schatt 1991; Joachim et al. 1998; Sachot et al. 2003; Müller et al. 2009; Mulhauser and Jundo 2006). En effet, la menace la plus forte est la conversion des forêts en futaies régulières (Blattner and Perrenoud 2001; Storch 2002; Mathys et al. 2006). La gélinotte ne colonise que certains secteurs forestiers où les exigences de sécurité et d'alimentation sont satisfaites. Bien que la modification des habitats de cette espèce apparaisse comme la cause principale de la régression de la population de la gélinotte, d'autres facteurs interviennent dans le déroulement de ce phénomène, comme la prédation ou le changement climatique.

### **2.10.1.Pression anthropique et environnementale sur la gélinotte des bois**

De manière générale, la prédation reste une cause principale de la mortalité naturelle de la gélinotte des bois, comme chez les autres Galliformes. Sa faible taille en fait une proie pour plusieurs prédateurs (renard (*Vulpes vulpes*), épervier (*Accipiter nisus*), martre (*Martes martes*), rapaces), mais il a été prouvé que le déclin du succès de reproduction est surtout lié à la destruction des nichées (Ludwig 2007). Les œufs sont en effet menacés par les sangliers (*Sus scrofa*) et les renards. Les chevreuils (*Capreolus capreolus*), les chamois (*Rupicapra rupicapra*), et les cerfs (*Cervus elaphus*) exercent également un impact négatif probable par abrutissement de certaines essences importantes pour la gélinotte (la myrtille, le sorbier des oiseleurs, les saules) (Blattner and Perrenoud 2001). L'impact de la prédation a augmenté dans les dernières années à cause de la modification forte de l'habitat de la gélinotte des bois (moins de sécurité) (Montadert et al. 1994). L'effet de ce facteur sur les tétraonidés a été aussi confirmé dans les forêts en Suède (Angelstam et al. 1984). La mortalité due aux prédateurs est plus faible en Scandinavie qu'en Europe centrale et du Sud et elle n'influence pas la dynamique de cette population mais le taux de survie reste assez élevé malgré cette prédation (Leonard 1993).

La chasse semble aussi avoir un effet sur la distribution de cette espèce. La gélinotte des bois est en effet chassable dans 6 départements en France (Savoie, Haute-Savoie, Isère, Hautes Alpes, Jura et Ain) (Montadert et al. 1994). En revanche, dans notre zone d'étude, la forêt domaniale de Grande Chartreuse, la chasse est interdite depuis une vingtaine d'années (ONF, Isère). La chasse de cet oiseau est d'ailleurs difficile à cause de sa discrétion (Montadert 2005). Son influence sur la population des gélinottes dépend de sa période (impact plus sévère si elle a lieu au printemps plutôt qu'en novembre). Il est important de mettre en œuvre des normes favorables à la persistance de cette espèce en interdisant la chasse dans les sites qui n'abritent que quelques individus et limitent le nombre de permis de chasse selon le taux annuel de reproduction.

Les Galliformes sont sensibles au dérangement surtout pendant la période de nidification avec un fort risque d'abandon du nid (OGM 2006). Selon les avis des experts et la

bibliographie il semblerait que la gélinotte soit moins sensible au dérangement que les autres Tétraoonidés. Des études dans le Haut-Jura montrent aussi que la gélinotte des bois est peu sensible au dérangement dû au tourisme et aux infrastructures (piste et routes forestières), contrairement au grand tétras (Leonard 2003 dans Landeau 2005), et en Allemagne, plusieurs auteurs font aussi état du comportement peu farouche de la gélinotte, ce qui amène à conclure que le dérangement ne constitue pas un facteur limitant pour l'espèce (Léonard and Ellison 2004). En revanche, selon Bernard-Laurent et Magnani (1994), un dérangement couplé à une fragmentation du paysage limite l'utilisation de l'habitat et la dispersion de l'espèce (ligne haute tension, câble de remontées mécaniques) et elle disparaît dans les forêts proches des agglomérations urbaines (Blattner and Perrenoud 2001). En général, peu de mesures ont été prises vis-à-vis des dérangements de la gélinotte des bois et l'impact de l'intensification de réseau de routes et de dessertes forestières avec l'augmentation de la fréquentation reste à étudier.

Enfin, concernant les aléas climatiques, bien que la gélinotte des bois soit une espèce bien adaptée aux rigueurs de l'hiver comme les autres tétraonidés, le froid et l'humidité augmentent le taux de mortalité chez les œufs. Quelques jours de mauvais temps peuvent engendrer des conséquences catastrophiques (Klaus 2007; Ludwig 2007). En France, la seule étude sur l'influence des facteurs météorologiques sur les gélinottes a été menée dans le massif du Risoux (Haut-Jura). Elle indique que les facteurs météorologiques semblent jouer un rôle secondaire dans la fluctuation annuelle des effectifs tant que la réussite de la reproduction semble dépendre indirectement de la chronologie des conditions hivernales et printanières (Léonard and Ellison 2004). Néanmoins, la fluctuation météorologique reste difficile à analyser (Schatt 1991; Lindström 1996).

### **2.10.2. Modification de son habitat par la gestion forestière**

Etant une espèce forestière, la gélinotte est totalement dépendante du mode d'exploitation sylvicole (Bernard-Laurent and Magnani 1994; Storch 2000; Desbrosses 2002) : « C'est une espèce très exigeante quant à son habitat et ainsi très influencée par les nouvelles pratiques forestières qui en modifient la structure » (Schatt 1993). Des études en Europe Centrale sur

cette population ont prouvé que cette espèce a été menacée par une sylviculture défavorable et par une fragmentation forestière continue (Åberg et al. 2000; Kajtoch et al. 2012). La sylviculture influence la structure des peuplements et leurs compositions botaniques qui sont des éléments fondamentaux dans le biotope de la gélinotte. Certaines pratiques sylvicoles sont défavorables à la survie de la gélinotte (vieillessement des taillis feuillus, monoculture, coupes rases de plus de 10ha surtout au moment de la reproduction, nettoyage intensif). Ces pratiques modifient la structure des peuplements forestiers qui abritent et nourrissent la gélinotte des bois. Le vieillissement des taillis sous futaie accélère le déclin de la gélinotte dans les forêts feuillues de basse altitude, du fait de l'appauvrissement en ressources alimentaires (Ludwig 2007). Ainsi, certaines nouvelles pratiques forestières notamment en futaies régulières constituent un facteur limitant de la dynamique de ces populations de gélinotte en augmentant la probabilité d'extinction de cette espèce. Schatt (1991) a résumé ainsi les pratiques sylvicoles défavorables qui induisent une dégradation de l'habitat de la gélinotte :

- La monoculture de conifères
- Un taillis sous-futaie non exploité pendant longtemps (milieu fermé et absence de sous-étage)
- une sylviculture trop dynamique ou sélective éliminant systématiquement les essences feuillues secondaires par un nettoyage systématique du sous-étage.

Ainsi, des mesures sylvicoles en faveur d'une forêt assez diversifiée et bien structurée sont nécessaires à la survie de cette espèce (Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009; Longru et al. 2010). En France, le développement de l'agriculture dans le sud du pays influence négativement les habitats occupés par les tétraonidés voir (Montadert 2005). La politique forestière nationale de conservation doit limiter l'enrésinement en futaie régulière (la cause principale de la raréfaction des gélinottes des bois) avec disparition des stades transitoires.

### **3. Méthodes et outils statistiques**

Afin de comprendre les phénomènes biologiques et d'améliorer les connaissances pour la conservation, il est nécessaire de comprendre à la fois les interactions entre les différentes espèces présentes et les interactions entre ces espèces et leur lieu de vie (Krausman 1999). La modélisation semble être la méthode la plus pertinente pour étudier la gélinotte des bois et son habitat afin de conserver cette espèce. Pour cela, il est nécessaire de développer les notions qui constituent un élément fondamental du travail de modélisation de la qualité de l'habitat.

#### ***3.1. Niche écologique et habitat : deux concepts différents mais liés***

Bien que largement utilisées en écologie, les notions d'habitat et de niche écologique représentent souvent des notions vagues, il est donc nécessaire de les préciser ici. La persistance et la continuité de l'espèce est liée aux facteurs fondamentaux de la survie (alimentation, refuge, repos). Le concept de l'habitat a été développé depuis longtemps, mais il n'y a pas toujours eu une cohérence dans les définitions des différentes études. Un habitat correspond à un milieu qui fournit à l'espèce de quoi subvenir à ces besoins vitaux (alimentation, reproduction, abri) (Hall et al. 1997). Les espèces cherchent donc des habitats propices en termes de structure, de qualité et de quantité pour la disponibilité alimentaire et la couverture pour se cacher et se reposer (Forman et al. 1976; Saïd and Servanty 2005). Certaines espèces exigent des sites particuliers pour la reproduction et pour se protéger des dangers physiques ou vivants (froid, prédation, etc). Par ailleurs, le rôle de l'espèce dans le fonctionnement de l'écosystème correspond à la niche écologique de l'espèce (Polechová and Storch 2008). La niche de l'espèce est un concept central en écologie et la théorie de son développement a été discutée dans certaines publications références (Shugart, 1998 ; Chase et Leibold, 2003 dans Franklin 2009). Ce concept a évolué avec le temps et il possède différentes interprétations, mais Hutchinson (1998) reste la référence classique de la

définition de la niche écologique « hypervolume qui est identifiée par des dimensions environnementales dont l'espèce peut survivre et se reproduire ». Hutchinson a donc défini la niche comme une propriété de l'espèce et pas comme un environnement (Pulliam 2000).

Le concept de niche se réfère non seulement à l'environnement abiotique, mais aussi à des facteurs biotiques (compétition, prédation, obstacles géographiques à la dispersion, colonisation et pressions anthropiques) et un habitat peut être constitué par plusieurs niches écologiques, car plusieurs espèces vivent au sein du même habitat, occupant différentes niches (position et conditions nécessaires pour maintenir une population viable). De plus, certains éléments dits paysagers (comme les lisières et les clairières) font partie de l'habitat de certaines espèces. Ces éléments dits paysagers constituent un habitat complet pour d'autres espèces. Toutefois, les ressources n'étant pas distribuées de manière homogène dans l'espace, les espèces peuvent rester sur une zone précise si leurs besoins (alimentation, abri, reproduction) sont disponibles. Elles cherchent finalement l'habitat qui leur permette de continuer leur vie, notamment les zones qui garantissent la réussite de la reproduction et de la survie qui constituent les critères principaux pour la sélection de l'habitat (Moilanen and Hanski 1998). La quantité de ressources ne reflète pas forcément sa disponibilité ou sa qualité (Wein 1984 dans Krausman 1999). Il arrive donc que des espèces se maintiennent en condition sous-optimale par rapport à l'habitat disponible (Kokko et Sutherland 2001 dans Pinot 2009).

### **3.1.1. Niche fondamentale ou niche réalisée**

L'analyse des relations entre une espèce et son environnement est une problématique majeure de l'écologie actuelle et qui est à la base de la modélisation prédictive de la distribution et de la qualité d'un habitat. Les espèces n'occupent pas tous les habitats qui leur sont favorables. Ici, on peut donc parler de :

- niche fondamentale (favorable à l'espèce mais pas forcément occupée, correspondant à une combinaison des conditions écologiques qu'une espèce peut tolérer) (Hutchinson 1959) qui présente la réponse de l'espèce à son

environnement en négligeant les interactions biotiques (compétition, facilitation, etc.) ;

- niche réalisée (occupée par l'espèce) qui se définit comme les dimensions environnementales où l'espèce peut survivre et se reproduire en évaluant les interactions biotiques existantes (Hutchinson 1957; Hirzel et al. 2001; Austin 2002; Polechová and Storch 2008).

La qualité de l'habitat est un élément continu et la présence d'une espèce n'implique pas forcément une qualité d'habitat maximale, mais, toutefois, le fait qu'une population survive reflète une certaine qualité de l'habitat (Hall et al. 1997). L'évaluation de cette qualité est judicieuse pour mettre en place des mesures de conservation de la biodiversité notamment pour délimiter les zones prioritaires pour l'intervention.

### **3.1.2. Lien entre la niche de l'espèce et les modèles de distribution des espèces**

Les modèles de distribution des espèces (SDMs) s'attachent donc au concept de niche et mettent l'accent sur les besoins des espèces, particulièrement sur les facteurs abiotiques qui contrôlent la distribution de l'espèce de manière directe. Les modèles HSI (Habitat Suitability Models) ont bien été développés pour prédire la présence/absence ou l'abondance d'une espèce en se basant sur des variables environnementales, mais cela est différent du concept de niche écologique qui est lié à la tolérance de l'espèce vis-à-vis des conditions environnementales (Guisan and Zimmermann 2000; Hirzel and Le Lay 2008). En réalité, les espèces n'occupent jamais pleinement leur niche fondamentale mais presque toujours un sous-ensemble de ses niches fondamentales connues comme la niche réalisée (Anderson et al. 2003). L'implication importante de ce concept pour la modélisation de la distribution des espèces est que les points de présence, par définition, ne peuvent être observés que dans la niche réalisée. Généralement, plusieurs indicateurs sont utilisés dans ces modèles prédictifs de la distribution des espèces (Hutchinson 1957; Franklin 2009) et les résultats prévus ont donc tendance à sous-estimer la «potentialité» de distribution (Phillips et al. 2006).

### **3.1.3. Que modélise-t-on avec les SDMs, la niche fondamentale de l'espèce, la niche réalisée, ou la probabilité de l'utilisation de l'habitat ?**

Les SDMs ne prennent pas en compte la dynamique des éléments ; ainsi, on reste dans l'acceptation que l'espèce est en quasi équilibre avec les conditions environnementales temporaires (Franklin 2009) mais voir aussi Guisan and Zimmermann (2000); Austin (2002). De nombreuses études indiquent que les cartes prédictives produites par les SDMs présentent la niche réalisée (Austin 2002; Guisan and Thuiller 2005). Cela s'explique par le fait que les données utilisées dans la modélisation sont des données représentatives de l'occurrence actuelle de l'espèce. En général, la niche qui est décrite par un modèle statistique SDM représente la distribution potentielle où la qualité de l'habitat est bonne (Araújo and Guisan 2006). En revanche, Soberon and Peterson (2005) ont noté que le modèle SDM, qui se base sur des variables climatiques à une petite échelle (grande échelle écologique), décrit plutôt la niche fondamentale de l'espèce. De plus, les différents facteurs qui limitent la dispersion des espèces et l'hétérogénéité environnementale à petite échelle permettent de réduire la compétition. Par conséquent, la niche réalisée et la niche fondamentale ne sont pratiquement pas différentes surtout quand la prédiction se fait à grande échelle (Franklin 2009). Néanmoins, les caractéristiques de l'espèce étudiée jouent dans l'interprétation du modèle. Selon Vetaas (2002), les espèces compétitives, restrictives pourraient s'attendre à souffrir de quelques contraintes biotiques et donc il faut compter davantage sur l'hypothèse de niche fondamentale. Mais les espèces subordonnées pourraient s'attendre à subir des limitations fortes de concurrence et donc compter davantage sur l'hypothèse de niche réalisée de Hutchinsonian. Enfin, l'utilisation du concept de la niche d'une espèce doit prendre en compte explicitement les caractéristiques de l'espèce étudiée, le choix des descripteurs, les interactions entre les prédateurs, le type de modèle utilisé et l'interprétation des résultats de prédiction.

### **3.2. Etat de l'art des méthodes**

La prédiction spatiale de la distribution des espèces à partir de données de recensement a récemment été reconnue comme une composante importante de la planification de la conservation (Franklin 1995; Austin et al. 2002; Scott et al. 2002). Nous avons assisté à une augmentation de l'utilisation des modèles d'habitat spatialement explicite sur les deux dernières décennies (Guisan and Zimmermann 2000) et les efforts récents se sont concentrés sur l'établissement d'un lien entre le système d'information géographique (SIG) et les modèles multi-variés, dans une tentative de comprendre les associations espèces-habitat et d'en dériver les cartes de la qualité de l'habitat. L'application de ces modèles dans des situations réelles dans le monde et l'évaluation de leur utilité en sont aux premiers stades (Traill and Bigalke 2006).

Dans la majorité des cas, le but de la modélisation statistique est la prédiction de la distribution géographique des espèces. La détection des relations fonctionnelles entre les espèces et l'environnement et le test de la théorie écologique tendent à être en considération secondaire (Guisan and Zimmermann 2000). Il est d'ailleurs soutenu par Austin (2002) que la négligence de connaissances écologiques est un facteur limitant dans l'application de la modélisation statistique en écologie et la planification de la conservation. D'un autre côté, les écologues peuvent construire des modèles plus simples que les statistiques qu'ils croient nécessaires parce qu'ils ne connaissent pas la puissance des méthodes statistiques modernes. Ainsi, une synthèse de la théorie écologique et des modèles statistiques modernes est actuellement nécessaire.

Toutefois, une grande variété de statistiques et des méthodes des machines d'apprentissage (machine-learning) ont été introduites, souvent en conjonction avec le système d'information géographique (SIG) et la télédétection (Franklin 1998; Guisan and Zimmermann 2000). Aujourd'hui, les modèles de la qualité de l'habitat des espèces utilisent des outils statistiques de plus en plus compliqués (aléatoires) et couplés avec les SIG (Guisan and Zimmermann 2000; Woodhouse et al. 2000; Guisan et al. 2002). Ces techniques nous permettent de prédire la qualité de l'habitat pour une espèce donnée en se basant sur les

caractéristiques de son habitat. Les modèles prédictifs de la qualité de l'habitat sont appelés dans la littérature Habitat Suitability Models (Gurnell et al. 2002).

A ce propos, on distingue une approche déductive et une autre inductive en modélisation de l'occurrence des espèces et de la qualité de leurs habitats. Certains modèles s'appuient sur l'utilisation des indices de la qualité de l'habitat (déductive) (Ottaviani et al. 2004), et se basent sur les connaissances d'experts (Rickers et al. 1995) et les revues scientifiques. Un modèle HSI (Habitat Suitability Index) constitue donc une compréhension conceptuelle des relations entre l'espèce et son habitat en se basant sur la littérature et des connaissances d'experts et des résultats d'étude relatives à l'espèce (Storch 2002). Ce type de modèle déductif repose sur l'hypothèse selon laquelle une espèce sélectionnera les meilleures zones d'habitat qui satisfait ses besoins de vie (Schamberger et O'Neil 1986 dans Kliskey et al. 1999). Cependant, ces modèles déductifs sont critiquables par le manque de rigueur scientifique et la simplicité. Selon Kliskey et al (1999) and Robel et al (1993), les indices simples utilisés dans les modèles HSI ne sont pas assez puissants en comparaison des indices basés sur des analyses multi-variées. En outre, ces modèles ne sont pas adaptés à une autre échelle spatiale que celle utilisée lors de son élaboration (Hamel et al, 1986 dans Bissonette and Storch 2002).

Néanmoins, cette problématique de l'échelle spatiale est prise en compte dans les modèles qui utilisent une approche inductive. Ces derniers reposent sur l'exploration statistique des relations entre la distribution géographique (l'occurrence) de l'espèce et son environnement (Guisan and Zimmermann 2000). Ces auteurs ont réalisé un examen approfondi des approches inductives, en identifiant la plupart des approches statistiques alternatives qui peuvent être utilisées. Différentes formes d'analyse de régression prédominent dans la littérature comme par exemple les modèles linéaires généralisés GLM (Nelder and Wedderburn 1972) ou les modèles additifs généralisée GAM (Hastie and Tibshirani 1990). L'analyse de régression a été largement employée en écologie. Plus particulièrement les approches des Modèles Linéaires Généralisés GLM, qui ont été proposés par Nelder and Wedderburn (1972), ont prouvé leur efficacité dans la modélisation de la distribution des espèces (Guisan and Zimmermann 2000). Ils intègrent des outils statistiques développés au

cours de ces dernières années (régression multiple, régression logistique, régression Poisson) (Guisan et al. 2002). Finalement, l'utilisation d'analyse multi-variée avec le système d'information géographique, qui s'est développé de manière importante dans ces dernières années, semble être plus rigoureuse scientifiquement, plus informative et plus pratique (Peter 1991 dans Guisan and Zimmermann 2000).

### **3.3. Les modèles SDMs (*Species Distribution Models*)**

Les SDMs combinent les données de l'espèce avec des paramètres environnementaux pour générer des cartes de qualité d'habitat suivant différentes méthodes (figure 19). Ils sont une approche alternative qui permet d'utiliser efficacement les observations et prouver ensuite les interprétations ainsi que la compréhension de la distribution des espèces.

Trois phases ont marqué l'histoire des modèles de distribution des espèces (SDMs) : (i) la quantification statistique non-spatiale de relations espèces-environnement basée sur des données empiriques, (ii) la modélisation spatiale (non statistique, non-empirique) de la distribution des espèces sur la base de connaissances d'experts (iii) la modélisation (statistique et empirique) spatialement explicite de la distribution des espèces.

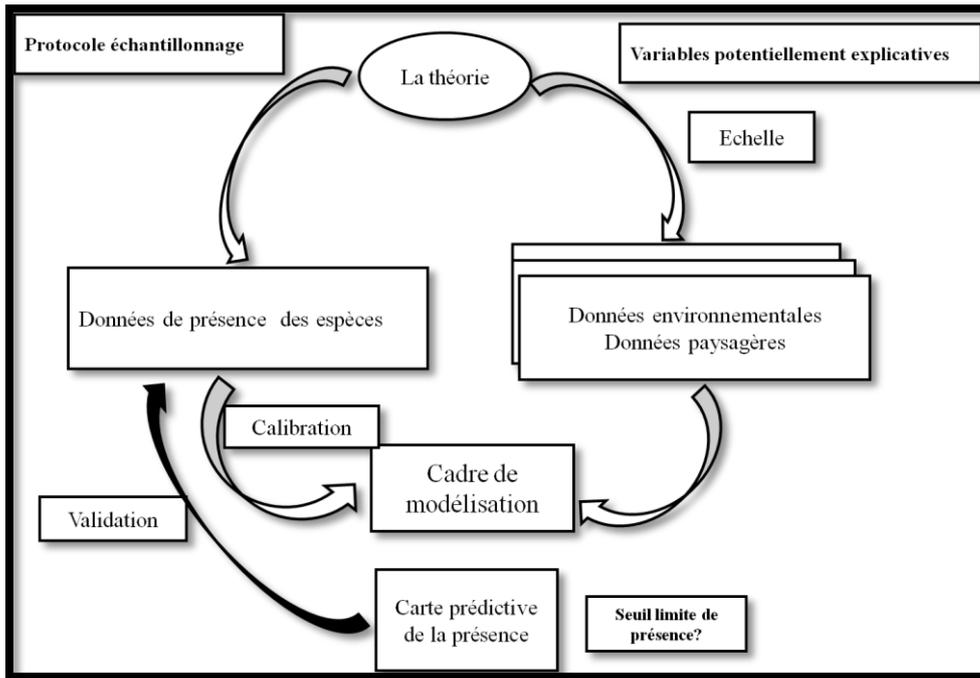


Figure 19: Fonctionnement des méthodes statistiques de modélisation (adapté de Franklin 2009)

Une différence majeure entre eux est la qualité et la quantité des données nécessaires. Un premier groupe de méthodes basées sur les modèles linéaires généralisés (GLM) nécessitent des données de bonne qualité de présence et d'absence dans le but de générer des fonctions statistiques qui permettront de classer la qualité de l'habitat en fonction des distributions de l'espèce (Guisan et al. 1999; Manel et al. 1999; Guisan and Zimmermann 2000). Un deuxième groupe de méthodes comprend l'analyse de niches écologiques ENFA, Bioclim, Domaine et MaxEnt (Elith et al. 2006). Ces méthodes nécessitent des données de présence unique et ils ont été développés pour les cas où les données d'absence seraient insuffisantes ou indisponibles (Hirzel et al. 2002).

Bien que les deux méthodes fournissent une bonne prédiction de la distribution des espèces les auteurs ont constaté que les modèles qui s'appuient sur des données de présence unique tendent à surestimer cette distribution pour les espèces qui n'ont pas occupé tous l'habitat convenable (Brotons et al. 2004). La qualité des données est une question clé qui affecte la

fiabilité des prédictions du modèle (Stockwell and Peterson 2002; Zaniwski et al. 2002; Stockwell and Peterson 2002a).

### **3.4. Données nécessaires pour les modèles de distribution des espèces**

La construction des SDMs impose une série d'étapes, chacune nécessitant un certain nombre de choix avec une bonne justification des décisions prises (Ferrier et al. 2002; Guisan and Thuiller 2005). Le choix des données, des descripteurs et de l'échelle spatiale se base sur plusieurs critères liés aux objectifs et la disponibilité des données (Austin 2002; Wiens 2002).

#### **3.4.1. Les descripteurs environnementaux et spatiaux**

Les descripteurs environnementaux ont été sélectionnés à la lumière de contraintes environnementales chargés d'influencer l'espèce en question, sous réserve de disponibilité des données et de l'objectif de l'étude. Cela représente un élément déductif dans la recherche avec une approche inductive dans cette thèse (Corsi et al. 2000). Les premières variables à prendre en compte à ce niveau sont les données climatiques et géomorphologiques. De plus, les variables relatives à la composition de la végétation permettent d'expliquer l'occupation d'un habitat car la sélection se base sur des caractéristiques liées à la structure de la végétation (Cody 1985 dans Carter et al. 2006). Enfin, les variables paysagères reflètent souvent la proximité des ressources (le refuge et la disponibilité alimentaire) et sont actuellement très recommandées dans les travaux de modélisation (Franklin 1998).

Néanmoins, la méthode optimale pour construire le modèle est d'intégrer un nombre limité de variables en ayant une bonne connaissance de leur pertinence sur le phénomène étudié (Austin 2007; Jiménez-Valverde et al. 2008). Parfois, un petit ensemble de descripteurs est suffisant pour expliquer le phénomène en question (O'Neill et al. 1988a) et peut permettre d'éviter tout risque de modèle sur apprentissage (Schroder et Reineking, 2004a dans Schaublin and Bollmann 2011).

La modélisation statistique de la qualité de l'habitat se base sur l'hypothèse que l'espèce est en équilibre avec son environnement au moins à court terme (Guisan and Theurillat 2000). En effet, le choix des descripteurs potentiellement explicatifs dépendent de la biologie et de l'écologie de l'espèce en question (Austin 2002; Guisan et al. 2002). Afin de définir une sélection optimale des indicateurs, des considérations théoriques ont été utilisées. Cependant, il est difficile de choisir des descripteurs appropriés pour une situation particulière en raison de la grande variété de métriques disponibles, qui sont redondants dans de nombreuses situations mais aussi en raison de la complexité des processus écologiques en général.

### **3.4.2. Les données biologiques (localisation des espèces)**

Si on dispose de moyens suffisants, un SDM peut être utilisé sur des données recueillies avec des plans d'échantillonnage rigoureusement définis, sur la présence et l'absence de l'espèce enregistrés sur des sites représentatifs écologiquement et spatialement (Elith et al. 2006; Pearson et al. 2007). Les données spatiales sur la distribution des espèces sont généralement disponibles sous deux formes : la localisation de points de distribution et les cartes de distribution. Afin de modéliser la répartition des espèces à une vaste échelle spatiale, différentes approches ont été adoptées (Peterson et al. 2002; Boitani et al. 2011). La localisation des points (explicite ou non) contribue aux données historiques des muséums (des collections) et des associations naturalistes, aux listes de sites d'observations d'espèces, la plus commune d'entre elles étant l'atlas général de distribution. Compte-tenu de l'étendue géographique de leur couverture et de la standardisation de leurs méthodes d'échantillonnage, les atlas sont parmi les outils les plus puissants pour analyser la distribution des espèces (Donald et Fuller, 1998 dans Brotons et al. 2004). Néanmoins, la plupart des atlas ont mis l'accent sur la présence d'espèces mais ils fournissent relativement peu d'informations quantitatives sur l'abondance des espèces ou la pertinence relative des différents endroits. Et, pour que les données soient utilisables dans la planification de la conservation, les points doivent être transformés en zones (Rondinini et al. 2006). Cependant, la plupart de collections des localisations des points sont souvent discontinues,

temporellement et spatialement biaisées, et elles exigent un traitement extensif avant d'être utilisées pour la planification de la conservation (Boitani et al. 2011).

### **3.4.3. Un biais possible dans la collecte des données**

Pour atteindre l'objectif de créer des modèles de prédiction de la distribution de l'espèce dans une relation statistiquement validée et en utilisant les méthodes actuelles, il est nécessaire de supposer que la distribution de l'échantillonnage ne représente pas forcément la distribution de l'espèce, c'est-à-dire que certains sites sont plus échantillonnés que d'autres. En effet, comme il est fréquemment signalé dans la littérature (Franklin 2009), les contraintes liées à la collecte de données engendrent souvent un biais pouvant influencer la qualité du modèle prédictif (Phillips et al. 2009). D'une part, la plupart des échantillonnages sont faits dans les endroits les plus faciles d'accès, tels que les zones à proximité des routes ou des cours d'eau (Reddy and Davalos 2003). L'hypothèse d'indépendance ne peut pas être retenue, puisque les routes et cours d'eau sont souvent en lien avec la topographie et la végétation qui influencent la distribution des espèces. D'autre part, il existe une subjectivité inhérente à l'observateur. Il est évident, par exemple, que si on va directement dans les milieux connus pour être occupés on ne mesurera les caractéristiques de l'habitat que dans ces conditions, alors que rien ne dit que l'espèce ne soit pas présente ailleurs.

Ce qui est important c'est que chaque indice présent sur le terrain ait une probabilité égale d'être découvert lors des prospections. Cependant, les conséquences de l'effet de l'observateur sont faibles pour les modèles se basant sur des données de présence unique, car ces modèles sont indifférents à la façon dont sont collectées les données (Phillips et al. 2006). Sachant que les caractéristiques de l'espèce en question influencent le choix des échantillonnages, les échantillonnages aléatoires ne semblent pas adaptés aux espèces rares (Guisan et al. 2006).

### ***3.5. L'utilisation des données de présence/absence***

Lorsque les données de présence et d'absence sont disponibles, la réponse de la distribution des espèces en relation avec les variables potentiellement explicatives se présente comme binaire (présence/absence). Plusieurs méthodes statistiques se basant sur cette approche sont couramment utilisées (Augustin et al. 1996; Lehmann et al. 2002; Graf et al. 2005).

Cet outil statistique a été largement utilisé dans la plupart des études pour analyser les données et les variables éco-géographiques indépendantes (données topographiques, écologiques et même d'infrastructure humaine (Helfer and Métral 2000; Elith et al. 2006). Il permet de prédire les habitats favorables à une espèce animale et d'expliquer sa distribution selon les variables sans avoir besoin de connaître le lien fonctionnel entre ces variables et l'espèce. Cela permettra d'obtenir la valeur de probabilité de présence ou absence, située entre 0 et 1 pour chaque cellule dans la zone d'étude (Guisan et al. 1998). Or, les analyses du GLM donnaient les résultats les plus significatifs et interprétables de toutes les approches en modélisation prédictive binaire (Zaniewski et al. 2002). Mais, un grand nombre de décisions subjectives est nécessaire lors de la construction de ces modèles (Lehmann et al 2002), notamment la question de la validation de ces modèles prédictifs (Guisan and Zimmermann 2000; Pearce and Ferrier 2000).

### ***3.6. Limites des modèles en présence/absence***

Malgré l'utilisation vaste et assez répandue de ces modèles, ces derniers présentent certaines limites (Hirzel et al. 2001), d'autant plus que les modèles de régression modélisent plutôt la niche écologique réalisée de l'espèce (où l'espèce est remarquée) (Guisan and Zimmermann 2000). Ils présentent donc les interactions biotiques de manière implicite. L'échelle spatiale influence la capacité prédictive des modèles et les indicateurs devraient être intégrés à différentes échelles (chacun à l'échelle à laquelle il est le plus significatif) où ils sont disponibles et calculables. Ces modèles sont difficiles à comparer à différentes échelles de travail (Pearce and Ferrier 2000; Graf et al. 2005). Il s'ajoute la question de

validité et de performance de ces modèles binaires (Guisan and Zimmermann 2000; Pearce and Ferrier 2000; Brotons et al. 2004), surtout que les modèles de la qualité de l'habitat obtenus par cette méthode, surestiment souvent la qualité de l'habitat (Helfer and Métral 2000; Elith et al. 2006).

### ***3.7. Vers une approche présence unique***

Bien que les modèles qui se basent sur des données de présence et d'absence aient de bonnes performances en terme de robustesse (Franklin 1998; Lehmann et al. 2002), ils ne sont pas toujours utilisables pour plusieurs raisons.

Tout d'abord, les données d'absence ne sont pas fiables et ne sont pas valables pour la plupart des espèces (Hirzel and Guisan 2002; Elith et al. 2006). Le fait de ne pas observer l'espèce ne confirme pas son absence. Etant donné que les espèces animales se déplacent et se cachent, la non-observation de l'espèce nous amène à noter cette dernière comme étant absente, ce qui peut introduire un biais. En outre, il reste toujours des habitats favorables qui ne sont pas encore colonisés par l'espèce (Helfer and Métral 2000; Hirzel and Guisan 2002).

Ensuite, le fait que ces modèles utilisent exclusivement un jeu de données binaire impose une nécessité de mettre en place une stratégie d'échantillonnage adaptée et rigoureuse (Guisan and Zimmermann 2000). Cela implique des enjeux de temps et d'argent. Et plus encore, afin de répondre aux besoins de conservation, la plupart des modélisations spatiales de la qualité de l'habitat sont réalisées sur une vaste échelle (régionale, nationale) (Carter et al. 2006). En effet, avoir des échantillonnages assez rigoureux et fiables à une étendue si grande est une mission difficile et même impossible parfois. C'est pourquoi la plupart des sources des données disponibles sont des données de présence unique et presque aucune information sur l'absence des espèces n'existe (Zaniewski et al. 2002; Franklin 2009). Ces données de présence unique sont d'ailleurs suffisantes pour la modélisation de l'habitat potentiel des espèces i.e. (Soberon and Peterson 2005; Hirzel and Le Lay 2008; Jiménez-Valverde et al. 2008)

Enfin, étant donné que les espèces qui ont leur niche écologique restreinte sont moins fréquentes, elles sont mieux modélisées et donc la prédiction de leur distribution est plus facile que d'autres espèces répandues (Araújo and Williams 2000; Stockwell and Peterson 2002; Segurado and Araújo 2004). Cette remarque vaut aussi quand la qualité des données est faible. Or, la rareté et l'hétérogénéité des données des espèces rares ou en danger limite l'utilisation des méthodes classiques (présence/absence) pour modéliser leurs habitats (Ferrier et al. 2002; Kumar and Stohlgren 2009) et influence la performance de ces méthodes (Manel et al. 1999).

### ***3.8. Modèles se basant sur des données de présence unique***

Pour faire face au manque de données d'absence précises et assez fiables de nouvelles méthodes de modélisation ont été développées. Ces dernières se basent uniquement sur des données de présence afin de prédire la distribution de l'espèce et extrapoler l'observation locale, sur l'ensemble du site d'étude, en fonction des variables éco-géographiques (Hirzel and Guisan 2002; Elith et al. 2006; Phillips and Dudik 2008; Elith et al. 2010). Les SDMs qui intègrent à cette nouvelle approche sont indifférents aux sources et aux modes de collecte des données (Preston et al. 2006; Franklin 2009). Ces méthodes ne font pas donc appel à des échantillonnages rigoureux de terrain (enjeux de temps et d'argent) notamment dans les zones de montagne (accessibilité difficile) (Guisan and Zimmermann 2000; Elith et al. 2006).

Il existe plusieurs méthodes qui se basent sur des données de présence unique (Elith et al. 2006; Franklin 2009) :

- **MAXENT** (maximum entropy) (Phillips and Dudik 2008) : il s'agit d'estimer la probabilité de distribution des espèces en calculant la distribution de Maximum Entropy la plus proche du modèle (Elith et al. 2006). Les variables environnementales dans MaxEnt se classent dans deux types : variables continues auxquelles correspondent les quantités mesurées et les variables catégorisées qui prennent seulement en compte un nombre limité de valeurs. Avec cette dernière on peut mesurer l'interaction entre les différentes variables (Elith et al. 2011).

- **ENFA** (analyse factorielle de niche écologique): cette méthode est développée par IZEA Lausanne- Suisse. Elle a pour but de construire la carte de distribution potentielle de l'espèce ou de son habitat. (Helfer and Métral 2000; Hirzel and Guisan 2002). Elle prend en compte la fonctionnalité des variables éco-géographiques et les espèces (Hirzel and Guisan 2002). ENFA aide à identifier les variables explicatives et à cartographier la qualité de l'habitat mais aussi permet de prédire la qualité plutôt que l'occurrence de l'espèce (Decout 2007). D'ailleurs, ENFA décrit la position de la niche grâce aux marginalités (caractéristique excentrée de la niche) et à la longueur de la niche grâce à la spécialisation (Basille et al. 2007).
- **GARP** (Genetic Algorithm for Rule set Prediction) est un modèle de niche écologique (Peterson and Kluza 2005). C'est un système d'analyse spatiale qui prédit la distribution des espèces animales et végétales. C'est une méthode quantitative pour modéliser la niche écologique de l'espèce à partir des données d'occurrence.
- **BIOCLIM** (Elith et al. 2006) utilise les facteurs climatiques pour prédire les conditions favorables de l'espèce.
- **DOMAIN** utilise la méthode distance-base afin d'évaluer les nouveaux sites selon leur similarité environnementale aux autres sites de présence déjà connus (Elith et al. 2006).

Malgré les limites qu'on pourrait rencontrer avec les méthodes de données de présence unique, manque de documentation méthodologique permettant de récolter ses données, le risque du biais de collecte et l'échantillonnage non-stratifiée (Ferrier and Watson 1997; Elith et al. 2006), ces dernières sont les plus disponibles et les plus fiables sur l'occurrence des espèces (Zaniewski et al. 2002). Organiser de nouvelles campagnes de collecte des données est une étape coûteuse. On peut légitimement s'interroger sur la possibilité d'utiliser des données déjà existantes, de plus en plus disponibles gratuitement en ligne (Stein and Wiczorek 2004). Certaines méthodes sont plus performantes que d'autres ; mais il n'y a pas une méthode idéale (Segurado and Araùjo 2004; Elith et al. 2006).

### **3.9. Evaluation et validation des modèles**

La performance de méthodes prédictives et leur domaine d'application devient un enjeu important dans la modélisation de la distribution des espèces. (Segurado and Araùjo 2004). Toutefois, la comparaison entre les différentes méthodes statistiques n'est pas toujours évidente car plusieurs facteurs jouent, tels que l'échelle, les échantillonnages et le type de prédiction (Zaniewski et al. 2002). Plusieurs méthodes permettent de mesurer la performance d'un modèle (Guisan et al. 1998; Thuiller et al. 2003; Segurado and Araùjo 2004; Liu et al. 2009, Manel et al 2002). La plus utilisée est l'area under curve AUC dans la technique receiver operating characteristic ROC pour évaluer la performance du modèle (Fielding and Belle 1997; Pearce and Ferrier 2000; Brotons et al. 2004; Pearson et al. 2007; Jiménez-Valverde et al. 2008; Philips et al. 2009; Wisz and Guisan 2009). Les valeurs de l'AUC varient entre 0 et 1, le 1 indique une discrimination parfaite entre les sites. La performance est considérée comme faible avec une AUC comprise entre 0.5 et 0.7, bien avec une AUC entre 0.7 et 0.9 et haute pour une AUC supérieure à 0.9 (Swets 1988). Plusieurs études ont fait la comparaison entre les modèles prédictifs en se basant sur les outils disponibles (Ferrier and Watson 1997; Guisan et al. 1999). Les méthodes qui se basent sur la présence unique varient entre elles au niveau de la performance (Elith et al. 2006; Ward 2007). Par exemple, en utilisant l'AUC, MaxEnt a montré une meilleure performance en comparaison d'autres méthodes (Elith et al. 2006). Néanmoins, pour la validation, l'idéal est d'utiliser des données indépendantes de celles utilisées pour construire le modèle, mais, dans certaines conditions (faible quantité de données pour une espèce difficile à détecter), il est possible de réutiliser par défaut une partie des données de calibrage, extraite de manière aléatoire, pour la validation (Segurado and Araùjo 2004; Phillips et al. 2006). Le taux de données conservé pour la validation du modèle (test data) varie selon les auteurs : dans Brotons et al. (2004), 30% sont réservés pour la validation (contre 70% à la calibration), 15% dans Decout et al. (2010) et 25% dans Rödder et al. (2009). Une AUC importante pour les données de validation est révélateur d'une bonne similarité entre les sites d'évaluation et les sites de calibration (Philips et al. 2009).

Rappelons que la qualité réelle d'un modèle ne peut pas être estimée au vu de ses résultats sur les données qui ont servi à le construire, sauf cas exceptionnel (p. ex. Régression Linéaire dans les conditions idéales). Mais valider un modèle est difficile, et la qualité de la validation dépend grandement des outils et des données disponibles.

L'évaluation du modèle devrait impliquer des données indépendantes (Manel et al. 1999; Scott et al. 2002; Gibson et al. 2004). De ce fait, différents modèles peuvent donc présenter des résultats différents pour une même espèce (Thuiller 2003).

# METHODOLOGIE GENERALE

Afin de répondre à nos objectifs, nous allons détailler notre méthodologie synthétisée sur la figure 20. La méthodologie devrait présenter un compromis entre les données et les contraintes dues aux populations étudiées et aux moyens matériels disponibles. La bonne méthode est celle qui utilise le minimum de ressources matérielles et humaines pour atteindre les objectifs convenus.

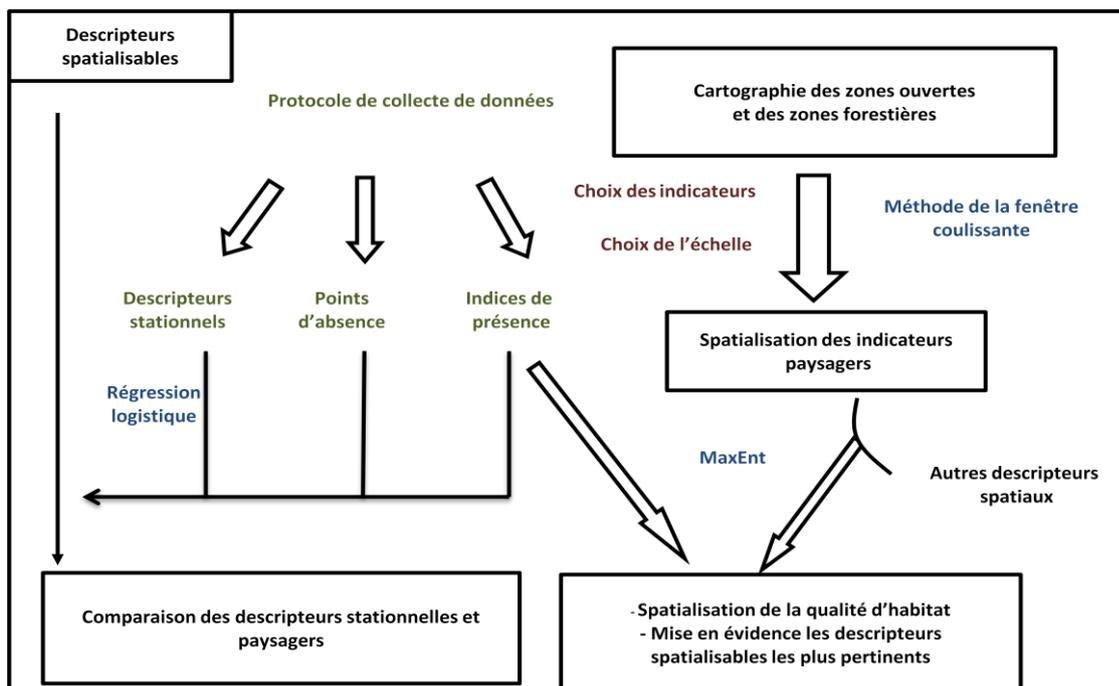


Figure 20: représentation des interactions entre les points abordés dans cette thèse

# 1. Choix des méthodes statistiques

## 1.1. Une approche présence unique

Avant de concevoir le protocole de collectes de données sur le terrain, il était indispensable de bien définir les méthodes statistiques utilisées, et en particulier celles permettant d'établir les relations entre descripteurs et présence (et/ou absence) du galliforme et de spatialiser la qualité de l'habitat. Les modèles de distribution des espèces jouant un rôle très important dans la planification des priorités vis-à-vis de la conservation biologique, cette nouvelle approche semble être pertinente afin de répondre à notre objectif finalisé dans ce travail, à savoir construire un outil d'aide à la gestion conservatoire. Les SDMs fournissent une approche alternative plus pratique et susceptible de mieux mettre en valeur les observations directes et d'améliorer l'interprétation et la compréhension de la distribution des espèces. Ils permettent d'ailleurs de comprendre comment la localisation de l'habitat favorable est influencée par les changements environnementaux (changements climatiques, changement d'usage de l'espace).

Il y a actuellement une tendance à utiliser des méthodes d'analyse qui se basent uniquement sur des données de présence afin de prédire la distribution de l'espèce avec la connaissance des variables éco-géographiques (Guisan and Zimmermann 2000; Hirzel and Guisan 2002; Elith et al. 2006; Phillips and Dudik 2008; Longru et al. 2010). Les SDMs qui se basent sur des données de présence uniquement sont plus robustes avec un jeu de données restreint et face à la présence d'un biais dans la collecte de données sur le terrain. Ainsi, compte-tenu de la rareté de la gélinotte des bois (espèce rare et difficile à observer), des conditions de terrain et de notre objectif finalisé, il est plus pertinent de s'appuyer sur cette approche de présence unique pour réaliser notre travail.

Pour traiter notre question de recherche nous utiliserons un modèle spatialement explicite, ces modèles étant actuellement considérés comme prometteurs pour une gestion de l'espace compatible avec la conservation (Franklin 1995; Guisan and Zimmermann 2000).

Nous allons travailler avec la première approche qui implique l'utilisation de la distribution de l'espèce à l'aide d'observation de présence uniquement. Cette approche a été développée notamment avec la méthode Maximum Entropy (Outil MaxEnt) (Phillips et al. 2006). MaxEnt consiste à prédire la distribution probabiliste de la qualité de l'habitat (niche fondamentale (Anderson et al. 2003; Franklin 2009) et elle est parmi les méthodes disponibles les performantes (Elith et al. 2006; Ortega-huerta and Peterson 2008; Baldwin 2009). Plusieurs études d'ailleurs confirment que l'utilisation de MaxEnt s'avère être un outil très efficace pour la conservation de la biodiversité et la gestion de l'espace (Pearson et al. 2007; Kumar and Stohlgren 2009; Thorn et al. 2009; Herkt 2007; Monfort 2008).

## **1.2. Le choix de MaxEnt**

MaxEnt (Phillips et al. 2004; Phillips and Dudik 2008; Elith et al. 2011) est un modèle de distribution des espèces (SDM)( Franklin 2009), il a été spécifiquement développé pour utiliser des données de présence unique et pour surmonter le problème de la taille des échantillonnages grâce à sa fonction de la régularisation (Hastie et al, 2006) d'après Peterson et al. (2007) et Franklin (2009). MaxEnt permet notamment d'estimer la probabilité de distribution en calculant la distribution du maximum d'entropie la plus proche du modèle (Elith et al. 2006). Il permet aussi de montrer l'importance de chaque variable intégrée dans le modèle pour expliquer la distribution de l'espèce étudiée. MaxEnt minimise les contraintes de choix sur les variables écologiques afin de prédire la distribution observée des présences. Ce modèle a l'avantage d'éviter l'erreur qui résulte de fausse absence.

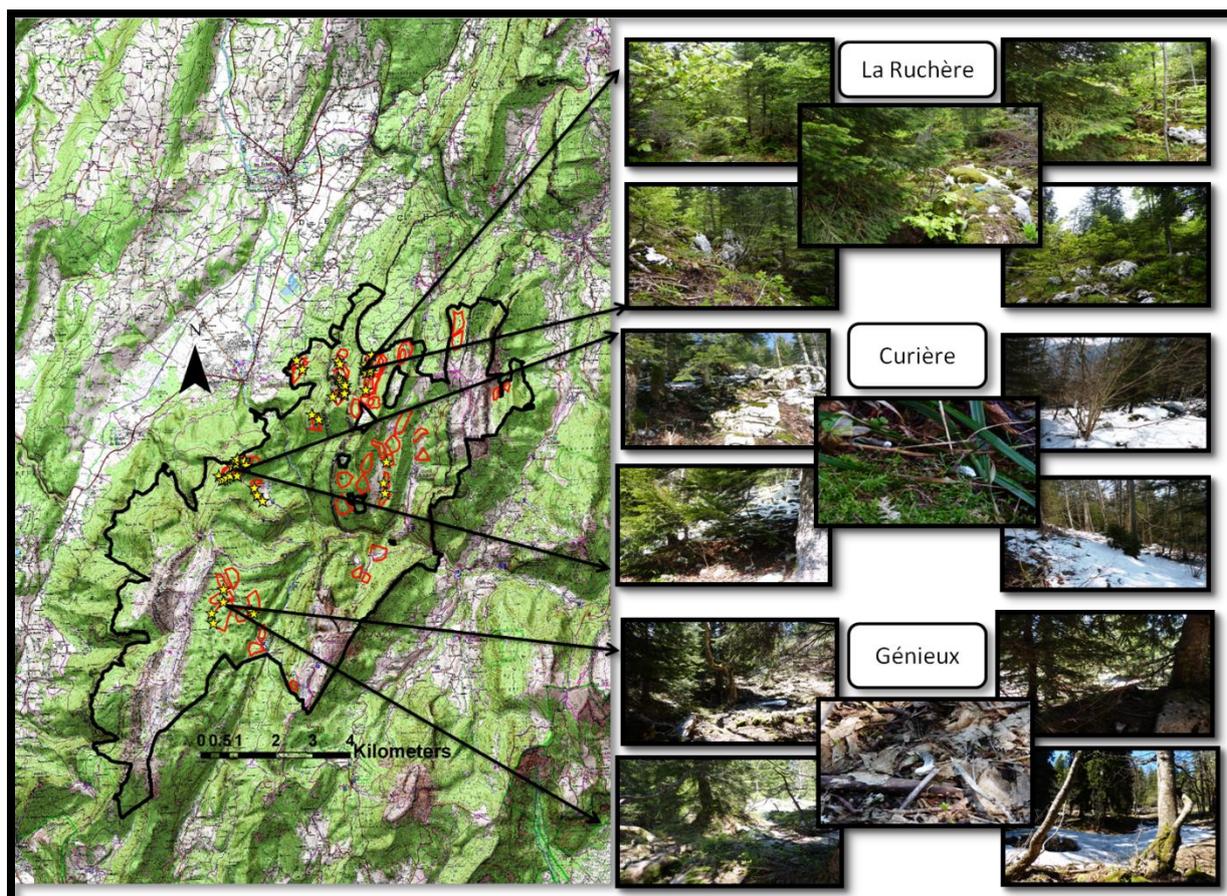
Par ailleurs, MaxEnt est un modèle génératif et pas discriminatif et le fait qu'il soit indépendant de la quantité et de la qualité (source, méthode de collecte) de données (Preston et al. 2006), lui donne un grand avantage, surtout qu'il y a souvent un manque de données disponibles pour modéliser la distribution de certaines espèces. En effet, il est privilégié en cas de petit nombre d'échantillon et avec des données de présence uniquement (Franklin 2009). Pour toutes ces raisons, on peut dire que MaxEnt est adapté au contexte de

notre travail et constitue un outil efficace pour la conservation de la biodiversité et la gestion de l'espace.

## **2. Protocole de terrain**

### ***2.1. Mise en place des transects***

Notre protocole de collecte de données a été élaboré en fonction des méthodes statistiques retenues ; nous avons ainsi conçu un protocole de relevés d'indices de présence sur la base de transects (figure 21). Ces indices de présence correspondent aux fèces, plumes, traces ou observations directes des individus. Ces relevés de données sont optimaux pendant la saison où la gélinotte des bois est la plus territoriale (printemps et automne) (Åberg et al. 2003). Cette espèce est rare et très difficile à observer en pleine nature du fait de sa grande discrétion. Les crottiers constituent bien souvent les principaux indices de présence de l'espèce. Généralement, ils sont situés dans les places de repos où la gélinotte se sent en sécurité. Les crottes sont généralement très allongées, ont fréquemment une forme cylindrique caractéristique en hiver, de 2 à 2.5cm long pour un diamètre de 0.4 à 0.6cm. Notre travail du terrain a été effectué au printemps 2010 (après la fonte de neige mais avant que la pousse de l'herbe de sous-bois ne masque le sol) sur des transects aléatoires d'une longueur moyenne de 1.23km. Dès qu'un indice de la présence de la gélinotte est détecté le long de ces transects, on enregistre sa localisation avec le GPS.



*Figure 21: Transects prospectés sur le terrain et habitat représentatif autour de certains indices de présence trouvés dans différents sites*

Dans un premier temps, ce protocole se déroule en bureau. En effet il est important de définir les tracés que l'on allait réaliser. Pour cela nous avons utilisé le système d'information géographique Arc Gis. Des circuits étaient ainsi tracés afin de quadriller la zone avec le plus de rigueur possible. Une fois ces sentiers tracés, on reportait des points de passage fixés dans un GPS afin d'optimiser l'orientation sur le terrain. Suite à ce travail bureautique, il restait à se rendre sur le terrain. Le GPS s'avérait utile pour assurer le cap même si le relief ne permet pas toujours de le suivre strictement. Lors du cheminement, nous étions en équipe de 2 ou 3 espacés d'environ 5 mètres l'un de l'autre et nous prospections le sol à la recherche d'indices qui se présentaient presque à chaque fois sous forme de fèces qui peuvent être difficile à déceler.

Mais ce cheminement posait problème. En effet, en tant qu'observateurs, il nous arrivait d'être attirés par un lieu pas forcément sur le transect mais qui présentait les caractéristiques nécessaires à l'habitat de la gélinotte. Cela pouvait avoir peu d'effet sur notre objectif à partir du moment où nous ne sommes pas dans une logique de comptage ou bien de dynamique de population, le but étant essentiellement de maximiser les points de présence. En outre, nous avons collecté des relevés d'absence (pour la régression logistique de la partie I) et nous avons effectué le prélèvement des variables environnementales susceptibles de contribuer à la qualité de l'habitat. Une fiche de terrain était remplie dès lors qu'un indice se présentait à nous. Le contenu de ces fiches se résume en plusieurs sections :

- **les coordonnées GPS**

Ces coordonnées sont prises à l'aide du GPS, elles serviront au remplacement sur le SIG pour la suite de l'étude.

- **les numéros de photos**

Afin d'avoir une image concrète du lieu où a été récolté l'indice, des photos étaient prises ainsi qu'une vidéo.

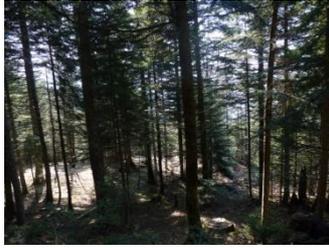
- **la présence ou nom d'une clairière**

Information importante dans la mesure où c'est un élément qui apparaît comme nécessaire pour la gélinotte.



- **le recouvrement de la futaie en pourcentage et par quart**

il s'agit d'estimer dans un rayon de 10m le recouvrement des arbres de la futaie autour de l'indice.



- **le recouvrement de la strate herbacée en pourcentage et par quart**



- **le recouvrement des branches entre 1 et 8m**

C'est une estimation en pourcentage du recouvrement des branches entre 1 et 8m de hauteur, élément important pour la sécurité de la gélinotte.



- **le nombre et la proximité d'un sentier ou d'une lisière**

information importante à la fois pour l'effet lisière et aussi pour évaluer la pression anthropique, il s'agit de relever s'il y a ou non un sentier et à quelle distance celui-ci se trouve.



- **la répartition des essences de la futaie**

C'est une estimation du pourcentage pour 3 espèces, le hêtre (*Fagus sylvatica*), l'épicéa commun (*Picea abies*) et le sapin pectiné (*Abies alba*). Si une autre espèce s'avérait être présente en assez grand nombre, on le signalait.

- **le traitement (Futaie)**

il est indiqué si le traitement autour de l'indice était celui de la futaie régulière (R) ou celui de la futaie irrégulière (IR)



- **le recouvrement de la strate arbustive**

Il s'agit d'effectuer une estimation avec le même principe que pour la futaie, de la strate herbacée et par quart



- **la présence ou non de régénération de feuillus**

C'est un relevé de présence ou non de régénération de feuillus (principalement le hêtre). Dans le cas de présence de régénération de résineux, cette présence était annotée.



- **l'essence arbustive dominante**

Une reconnaissance de l'essence arbustive dominante était effectuée et notée. Ces relevés stationnels ont été effectués autour des points de présence et d'absence échantillonnés sur l'ensemble de la zone d'étude, dans des cercles de 20m de rayon (Montadert 2005; Loose 2006). Après le travail de terrain, nous avons reporté les informations collectées sur le terrain sur le système d'information géographique ArcGIS.

De plus, nous avons également intégré à notre jeu de données celles collectées par l'Office National des Forêts, département de l'Isère, au cours des dix dernières années (Kremen et al. 2008; Franklin 2009). Dans l'ensemble, avec les données existantes, nous avons utilisé 85 points de présence (dont 29 de l'ONF), au sein de notre zone d'étude, pour élaborer le modèle prédictif de la qualité de l'habitat. Le fait que les données utilisées ne sont pas récoltées avec le même protocole, cela ne pose pas un problème car l'outil Maxent est indifférent aux sources de données.

## **2.2. Contraintes de terrain**

Dans un premier temps, ces relevés d'indices sont tributaires du temps qu'il faut de la méthodologie. En effet, la perception de ces fèces ne sera pas évidente après une journée de pluie car l'humidité va quelque peu dégrader ces éléments. De plus, l'accès au transect sera difficile et ne permettra pas un gain de temps considérable.

D'autre part, le relief accidenté présent en Chartreuse n'est pas des plus commodes pour rechercher des indices (figure 22). En effet, il apparaît qu'à des moments, regarder où l'on met nos pieds et nos mains relègue la recherche d'indice à un second plan. Ceci est handicapant pour une analyse pointue des résultats surtout dans des zones où le nombre d'indice est faible voir quasi nul.



*Figure 22: exemple de contrainte de terrain pouvant être rencontrée*

### **3. Spatialisation de la qualité de l'habitat de la gélinotte des bois**

Nous cherchons à évaluer la qualité de l'habitat dans une optique de conservation de la gélinotte des bois. Développer et définir certains indices de la qualité de l'habitat nous permettront ainsi d'établir le niveau de diversité et de bonne qualité du milieu. Dans ce travail, nous nous appuyons sur l'approche paysagère qui est devenue un concept important dans la gestion et l'aménagement de territoire. Ainsi, il faut définir des indicateurs de la qualité de l'habitat spatialement explicite et potentiellement explicatifs de la distribution de

la gélinotte des bois. Le but est d'arriver à prédire la qualité de l'habitat et de déterminer l'habitat critique pour la gestion (quels sont les secteurs les plus favorables à l'espèce).

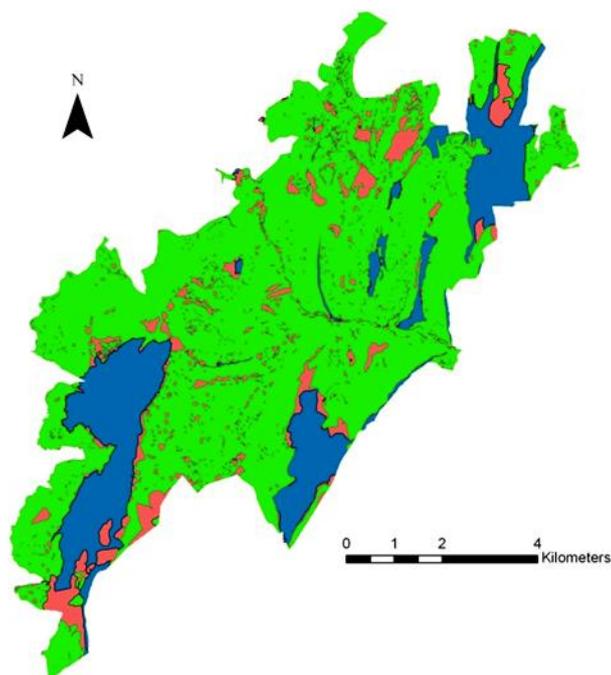
Les descripteurs retenus pour établir le modèle de la qualité de l'habitat doivent être spatialisés à une échelle adaptée à la gélinotte. Cette échelle est définie selon nos objectifs, l'écologie et la biologie de la gélinotte des bois.

### ***3.1. La cartographie***

Afin d'analyser le paysage suivant l'opposition matrice forestière/patches d'ouverture, nous avons numérisé ces éléments à l'aide d'une BD ortho (IGN 2003) (figure 23). La précision de ce travail a été déterminée en fonction de la biologie et de l'écologie de la gélinotte des bois (taille minimum de clairière influençant la gélinotte des bois), c'est pourquoi nous avons travaillé à l'échelle la plus fine possible (5m).

### ***3.2. Choix des descripteurs***

Les descripteurs environnementaux et paysagers doivent être choisis suivants les pertinences écologiques du processus en question. (McGarigal and Marks 1995; Davidson 1998). Ainsi, nous avons effectué un choix reposant sur la bibliographie. La gélinotte des bois est un oiseau des forêts, très exigeante en ce qui concerne la composition et la structuration de l'habitat (Swenson 1991; Bernard-Laurent and Magnani 1994; Swenson 1995b). Son habitat doit posséder un sous-étage riche pour les besoins alimentaires et de refuge. Par contre, des ouvertures sont aussi recommandées pour cette espèce nidifuge. Elles servent à l'élevage des jeunes et aussi à la nourriture hivernale (Montadert 2005; Rhim 2006; Müller et al. 2009). En effet, des éléments paysagers mais aussi environnementaux (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Åberg et al. 2003; Mathys et al. 2006; Kajtoch et al. 2012) influencent la distribution de cette espèce.



### La Forêt Domaniale de la Grande Chartreuse



Figure 23: Cartographie des zones forestières et des clairières depuis la photo graphie arien (BD ortho)

### 3.3. Descripteurs paysagers spatialisables

Plusieurs études ont été effectuées sur le rôle possible de certains éléments paysagers (lisière, fragmentation) sur l'occurrence de la gélinotte des bois dans plusieurs pays ainsi qu'au sein de différentes configurations du paysage et à des échelles variables (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Åberg et al. 2000; Sun et al. 2003; Klaus 2007; Schäublin and Bollmann 2011). Des résultats contradictoires ont parfois pu être mis en évidence selon les régions : certains travaux confirment l'effet de la fragmentation sur la gélinotte des bois (taille des patches, pourcentage de couverture forestière) (Saari et al. 1998; Åberg et al.

2000), d'autres n'ont pas trouvé d'effet de fragmentation sur l'occurrence de la gélinotte des bois dans un paysage forestier notamment avec une forte densité de population (Montadert et al. 2006). Nous cherchons dans ce travail à mettre en évidence le lien entre certains descripteurs paysagers et l'occurrence de la gélinotte des bois, par un modèle spatialement explicite permettant d'identifier les zones les plus importantes de sa distribution avec une réflexion d'échelle et d'espace de perception pour la gélinotte. Selon l'écologie et la biologie de la gélinotte des bois mais aussi selon les avis des experts, nous avons retenu pour ce travail sept indicateurs paysagers. Ces derniers sont les plus couramment utilisés au niveau du paysage en tant que descripteurs potentiels de la biodiversité et de la présence de la gélinotte des bois (Mathys et al. 2006; Schäublin and Bollmann 2011; Kajtoch et al. 2012).

Les métriques retenues sont<sup>2</sup> :

- Taille moyenne des clairières
- Densité des clairières
- Nombre des clairières
- Contagion (dispersion, interspersion<sup>3</sup>)
- Forme des taches (complexité)
- Densité de lisières
- Distance aux clairières

Le rôle reconnu des métriques du paysage dans l'écologie du paysage et dans la biologie de la conservation a conduit les scientifiques à développer des outils pour quantifier ces aspects du paysage à partir des données spatialisées et des outils de la géomatique, comme par exemple l'outil Fragstats (McGarigal and Marks 1995). Plusieurs approches ont été développées pour autant de questions que de démarches.

---

<sup>2</sup> Voir explications et détails dans les résultats : partie I- Poids des facteurs paysagers par rapport aux facteurs stationnels dans la probabilité de présence de la gélinotte des bois ou dans l'article 3

<sup>3</sup> interspersion : interpenetration

### 3.4. Méthodes de spatialisation et choix de l'échelle d'étude

#### 3.4.1. Méthode de la fenêtre coulissante

Afin de spatialiser les descripteurs paysagers choisis et retenus pour les générer dans MaxEnt en tant que variables potentiellement explicatives, nous avons d'abord besoin de spatialiser les descripteurs avec la méthode de fenêtre coulissante (Krummel et al. 1987; Li-guang et al. 2005).

La technique de la fenêtre coulissante (figure 24) est considérée comme une méthode simple mais assez puissante pour quantifier certains éléments du paysage y compris les bordures et la distance de l'effet de lisière qui varient selon le type de bordure (Krummel et al. 1987; Li-guang et al. 2005).

Nous avons développé un programme sous Visual basic qui permet de quantifier et spatialiser les descripteurs paysagers avec l'outil de calcul de fenêtre coulissante, sans avoir un effet de bordure comme c'était le cas avec Fragstats.

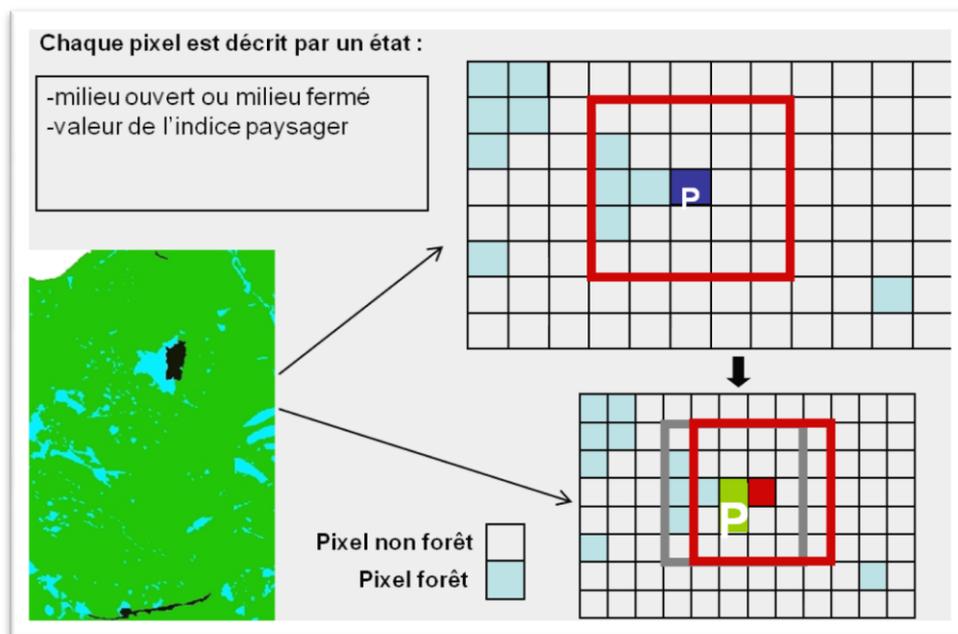


Figure 24: Illustration de la méthode de la fenêtre coulissante

### 3.4.2. Choix de l'échelle de travail

Puisque que les descripteurs paysagers sont connue pour être sensibles à l'échelle de calcul et aussi l'espèce ne perçoit pas son paysage de la même manier sur les différentes échelles, il semblerait nécessaire de déterminer l'échelle optimale pour calculer ces descripteurs d'un point de l'espèce en question. Le but est de retenir la taille la plus pertinente pour la présence de la gélinotte et qui correspond finalement à la taille de l'espace de perception à laquelle la gélinotte est sensible.

Afin de connaître au mieux cette échelle, une étude bibliographique et une analyse statistique ont été effectuées. En effet, il faut définir la taille de la fenêtre ainsi la taille de pixel les plus appropriés pour la gélinotte des bois. On suppose que la taille de la fenêtre correspond au domaine de perception de la gélinotte (organisme-centrée). Mais cette taille n'est pas fixée alors que la taille de son territoire et la distance de dispersion sont très variées (Swenson 1991; Swenson 1995b; Montadert and Léonard 2006). Ainsi, la taille optimale dépend de la biologie et l'écologie de la gélinotte des bois. L'espace de perception de la gélinotte est variable selon les différents besoins (nourriture, parade nuptial, etc.) de l'espèce.

En effet, il est conseillé d'analyser le paysage à plusieurs échelles afin d'évaluer l'hétérogénéité du paysage (Thompson and McGarigal 2002). C'est pourquoi, nous avons calculé différents indicateurs de la forme, de la structure et de la composition du paysage dans des fenêtres de différentes tailles autour des points de présence et d'absence. Le travail a été effectué à partir de la cartographie binaire : forêt/non forêt (avec différents résolutions). Une analyse statistique multi-variée a été effectuée afin de retenir l'échelle la plus appropriée pour la gélinotte des bois.

### 3.4.3. Choix de la taille du grain

La taille de pixel joue sur la précision des informations spatiales à extraire de la carte (McGarigal and Marks 1995). La taille optimale n'est pas confirmée, mais on a préféré choisir la résolution la plus fine possible dans cette approche bottom-up (Anderson and Martinez-Meyer 2004) afin de définir la taille minimum de clairière qui influence la gélinotte des bois. Pour répondre à cette question, nous envisagerons de tester différentes tailles de pixel pour voir à partir de quelle taille il y aura une perte d'information.

Nous avons spatialisé les indices paysagers retenus avec différentes tailles de fenêtre et à différentes résolutions (figure 25). Ces indices spatialisés sont pertinents pour être intégrés dans le modèle probabiliste de la qualité de l'habitat, comme descripteurs explicatifs de l'occurrence de la gélinotte des bois.

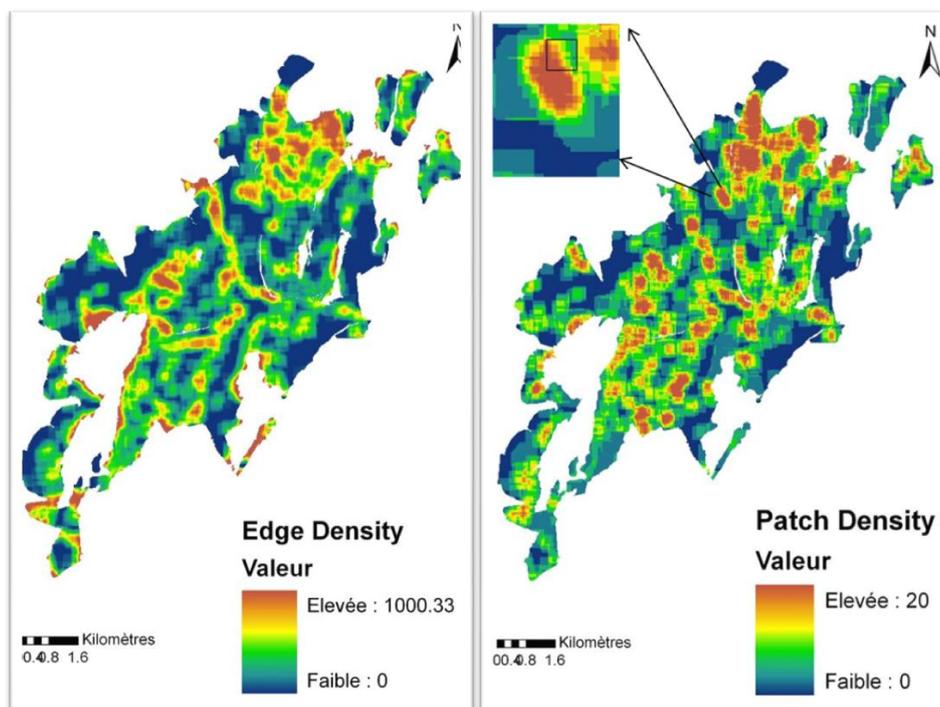


Figure 25: descripteurs paysagers spatialisés avec une fenêtre coulissante (Résolution 5x5m, taille fenêtre 12.5 ha)

### 3.5. Autres descripteurs spatialisés utilisés

Des variables considérées comme des contraintes physiques ont également été retenues : pente, altitude et exposition à partir du MNT de 50m (figure 26), températures moyennes saisonnières, précipitations annuelles (extraction de données Aurelhy de Météo France).

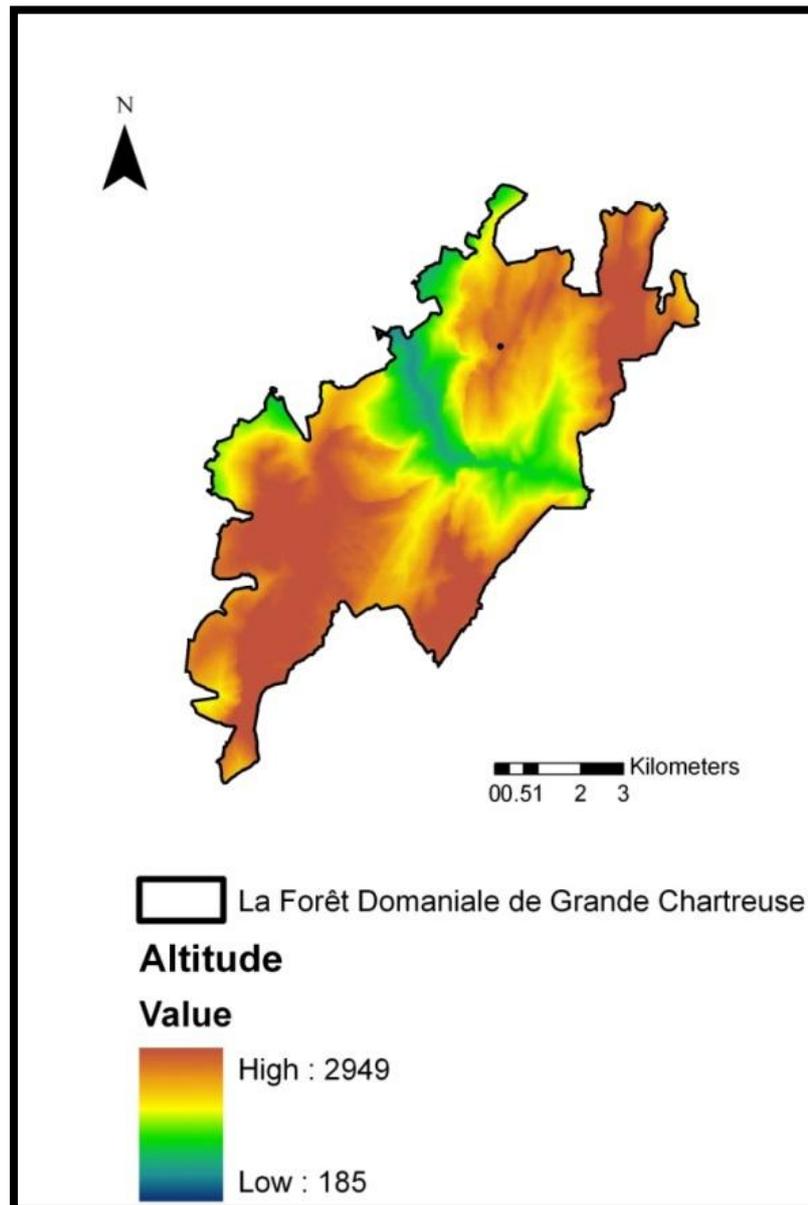


Figure 26: Cartographie de l'altitude

## **1. Poids des facteurs paysagers par rapport aux facteurs stationnels dans la probabilité de présence de la gélinotte des bois**

### **1.1. Introduction**

La gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia*), un exemple d'oiseau sauvage rare, est fortement menacée par les modifications actuelles de son habitat (Annexe II de la Directive européenne oiseaux 79/409/CEE). Comme nous l'avons vu, il s'agit d'un oiseau exigeant quant à son habitat, qui varie selon les saisons. D'autre part, les caractéristiques de l'habitat de la gélinotte dépendent beaucoup du mode de gestion forestière présent et passé, et de la productivité des stations forestières (Swenson and Danielsen 1991; Storch 2000; Blattner and Perrenoud 2001; Storch 2002). L'évolution des pratiques forestières, qui implique souvent une modification des habitats favorables est considérée comme la principale menace de la présence de la gélinotte (Couturier 1964; Dronneau 1984a; Montadert et al. 1994; Schäublin and Bollmann 2011). D'ailleurs, selon les études bibliographiques et également certains experts (Marc Montadert, comm perso), les caractéristiques stationnelles de l'habitat sont toujours présentées comme étant un élément primordial pour la présence de la gélinotte des bois. Elle a en effet des exigences précises qui lui accordent un rôle d'indicateur paysager car son biotope est bien diversifié (Ducourtioux et al. 1998). Il s'agit d'une espèce aux exigences écologiques et spatiales caractéristiques des milieux hétérogènes de transition (Rothstein 1998; Delcros et al. 1999; Jansson et al. 2004; Mathys et al. 2006). Bien qu'il n'y ait pas de séparation spatiale nette entre les différentes activités de la gélinotte au cours de l'année (nidification, alimentation, etc) et qu'elle se rencontre

fréquemment au niveau du passage d'un peuplement végétal à l'autre, la distribution de l'espèce sera influencée par la structure horizontale du milieu (Ducourtioux et al. 1998; Schäublin and Bollmann 2011). L'état actuel de la population de la gélinotte s'explique surtout par la régénération de ressources d'alimentation, au niveau du sous-étage et des clairières (essences feuillus arbustives, insectes pour l'élevage des jeunes).

Lorsqu'il est difficile de quantifier la disponibilité des ressources vitales d'une espèce, certaines caractéristiques et certains indicateurs de milieu sont utilisés pour étudier la relation espèce-habitat, tels que les paramètres de configuration et de composition de l'habitat (Wiens 1989; Schindler et al. 2008; Schindler et al. 2012), la proposition d'indicateurs se devant d'apporter des réponses aux besoins des gestionnaires des espaces notamment ceux classés dans la Directive Habitat ou Natura 2000.

Actuellement la représentation spatiale des enjeux de conservation de la biodiversité (Guillaument et al. 2009; Boitani et al. 2011) est devenue la clé pour atteindre les objectifs de protection surtout à une large échelle, d'où vient la nécessité de chercher et retenir les descripteurs les plus pertinents pour les intégrer dans chaque modèle prédictif. En effet, les résultats sortants en dépendent étroitement. Délimiter les zones prioritaires à la conservation est l'étape clé dans cette planification. Plusieurs méthodes de modélisation ont été développées pour des objectifs de prédiction des zones de haute qualité d'habitat pour l'espèce concernée (Guisan and Zimmermann 2000; Helfer and Métral 2000; Franklin 2009). Ces modèles se fondent sur la combinaison entre des données de l'espèce et des variables (stationnelles, paysagères) qui sont connues pour avoir une influence sur la présence de l'espèce (Guisan and Zimmermann 2000).

## ***1.2. Hypothèses et objectifs***

La conservation des oiseaux de la famille des tétraonidés, en particulier le grand tétras et la gélinotte des bois, fait l'objet de nombreuses initiatives et publications de la part de diverses associations de protection de la nature dans plusieurs pays depuis les années 80. Le paysage est devenu un thème important pour la gestion et l'aménagement du territoire, et

l'importance de la structure spatiale des paysages dans les différents écosystèmes est reconnue par la communauté écologique (Forman 1995) pour comprendre les différents processus écologiques.

Les efforts de conservation se font sur une grande étendue (régionale et nationale) où les variables potentiellement explicatives de la présence des espèces ne sont pas forcément faciles à obtenir et/ou disponibles au bon format.

L'analyse du lien entre les caractéristiques stationnelles de l'habitat et la présence de la gélinotte des bois a souvent été abordée dans les bibliographies. Par exemple, le pourcentage de couverture de type futaie, la présence de tel ou telle espèce alimentaire, le pourcentage de branche basse, sont toujours reconnus pour leur pertinence à expliquer la présence de beaucoup d'espèces (Dronneau 1984b; Swenson 1995b; Åberg et al. 2003; Barbaro et al. 2005; Montadert 2005; Müller et al. 2009). Mais leur collecte exige souvent beaucoup d'efforts en moyens humains et financier. D'autre part, la gélinotte utilise différentes unités paysagères au sein de son domaine vital (de 3 à 40ha). Ces aspects de la structure du paysage sont spatialisables et on estime que cela les met en avant par rapport aux variables stationnelles dans les études de modélisation pour la conservation des habitats et des espèces. En général, ces derniers peuvent offrir de réelles informations pour les gestionnaires de l'espace (Milhé 2003; Schindler et al. 2008). Sachant que les efforts de conservation se font plutôt à une échelle grossière (Carter et al. 2006) où il est difficile d'aller partout récolter les données nécessaires, cela montre aussi l'importance de ce genre de variables facile à obtenir à une telle échelle. Cependant, l'importance de ces facteurs paysagers sur la distribution spatiale de la gélinotte, notamment en Chartreuse, n'est pas encore bien déterminée.

Notre étude a donc porté sur les questions suivantes :

- Quel est l'apport de ces variables paysagères par rapport aux stationnelles ?
- La structure du paysage apporte-t-elle un nouvel élément d'explication quant à la distribution de cette espèce ?

Cela nous permet d'intégrer les paramètres du paysage dans la modélisation de l'habitat de la gélinotte pour l'aide à une gestion en faveur de cette espèce rare.

### **1.3. Matériel et méthodes**

#### **1.3.1. Données biologiques**

Nous disposons pour réaliser ce travail de comparaison des 40 points de présence (parmi les 85 récoltés sur le terrain) et 40 points d'absence de la gélinotte collectés sur le terrain (voir Méthodologie Générale, Protocole)

#### **1.3.2. Variables indépendantes potentiellement explicatives**

Intégrer un nombre limité de variables en ayant une bonne connaissance de leurs pertinences sur le phénomène étudié étant préférable pour les études de modélisation (Austin 2007; Jiménez-Valverde et al. 2008), nous avons effectué préalablement un choix bibliographique en se basant sur les connaissances biologiques et écologiques de l'espèce concernée (Swenson 1995; Desbrosses 2002; McGarigal and Cushman 2002; Åberg et al. 2003; Montadert 2005).

#### **1.3.3. Les variables stationnelles**

Nous avons effectué le prélèvement des variables environnementales susceptibles de contribuer à la qualité de l'habitat, autour de chaque point de données de présence et d'absence, suivant le protocole de Montadert IPPC (Montadert 2005; Loose 2006). Ainsi, les descripteurs reconnus comme importants pour l'étude de la gélinotte et la modélisation de son habitat sont:

- le pourcentage de composition végétale (Sapin, Hêtre, Epicéa)
- le pourcentage de strate arbustive
- le pourcentage de futaie
- le pourcentage de branches basses

Ces variables sont aussi déjà utilisées dans plusieurs études de la gélinotte des bois dans plusieurs régions et pays (Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2011).

#### **1.3.4. Les variables spatiales**

La diversité de la structure du paysage forestier est un élément essentiel pour la gélinotte des bois et certaines caractéristiques paysagères sont essentielles d'un milieu favorable à la gélinotte (Ducourtioux et al. 1998; Delcros et al. 1999; Sahlsten 2007; Kajtoch et al. 2012). Dans notre cas, la structure du paysage et son rôle sur la distribution d'une espèce animale sensible à cette structure (quantitativement, qualitativement) seront l'objet de notre proposition d'indicateurs. Nous avons sélectionné cinq métriques paysagères qui décrivent la structure et l'hétérogénéité des habitats pour la gélinotte, basées sur deux caractéristiques essentielles du paysage :

- **L'ouverture du milieu** : la présence des zones ouvertes (clairières forestières, type de végétation) est fondamentale pour l'élevage des jeunes (nidifuges, les poussins se nourrissent d'insectes et restent dépendant de leur mère pendant quelques semaines, leurs capacité de défense et de déplacement est limitée) et aussi pour la nourriture estivale (Montadert et al. 1994; Montadert 2007). Cependant, elle exige une couverture (sous-étage dense) pour se reposer et se cacher des prédateurs, la strate arbustive dans le sous-étage lui offrant en plus ses besoins alimentaires notamment en hiver.
- **La présence des lisières** : la densité de lisières est un facteur fondamental pour la gélinotte en tant qu'oiseau lié aux milieux transitoires et fréquentant les bords des chemins forestiers et les lisières (Joachim et al. 1998; Delcros et al. 1999). Elle fait son nid au bord des chemins forestiers.

Ces cinq indices sont :

- **La densité de la lisière :**

$$ED = \frac{E}{A}$$

*E = longueur total de lisières dans le paysage (m).*

*A = superficie total du paysage (m<sup>2</sup>).*

Cette métrique est très importante pour la présence de la gélinotte des bois (Couturier 1964). La densité de lisière est largement utilisée dans des modèles de l'habitat et est directement liée au degré d'hétérogénéité spatial dans le paysage.

- **Le pourcentage des surfaces ouvertes**

$$PLAND = \frac{a}{A}(100)$$

*a = superficie (m<sup>2</sup>) de milieu ouvert.*

*A = superficie totale du paysage en m<sup>2</sup>.*

Cet indice va permettre de mesurer la proportion des ouvertures au sein du paysage de manière surfacique. Les ouvertures fréquentes dans le milieu étant importantes, il convient de déterminer la taille d'une ouverture optimale à l'espèce concernée.

- **La densité des taches**

$$PD = \frac{N}{A}$$

*N = nombre total de taches dans le paysage*

*A = superficie totale du paysage en m<sup>2</sup>*

Le nombre de taches dans le paysage est lié à l'effet de lisière et reflète l'hétérogénéité dans le milieu ainsi que la qualité de l'habitat favorable à la gélinotte. Cet indice est un bon complément des autres indicateurs proposés précédemment puisqu'il va permettre d'apprécier la fragmentation ou l'hétérogénéité du paysage.

- **L'indice de forme**

$$SI = \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{\sqrt{2\pi a_i}}$$

*p<sub>i</sub>* = périmètre de la tache *i*

*a<sub>i</sub>* = superficie de la tache *i*

*n* = nombre de taches

La complexité des formes des taches joue traduit notamment l'effet lisière et peut influencer certains processus écologiques (Forman et al. 1976; Forman 1995). La gélinotte des bois, sensible à la diversité des milieux est en effet un animal sensible aux lisières, et est donc susceptible d'être sensible à cet indice.

- **La Contagion**

$$CONTAG = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[ (P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] * \left[ \ln(P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] \quad (100)$$

*P<sub>i</sub>* = proportion du paysage occupé par la tache de type *i*

*g<sub>ik</sub>* = nombre de contacts entre pixels de type *i* et de type *j*

*m* = nombre de types de patches

Indice de configuration et d'hétérogénéité dans le paysage, largement utilisé en écologie du paysage (Turner 1989; Li and Reynolds 1994), il indique le placement relatif des taches de même type par rapport aux autres types de taches. Ainsi, cette métrique paysagère est susceptible d'être liée à la distribution de la gélinotte des bois, exigeante quant à l'hétérogénéité dans le milieu.

### 1.3.5. Le calcul des descripteurs paysagers

La proposition d'indicateurs spatiaux nécessite de posséder un certain nombre d'informations spatialisées (cartographie, données localisables...). En ce qui nous concerne, nous avons utilisé une carte Forêt-non Forêt (20 m de résolution) établie au sein de ce

travail de thèse comme background, à partir de la BD ortho (figure 27). Pour s'affranchir de certains problèmes d'effets de bordure dus à la configuration complexe de notre zone d'étude) avec Fragstats, nous avons développé un programme en Visual Basic pour effectuer cette analyse statistique du paysage.

Les valeurs des indices du paysage environnant ont été calculées autour de chaque point de présence et d'absence échantillonnés.

### **1.3.6. Analyse des données**

L'analyse des données se fait à deux niveaux : au niveau descriptif et au niveau explicatif. Au niveau descriptif, nous allons analyser les relations qui existent entre les différentes variables et la présence de la gélinotte des bois tandis qu'au niveau explicatif il s'agit de trouver une relation de cause à effet entre les variables indépendantes et l'occurrence de l'espèce.

La relation entre la gélinotte et les variables potentiellement explicatives a été étudiée par une série d'analyses non paramétriques. Ensuite, la réponse de l'espèce à une combinaison de 11 variables stationnelles et paysagères a été analysée par régression logistique pas-à-pas, afin de déterminer quel type de variables est le plus pertinent (représentative) pour expliquer la présence de la gélinotte des bois en Chartreuse.

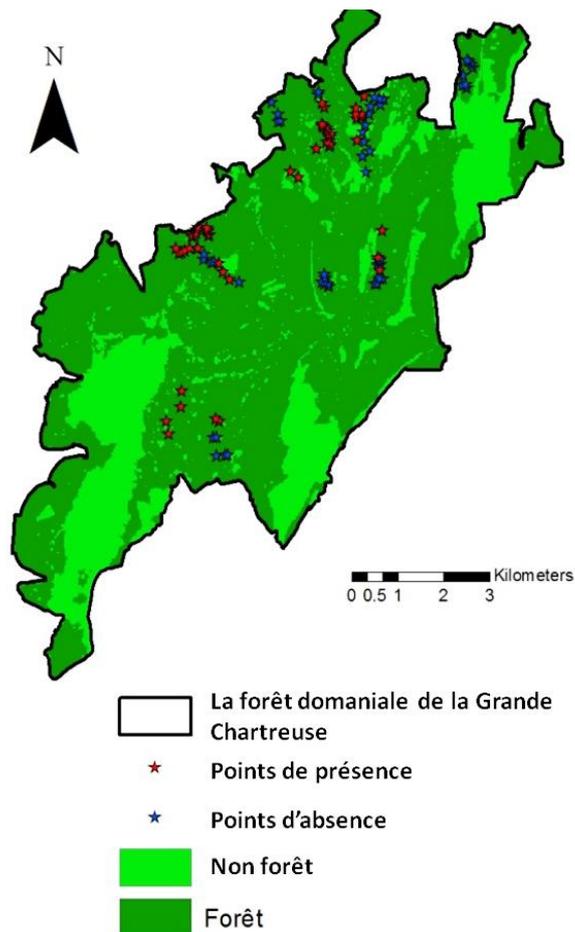


Figure 27: Positionnement des points de présence et d'absence sur la zone d'étude

Le choix d'une régression pas-à-pas est inspiré par la nature qualitative des variables que nous souhaitons mettre en relation. On peut d'ailleurs combiner des variables ou en éliminer certaines pour essayer d'aboutir à un modèle capable de donner une meilleure prédiction. Plus précisément, lorsque la variable expliquée est dichotomique (elle ne prend que deux modalités : Oui ou Non), on fait appel au modèle binomial de la régression logistique (dans notre cas présence ou absence de la gélinotte). Contrairement à la régression multiple et discriminante, ce type de régression est moins exigeant au niveau du type de données et du seuil de critère de significativité. Le critère de sélection des modèles utilisés est le critère d'information d'Akaike (AIC).

## 1.4. Résultats

A ce stade de l'analyse des données, nous étudions les corrélations entre la présence de la gélinotte et les descripteurs paysagers d'une part et entre l'occurrence de la gélinotte et les variables stationnelles d'autre part, afin de préparer un modèle prédictif de la gélinotte. Au niveau de l'analyse descriptive, le test U de Mann Whitney nous fournit la significativité des associations entre l'occurrence de la gélinotte et les variables indépendantes. Il permet aussi de comparer deux échantillons indépendants de petite taille. Au regard de l'hétérogénéité des conditions, il convient d'accepter un seuil proche des 10% (Morgan et al. 2003; Desjardins 2007).

### 1.4.1. Corrélations entre les descripteurs

Nous avons réalisé au préalable un test de corrélation de Spearman entre les variables de manière à détecter et éliminer les variables redondantes mais aussi afin de juger de l'interaction entre les différents facteurs (Tableau 6).

Variables	Pourcentage ouverture	Densité de taches	Densité de lisières	La forme de	Contagion	CVFUTAIE	CVBRAN_B	CVHERB	CVHETRE	CVEPICEA	CVSAPIN	CVARBUST
Pourcentage ouverture	1.000000	0.725730	0.922027	0.625764	-0.924694	-0.293757	-0.138587	-0.057035	-0.093898	0.048012	0.142208	-0.100933
Densité de taches	0.725730	1.000000	0.866358	0.866565	-0.874714	-0.222990	-0.030274	-0.091403	-0.106170	-0.044119	0.213223	-0.174039
Densité de lisières	0.922027	0.866358	1.000000	0.852721	-0.998344	-0.254338	-0.083199	-0.052185	-0.125529	-0.028928	0.248143	-0.158103
La forme de taches	0.625764	0.866565	0.852721	1.000000	-0.847598	-0.146471	0.003913	-0.052386	-0.138657	-0.103770	0.297534	-0.244062
Contagion	-0.924694	-0.874714	-0.998344	-0.847598	1.000000	0.253826	0.082707	0.052517	0.126364	0.022045	-0.239641	0.153480
CVFUTAIE	-0.293757	-0.222990	-0.254338	-0.146471	0.253826	1.000000	0.592643	-0.133042	0.224973	-0.307057	0.198948	-0.145285
CVBRAN BAS	-0.138587	-0.030274	-0.083199	0.003913	0.082707	0.592643	1.000000	-0.103457	0.110805	-0.242781	0.241139	0.055092
CVHERB	-0.057035	-0.091403	-0.052185	-0.052386	0.052517	-0.133042	-0.103457	1.000000	0.007462	-0.197806	0.031750	-0.030218
CVHETRE	-0.093898	-0.106170	-0.125529	-0.138657	0.126364	0.224973	0.110805	0.007462	1.000000	-0.501580	-0.221405	-0.203078
CVEPICEA	0.048012	-0.044119	-0.028928	-0.103770	0.022045	-0.307057	-0.242781	-0.197806	-0.501580	1.000000	-0.581165	0.162686
CVSAPIN	0.142208	0.213223	0.248143	0.297534	-0.239641	0.198948	0.241139	0.031750	-0.221405	-0.581165	1.000000	0.001155
CVARBUST	-0.100933	-0.174039	-0.158103	-0.244062	0.153480	-0.145285	0.055092	-0.030218	-0.203078	0.162686	0.001155	1.000000

Tableau 6: Coefficients de corrélation de rangs de Spearman (CV : couverture)

Avec les variables qui ont été sélectionnés précédemment, on remarque que le pourcentage de l'épicéa (*Picea abies* (L.)) est corrélé avec la couverture des branches ainsi qu'avec la strate arbustive. Ceci peut en partie s'expliquer par le fait qu'il s'agit d'une essence plus présente

en altitude tout comme la gélinotte et qui a aussi une couverture de branche basse assez importante. Néanmoins pour les autres corrélations, il n'apparaît pas de résultats étonnants (notables). Signalons toutefois que les clairières et la densité des taches sont corrélées avec la couverture arbustive. Pour conclure, les résultats obtenus ci-dessus sont en accord avec d'autres études concernant les caractéristiques de l'habitat de la gélinotte (Swenson 1995b; Montadert 2005; Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009).

Compte-tenu de la corrélation assez forte entre les variables paysagères, nous avons choisi de ne retenir que la variable la plus pertinente : la contagion. La contagion, en écologie du paysage, est un indice qui mesure la tendance qu'ont les unités paysagères à être agrégées ou non. Ainsi, elle représente un bon indicateur de l'hétérogénéité du paysage (Forman 1995; Gustafson and Gardner 1996; Gustafson 1998; O'Neill et al. 1999). Elle est d'ailleurs fortement corrélée avec la densité de lisière et l'ouverture du milieu.

#### 1.4.2. Modèle de régression logistique pas-à-pas (stepwise analysis)

Ainsi, nous avons effectué trois régressions logistiques pas-à-pas selon les modalités suivantes (tableau 7) :

- Avec les variables stationnelles et la contagion
- Avec seulement les variables stationnelles
- Avec seulement les variables paysagères

Type variable	AIC	Pvalue
Variables stationnelles uniquement	125.29	0.000013
Contagion et variables stationnelles	122.18	0.000005
Variables Paysagères uniquement	140.5538	0.017017

Tableau 7: Comparaison de l'AIC et de la P value pour le meilleur modèle des trois régressions utilisées

En comparant ces modèles de régression logistique, nous avons trouvé que le meilleur modèle de variables stationnelles prenant en compte l'indice de contagion explique mieux la

présence de la gélinotte que le meilleur modèle avec des variables stationnelles seulement. Les résultats de la régression logistique sont significatifs pour trois variables : le pourcentage d'arbustes, le pourcentage de branches basses, et la contagion (Tableau 8).

Effect	Estimate	Standard Error	Wald Stat.	P Value
Contagion	2.501521	1.211982	4.260065	0.039018
CVFUTAIE	-0.000402	0.019757	0.000415	0.983753
CVBRAN_BAS	-0.058784	0.018984	9.588274	0.001958
CVHETRE	0.040852	0.035156	1.350241	0.245236
CVEPICEA	0.019278	0.035162	0.300601	0.583506
CVSAPIN	0.024256	0.034069	0.506896	0.476485
CVARBUST	-0.029511	0.014115	4.371468	0.036545

Tableau 8: Comparaison de l'AIC et de la pvalue de la régression prenant en compte toutes les variables

Dans le cas du modèle avec uniquement les variables stationnelles, les variables retenues sont la couverture de branche basse et arbustive avec aussi le hêtre (tableau 9).

Effect	Estimate	Standard Error	Wald Stat.	P Value
CVFUTAIE	0.009182	0.018933	0.235203	0.627692
CVBRAN_BAS	-0.057592	0.018620	9.566828	0.001981
CVHETRE	0.040531	0.034653	1.368049	0.242147
CVEPICEA	0.019665	0.034569	0.323596	0.569454
CVSAPIN	0.018005	0.033387	0.290813	0.589700
CVARBUST	-0.022535	0.013481	2.794224	0.094605

Tableau 9: Analyse régression logistique avec des variables stationnelles uniquement

## **1.5. Discussion**

L'analyse réalisée montre que la forêt agit sur la gélinotte tant par le biais des éléments locaux (liés à la composition) que par leur structuration dans l'espace. Cela est dû à la relation intrinsèque entre la composition et la structure du paysage. Ces deux types de descripteurs de l'habitat dans un paysage forestier ont donc des impacts, peut être différents, sur la gélinotte, puisque l'AIC expliquée indépendamment l'un de l'autre est clairement plus important que leur AIC commune avec un effet un peu plus fort pour les variables locales.

### **1.5.1. Importance du couvert du sous-étage et des branches basses**

Les premières études menées sur l'habitat de la gélinotte des bois ont permis d'identifier les caractéristiques les plus recherchées par l'animal : la présence de sous-étages assez denses, de strates intermédiaires, et de clairières forestières mais avec une disponibilité suffisante de branches basses, qui lui fournissent des perchoirs lors du repos et des abris contre les prédateurs (Dronneau 1984b; Schatt 1991; Bernard-Laurent and Magnani 1994; Swenson 1995; Montadert 2005). Nos résultats confirment l'importance de ces éléments stationnels en Chartreuse, en particulier la couverture de branches basses et la présence de la strate arbustive. Ceux-ci sont également en accord avec les travaux de Marc Montadert qui a montré que les forêts de résineux et la forêt mixte dominée par l'épicéa représentent des conditions de vie favorables à la gélinotte avec un taux de branches basses relativement important (Montadert 2005; Montadert 2007). De plus, nous avons remarqué pendant le travail de terrain que la plupart des indices de présence se trouvaient dans des zones présentant une quantité importante de branches basses (situées de 1 à 8 m du sol) qui sont primordiales pour se protéger des prédateurs. Ces peuplements sont majoritairement des conifères, avec au moins un arbuste effectivement présent là où l'animal a été observé, car les espèces arbustives (feuillues) demeurent une source de nourriture pour la gélinotte, notamment hivernale.

Il y a un gradient écologique qui influence fortement la présence de la gélinotte au niveau local mais aussi paysager. Dans ce travail, en comparant l'importance des variables paysagères et stationnelles, nous avons trouvé que le modèle de régression, qui comporte des variables de l'habitat local (stationnelles), a un taux de prédiction satisfaisant et plus important que le modèle construit avec des variables du paysage. Cela est en accord avec les résultats de Mathys et al. (2006), Müller et al. (2009), Öhman et al. (2011), Schäublin and Bollmann (2011) qui montrent que la gélinotte est plus sensible aux variables locales, comme le sous-étage ainsi la disponibilité de la nourriture, qu'aux variables qui expliquent l'hétérogénéité et la composition de la forêt. En outre, nos résultats sont en accord avec le fait que l'espèce réponde de manière complexe aux différents éléments composant son habitat (Cody 1985; Wiens 1989). Malgré la prédominance des facteurs stationnels, l'effet des autres facteurs reste important, comme le révèle, par exemple, le cas de la contagion qui contribue fortement au modèle.

#### Apport des variables paysagères pour expliquer la présence de la gélinotte

Si la nature de l'habitat (éléments locaux) explique la présence de l'espèce en question, la quantité de cet habitat dans le paysage et sa configuration spatiale influence la dynamique de la population (Forman 1995).

Nos résultats sont en accord avec certains auteurs ayant également découvert que la composition de l'habitat explique mieux la biodiversité que la structure du paysage (Fahrig 2003). Cependant, Avon (2010) a prouvé que la structure explique mieux la richesse des espèces que la composition même avec une supériorité très faible, et l'explication a été basée sur l'absence de prise en compte de la corrélation entre le spatial et le local.

L'hétérogénéité structurale de la forêt influence positivement la diversité des oiseaux en général (Delahaye 2006). Bien que les variables stationnelles soient considérées comme les plus importantes pour la vie de la gélinotte, nous avons vu que l'hétérogénéité du paysage semble être aussi particulièrement importante et influence positivement la présence de la gélinotte. Cela a été montré pour la gélinotte notamment à une grande échelle (Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2010). En effet, l'hétérogénéité, présentée dans notre étude

par l'indice de contagion, joue un rôle important pour expliquer la présence de la gélinotte des bois. En effet, l'alternance d'éléments d'ouverture telles que les clairières et les lisières apparaît toujours comme important pour la présence de la gélinotte et illustre une diversité végétale dans le milieu. Ainsi, ces éléments permettent à l'espèce de se déplacer plus facilement que dans la matrice forestière ou dans le cas de coupure nette de l'habitat (d'une clairière à une autre, d'une source d'alimentation à une autre, ou encore lors de la recherche de partenaires) (Ducourtioux et al. 1998; Rothstein 1998).

Néanmoins, quelques éléments de l'hétérogénéité, comme la fermeture de canopée et la structure des peuplements forestiers (uni, multi-strate), influencent les conditions microclimatiques au sol (la lumière, l'humidité). Cela limite le développement de la végétation et de la strate arbustive qui offrent la nourriture (baies, fruits, etc) à la gélinotte. Tout ceci amène à conclure que, contrairement à ce que l'on aurait pu craindre, l'effet paysager reste important compte-tenu de la corrélation existante.

Finalement, cette étude suggère donc qu'augmenter l'hétérogénéité dans le paysage en favorisant la présence de la strate arbustive et l'ouverture du milieu peut avoir un effet positif sur la présence de la gélinotte des bois dans cette forêt, en favorisant la présence de ses exigences de vie (sous-étage assez dense, strate herbacée) (Swenson 1995b; Rothstein 1998; Montadert 2005; Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2010). Il reste cependant une hypothèse à vérifier : y a-t-il un seuil à partir duquel l'hétérogénéité peut avoir un effet négatif sur l'espèce (Fahrig et al. 2011; Turner et al. 2012), du fait de la fragmentation, de l'ouverture du milieu ou de la perte de l'habitat ? Car celles-ci peuvent favoriser parfois la présence des espèces généralistes plutôt que les spécialistes (Tews et al. 2004). Toutefois, la nature de la matrice paysagère joue le rôle clé dans ses comportements (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Montadert and Léonard 2006). La continuité du couvert forestier à l'échelle du paysage à cet égard joue un rôle important au niveau de la population de la gélinotte et de sa fiabilité. Car cette espèce à faible capacité de dispersion, dans certains cas, est incapable de traverser un milieu ouvert de plusieurs centaines de mètres (Åberg et al. 2000; Kajtoch et al. 2012).

## **1.6. Conclusion**

Nous avons observé que l'indice de la contagion apparait pertinent pour spatialiser la qualité de l'habitat de la gélinotte dans le cas du PNR de Grande Chartreuse, un tel indice, plus facile à modéliser et spatialiser en laboratoire, pouvant faciliter l'évaluation de l'habitat favorable à l'espèce, et permet ainsi de répondre aux besoins exprimés par les gestionnaires afin de suivre l'habitat naturel potentiellement menacé. Mais cela n'est pas toujours suffisant, car la disponibilité d'autres facteurs a priori locaux (comme la couverture de branche basse) est décisive pour la persistance de la gélinotte dans beaucoup de cas.

Le poids relatif des facteurs paysagers dans la réponse de la gélinotte des bois reste inférieur (même légèrement) au poids des facteurs locaux. Ceci souligne, comme d'autres études, que la qualité de l'habitat local prévaut sur la configuration spatiale de cet habitat pour les espèces (Barbaro et al. 2005; Delahaye 2006). Les indices de structure verticale simple comme la présence de sous étage, la couverture de branche basse de 1 à 8 m sont de meilleurs facteurs de prédiction de la présence de la gélinotte des bois que les indices plus sophistiqués et plus difficile à interpréter, comme l'indice de contagion. Néanmoins, la qualité des données d'habitat de la gélinotte des bois n'est pas encore satisfaisante en terme de résolution spatiale (Öhman et al. 2011), ce qui influence fortement les modèles de la qualité de l'habitat (Manton et al. 2005). Ainsi, une combinaison entre les variables paysagères et stationnelles doit être prise en compte pour modéliser et comprendre la relation entre l'espèce et son habitat (Estades and Temple 1999).

Les différents indicateurs proposés doivent à présent être validés par les différents utilisateurs qui pourront notamment apporter des précisions sur les différentes échelles spatiales d'application. D'autre part, il serait intéressant d'effectuer des mesures plus régulières sur les zones (cartographie de l'habitat) ayant une dynamique spatiale assez prononcée. Or ces indicateurs spatiaux sont probablement les plus pertinents car ils peuvent intégrer les activités humaines, les politiques de gestion en faveur de l'habitat de la gélinotte des bois et leurs impacts et les évolutions « naturelles » du milieu. Ces indicateurs peuvent

être, avec les variables locales stationnelles collectées sur le terrain, de véritables outils de gestion et non pas de simples inventaires.

## **2. Evaluation de la pertinence des indicateurs paysagers pour expliquer la présence de l'espèce. Analyse multi-échelles**

### ***2.1. Article 1: Forest landscape patterns and species habitat requirements: insights into biodiversity indicators for landscape functions***

Walaa Adra, Stefan Schindler, Sandra Luque, Philippe Delcros

*In preparation for Ecological Indicators*



# Forest landscape patterns and species habitat requirements: insights into biodiversity indicators for landscape functions

<sup>1</sup>W. Adra, <sup>2,3</sup>S. Schindler, <sup>1</sup>S. Luque and <sup>1</sup>P. Delcros

<sup>1</sup> IRSTEA, UR EMGR, National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture, France 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France

<sup>2</sup> Department of Conservation Biology, Vegetation Ecology and Landscape Ecology, University of Vienna; Rennweg 14, 1030 Vienna, Austria

<sup>3</sup> CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Campus Agrário de Vairão, Universidade do Porto, 4485-661 Vairão, Portugal

## Abstract

Spatial heterogeneity has an important influence on a wide range of ecological patterns and processes, and many landscape metrics in GIS environment are used to facilitate the investigation of the relation between landscape structure and biodiversity. Data reduction analyses have been applied to tackle the problem of highly correlated indices, but valid landscape predictors of ecological process are still missing for many forests in the Alps. Therefore, we analyzed the landscape structure of Chartreuse Natural Park, a sub-alpine forest landscape of high biodiversity level, around hazel grouse presence points. We investigated the relationship between landscape structure and hazel grouse species in French sub-Alps forest

By distinguishing two land cover classes, 39 variables were computed and factor analysis was applied to detect the statistical dimensions of landscape structure and to define a core set of representative metrics. At landscape level, heterogeneity of habitats, patch density and

patch shape turned out to be the crucial factors at the depending scale (12.5 ha) for explaining hazel grouse presence. We detected that the pattern of landscape structure in Chartreuse Regional Park, from hazel grouse 'point of view, was related to level of heterogeneity implying by the opening features in the landscape. The evaluated set of metrics will be useful to detect the local drivers of biodiversity, and to improve management decisions in Chartreuse RP and similar mosaic-landscapes in favor to hazel grouse habitat.

## **Introduction**

Connectivity loss, destruction and fragmentation of natural habitats are considered as the major factors that contribute to the decline of biodiversity (Rolstad 1991; Saunders et al. 1991; Fahrig 2003; Pascuale-Hortal and Saura 2006). The importance of the habitat heterogeneity for local biodiversity has been recognized (Kati et al. 2010; Fahrig et al. 2011) but patterns of the landscape structure remain unidentified in many cases. Ecological patterns and processes are clearly influenced by landscape structure (Turner et al. 2001; McGarigal and Cushman 2002) and this influence often differs widely (Gustafson and Parker 1992; Meyer and Irwin 1998; Mazerolle and Villard 1999.). Testing the hypothesis of pattern-process relation requires knowledge of the expected pattern without the process (Riitters et al. 2009) as well as the conservation efforts needed to preserve the structure in order to maintain underlying key processes.

Therefore, to support conservation and management efforts, it is important to understand and characterize the major components of landscape structure and the effective relationship between pattern and process (Cushman et al. 2008). Landscape pattern analysis is morphologically explicit but not predictive of ecological processes. Thus, if we want to use patterns as indicators for landscape function, we have to quantify the structure of pattern and finding the relevant and important spatial landscape indicators (indices) for predicting process in question. Landscape heterogeneity' influences on population dynamics, community structure, and ecosystem processes is well known (Fahrig et al. 2011). Composition and configuration affect the presence and abundance of species (e.g. Prugh et al. 2008), the composition of biotic communities (Dormann et al. 2007), a variety of species

interactions (e.g., Hebble white et al. 2005), and ecosystem processes at different levels (Strayer et al. 2003; Bennett et al. 2005). Such strong relationships between landscape heterogeneity and ecosystem structure and function imply that spatial heterogeneity will affect the sustainability of ecosystems services, and thus more knowledge is needed to disentangle the relationships between habitat requirements and landscape structure. Landscape ecology can make key contributions to sustainability science. (Musacchio 2009; Cumming 2011). Up to date many studies exist where structural heterogeneity is implied from different cover types that are identified by their physical characteristics, without reference to a particular species or species group (e.g. using classified satellite imagery). Functional landscape heterogeneity, where different cover types are identified based on differences in resource dependencies of species or species groups.

Spatial heterogeneity, as an expression of landscape structure, is regarded as essential for explanation of the occurrence and distribution of species from the local to the global level. Finding the variables for modelling spatial distribution patterns of species were the goals of many studies which analyzed the relation between biodiversity and landscape structure. A selection of indices representing various aspects of landscape and biodiversity is much more informative and capable of interpretation than a simple number, as there are various qualities of spatial patterns (Feest et al. 2010). Numerous landscape metrics are currently available (Turner 1989; McGarigal and Marks 1995; Gustafson 1998). They are used to assess the process-pattern relationship (Forman 1995; Turner et al 2001) and are considered as one of the hot topics of modern landscape research. Habitat loss assessment, species habitat requirements, systematic reserve design are main applications of landscape structure metrics (Schumaker 1996; Uemaa et al. 2009; Walz 2011). They are widely used as potential biodiversity indicators (Lindenmayer et al. 2002; Westphal et al. 2003; Schindler et al. 2008; Schindler et al. 2012), as these landscape metrics are relevant to several ecological processes eg (Forman 1995) and some of them facilitate the investigation between the ecological process and spatial heterogeneity (Gustafson and Gardner 1996; Neel et al. 2004 ). However, the role of landscape metric in predicting the effect of a given metric (eg. patch density) depends on the nature of landscape under consideration (Fahrig 2003; Walz 2011).

Nevertheless, landscape indices may be difficult to interpret (Riitters et al. 1995; Gustafson 1998; Hargis et al. 1998; O'Neill et al. 1999 ; Li and Wu 2004) and they respond differently depending on the scale of analysis (Wu et al. 2000; Li and Wu 2004), characterized by grain size and extent (Turner et al. 2001). Thus, measured landscape patterns are a function of scale. Therefore, choosing the appropriate scale is critical within landscape structuring (Turner et al. 1989a; Wu et al. 2002; Wu 2004). While, landscape metrics response to grain size changes is rather consistent, they respond differently to changes in extent size (map size) (Wu 2004). However, it is difficult to capture the multi causal organism response to landscape structure because the organisms don't respond in the same manner to different landscape metrics; their responses depend on their biology and ecology such as dispersal capability (Addicott et al. 1987). To detect the important elements of landscape structure for a particular organism, an organism-centered view of the landscape must be considered (Vos et al. 2001; Lindenmayer et al. 2002; Li and Wu 2004; Cushman et al. 2008). Hence, landscape metrics sets must be chosen in accordance to their ecological relevance (Addicott et al. 1987; McGarigal and Marks 1995; Davidson 1998; O'Neill et al. 1999; Li and Wu 2004). In this work, the target species is Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*), a habitat specialist (Swenson and Angelstam 1993) which is known to be influenced by the heterogeneity of the landscape mosaic (Mathys et al. 2006; Rhim 2006; Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2011). The type of matrix is one of the important factors that influence Hazel Grouse occurrence in habitat patches (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Åberg et al. 2000; Jansson et al. 2004). Since only few empirical studies tested the relation between different spatial patterns of landscape structure and Hazel Grouse occurrence, we tried to fill this gap in this case study. Habitat management focusing on Hazel Grouse requires several recommendations relying on landscape structure.

The main goal of this study is to characterize the landscape structure in a typical mountain habitat area for Hazel Grouse at different extent sizes. The forests in Chartreuse are complex and rich in shape and landforms characteristics of a long historical and cultural heritage of management and transformations (Brossier 1954; Chevallier and Couailhac 1983). Nowadays, the managed forest is a spot of high biodiversity importance that is still under

management. Landscape variables were measured at a given buffer distances (20-200 m radius) to explain the occurrence of Hazel Grouse, by using several landscape indicators and providing an overview of their performance. We analyzed the relation of landscape structure indicators to Hazel Grouse occurrence, on the bases of a set of core representative variables.

## **Material and methods**

### ***Study area***

Our case study area, the state forest of Grande Chartreuse has an extent of 6637 ha and is located in the Regional Natural Park (RNP) of Chartreuse in the French sub Alps (Figure 1). The landscape is characterized by a succession of forests, pastures, rocky crests and valleys (rocks and prairie sectors are excluded from our analysis). The mountainous area is dominated by extensive Fir (*Abies alba*), Spruce (*Picea abies*) and Beech (*Fagus sylvatica*) forest. This forest is managed by the National Forest Office of Isère (France) in charge of public forests management in France. The Chartreuse Natural Park is a local biodiversity hotspot for many taxa (Gardet et al. 2009).

More than any other in the French Alps, the Massif de la Chartreuse is committed to the patrimonial value of the forest and has been quite well-preserved (Brossier 1954), despite the considerable deforestation elsewhere in the Alps. However, the departure of the Chartreux monastery in 1903 was quickly offsite by a very rapid tourism development. Nowadays, the forestland is an anchor in the heart of a Regional Natural Park (Chartreuse) with arising objectives of sustainable development. This region is characterized by mountain area complexity which implies some difficulties in making coherent, integrated and independent decisions for ecosystem management. It is subject to constant change in landscape patterns, both from forestry practices and other anthropogenic activities, which may influence Hazel Grouse habitat suitability. Current planning demands are in need of sound scientific evidence (IMBC 2008), in order to obtain more accurate spatial species

distribution. Spatial tools are indeed useful for biodiversity conservation prioritization, planning and conservation assessments.

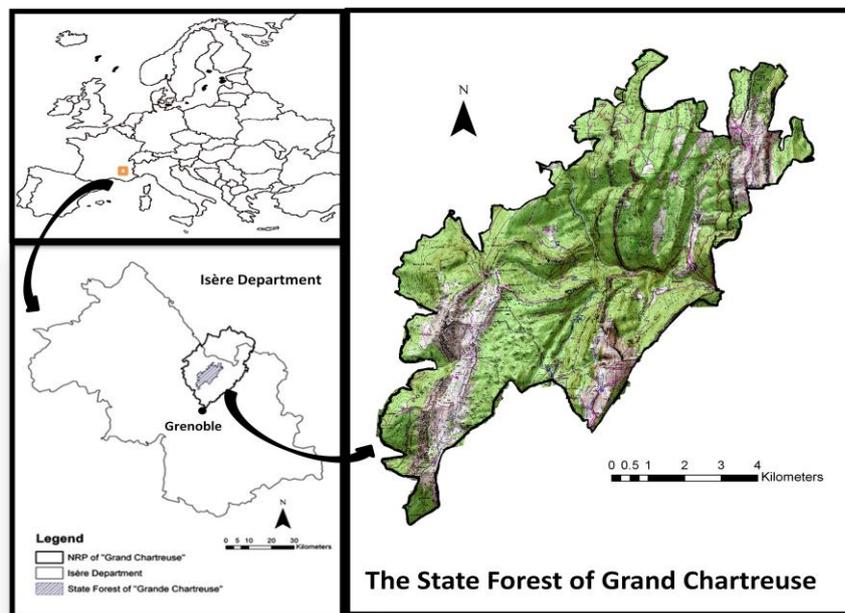


Figure1: Study area.

### ***Focal species characteristics***

Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) is spread throughout the Alps Mountains forests (Storch 2000). It is a typical forest dwelling species. Habitat loss due to modern intensive forestry practices is believed to be a decisive cause to Hazel Grouse decline (Swenson and Danielsen 1991; Storch 2000). Hazel Grouse is a highly site faithful species and it is sensitive to habitat isolation (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998); (Montadert and Léonard 2006). Habitat heterogeneity characterized by a typical stand structure, forest aisles, openings and young broadleaf stands are known to be fundamental habitat quality predictors (Swenson and Angelstam 1993; Müller et al. 2009; Longru et al. 2010; Sahlsten et al. 2010; Schäublin and Bollmann 2010). Openings are considered a critical habitat element for summer diet when Hazel Grouse forages mainly on the ground and shows a marked preference for herbs, mosses, ferns berries of some shrub species (blueberry *Vaccinium myrtillus* and raspberry

*Rubus idaeus*) (Swenson 1993; Schäublin and Bollmann 2011). Furthermore, the young feed on insects principally ants and their larvae, various beetles, moth caterpillars, etc.

### ***Species sampling data***

At relatively coarse scale, different sources confirm the presence of Hazel Grouse within the state forest of Grande Chartreuse, for example, Montadert (2007) noted that this forest (mainly coniferous and mixed forest) is attractive for Hazel Grouse. Moreover, many individual observations were done by the agents of the National Office of Forest and the Hunting National Office.

Thus, within this forest we sampled signs of evidences of Hazel Grouse occurrence along 51 random transects with an average length of  $1.23 \pm 0.4$  km. Transects consisted of a 15m wide band and were searched for all signs of evidence such as dropping, feathers, footprints and snow caves of Hazel Grouse (Cushman et al. 2011; Schäublin and Bollmann 2011). Sampling was carried out during spring 2010 when the species is most territorial (Swenson 1995). To facilitate de search of signs of evidence we sampled the area just after snow melt but before the grass growth of underbrush mask the ground. The altitudinal range of transects was 600 to 1600 m. All records were georeferenced with a GPS with an approximate accuracy of 5 m. Transects size and location were selected according to area accessibility. To avoid the risk of sampling bias, we followed in the field straight transect lines, as possible, with checkpoints fixed already on the tracks (Thomas and Taylor 1990). We detected in total 40 signs of Hazel Grouse and defined them as presence locations. In addition, because true absence data are unavailable for cryptic and rare species such as Hazel Grouse (Tamstorf et al. 2005; Barbet-Massin et al. 2012), 40 pseudo-absence location points were randomly selected within the study area.

### ***Computation of landscape metrics***

A binary background habitat map, based on aerial photography (pixel size 0.5m) of the study area, was digitized on screen to produce a vector-map for the area. This map consisted in three categories, i.e. forests, forest openings and others (including grasslands, pastures and

rocky areas). We excluded rocky and pastures lands, as they are not relevant for the species (Elith et al. 2011). Understanding of the interrelation of forest and openings within the forested landscape matrix is crucial to explain the species presence. The binary vector map was then transformed to a 5m grain raster map (Figure 2) that was used for the metrics based landscape pattern analysis.

To obtain landscape metrics, we first calculated buffers at four distances (20, 50, 100, 200 m radius) from centroid points of Hazel Grouse presences and pseudo absence locations (Figure 2). These buffer distances have been chosen because they are within the scale of movement patterns and home range sizes of the target species (Lieser et al. 1995; Mathys et al. 2006). Using the software FRAGSTATS 3.3 (McGarigal and Marks 1995), we computed for each of these buffer distances 39 landscape level metrics. The landscape structure was then analyzed at landscape level. We selected the metrics which are more commonly used in Hazel Grouse habitat selection literature (1) Area, Density, Edge metrics (2) Shape metrics (3) Contagion and interspersion (Mathys et al. 2006; Sahlsten 2007; Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2011). For the computation of the landscape metrics, the binary map (forest/openings) (5m\*5m resolution) was delineated applying the eight neighbors rule to guarantee that linear patches along the direction diagonal to the grid axes were identified as a single patch (Schindler et al., 2008). Derived landscape metrics for each buffer distance was analyzed separately and circle boundaries were not counted as edges.

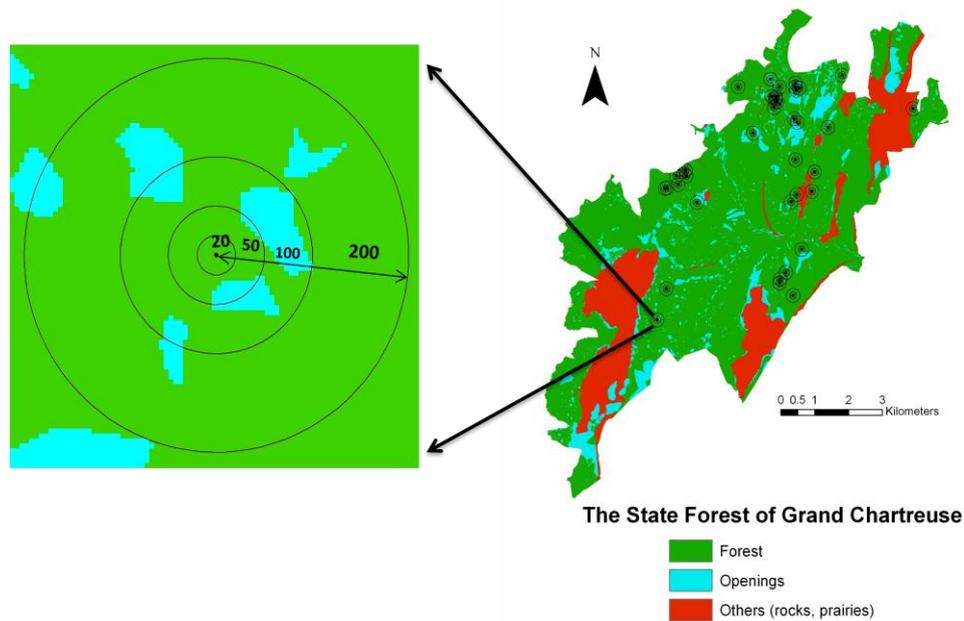


Figure2: The raster map of forest and opening derived from satellite imagery. The buffers distances of 20, 50, 100 and 200 meters of radius are shown for each of the 40 sampling presence points and 40 pseudo-absence points).

### Data analysis

Using the 200m-buffers distance values, we followed Schindler et al. (2008) to avoid multicollinearity problems in statistical analyses. To avoid this, bivariate correlations using Spearman correlation coefficients ( $> 0.9$ ), for all three groups of metrics and of the pairs of metrics. Then we performed a factor analyses (FA) applying orthogonal (varimax) rotations of the axes to account for additional variance and produce non correlated factors. We retained factors using two criteria: the shape of the scree plot and Kaiser-Guttman (eigenvalue) rule for EFA greater than 1.0. For each retained factor of all groups, the metrics with the highest absolute loading were defined as representative. We performed this data reduction procedure only for the 200m-buffer distance values, but selected the same representative metrics also for the other scales for subsequent analyses.

We tested the indicator value of all representative landscape metrics by comparing metric values for presence and pseudo-absence locations and assessing statistical differences of these two groups. Providing that our data are not normal non parametric Kolmogorov-Smirnov test ( $p < 0.10$ ) was used as a Pairwise comparisons of means. We further investigate variable selection method based on logistic regression (Hegyí and Garamszegi 2011) for defining the scale at which landscape metrics were the best predictors for Hazel Grouse presence. The penalties on stepwise selection were imposed using the Akaike's Information Criterion (AIC) in order to select the best model. All statistical tests, here, were considered significant at  $p < 0.05$ .

## **Results**

### ***Landscape indicators reduction analysis and regression models***

Spearman correlation analyses served to select a first group of 15 metrics (Table 1).

Following with factor analysis within each group that allowed the retention of seven metrics (ED, PD, LPI, SHAPE\_CV, LSI, FRAC\_CV, AI) for the three groups (Table 2). Our analyses revealed that landscape metrics can indicate Hazel Grouse occurrence toward a significant level, although their indicator values depend on the examined extent.

Landscape metrics often differ significantly between species presence and absence locations, particularly patch shape, area and texture indicators. We noted that spatial extent influence the number of landscape metrics that were significantly related to species occurrence. We remarked that the value of shape and area metrics was more important for species presence locations than pseudo-absence locations while texture metric value was less important for presence species locations independently of the extent size (Figure 3). Landscape metrics quantifying patch shape, area and texture were often good predictors as univariate models (Figure3). Nevertheless, we noted that at the extent of 200 m buffer distance, only largest patch index (LPI) present no significant difference between presence and absence locations. All other landscape indicators have a significant relation with the presence of species at large extent.

Table1: Fifteen retained landscape metrics after the correlation tests.

<b>Acronym</b>	<b>Metric name</b>	<b>Description</b>	<b>Range value</b>
<b>Area_MN</b>	patch area	Mean Size of patches	Area_MN >0 Ha
<b>AREA_CV</b>	patch area	Patch size coefficient of variation (percent)	AREA_CV ≤ 0
<b>LPI</b>	Largest Patch index	Percentage of total area occupied by largest patch	0<LPI≤ 100 Percent
<b>ED</b>	Edge density (m/ha)	Total length of edge per unit area	ED≤ 0
<b>PD</b>	Patch density (number/100 ha)	Density of patch per area	PD<0 Number per 100 ha
<b>LSI</b>	Landscape shape index	Ration of total edge to the minimum total edge	LSI>=1
<b>SHAPE_MN</b>	Mean shape index	increases with complexity of patch shapes, independent of patch size	SHAPE_MN>=1
<b>SHAPE_AM</b>	Area-weighted mean shape index		SHAPE_AM >=1
<b>SHAPE-CV</b>	coefficient of variation shape index		<b>SHAPE-CV</b> >=1
<b>FRAC-MN</b>	Mean Fractal Dimension Index	Patch shape complexity measure that approach to1 for simple shapes and 2for complex shapes	1≤ FRAC-MN≤ 2
<b>FRAC-CV</b>	Fractal Dimension Index coefficient of variation		1≤ FRAC-CV≤ 2
<b>PARA-CV</b>	Perimeter-Area Ratio (coefficient of variation)	Patch shape complexity measure that measures perimeter per area	PARA-CV>0
<b>MESH</b>	Effective MESH size		cell size ≤ MESH ≤ total landscape area
<b>AI</b>	Aggregation Index	%neighboring pixel, being the same land cover class, based on double count method	0 ≤ AI ≤ 100
<b>CONTAG</b>	Contagion index (percent)	Measure of aggregation of the land cover classes	0<CONTAG≤ 100

Table2: factor analysis retained metric for 200 buffer distance grid of landscape level (n=40 around HG presence location).

Landscape Metric	Factor	
	1	2
<b>Area Group</b>		
Eigenvalue	3.060866	1.03
% of variance explained	61.22	20.69
% of cumulative variance explained	61.22	81.91
AREA_MN 200	-0.79	0.24
AREA_CV 200	0.86	-0.01
ED 200	0.90	0.08
PD 200	0.94	0.06
LPI 200	-0.01	0.98
<b>Shape Group</b>		
Eigenvalue	2.55	1.87
% of variance explained	36.45	26.69
% of cumulative variance explained	36.45	63.13
SHAPE_AM 200	-0.09	0.90
LSI 200	-0.04	0.89
SHAPE_MN 200	0.01	0.66
SHAPE_CV 200	0.89	0.05
FRAC_MN 200	0.82	-0.07
FRAC_CV 200	0.92	-0.22
PARA_CV 200	0.05	0.04
<b>Texture Group</b>		
Eigenvalue	2.04	
% of variance explained	50.89	
% of cumulative variance explained	50.89	
AI200	0.91	
CONTAG 200	0.86	
MESH200	0.68	

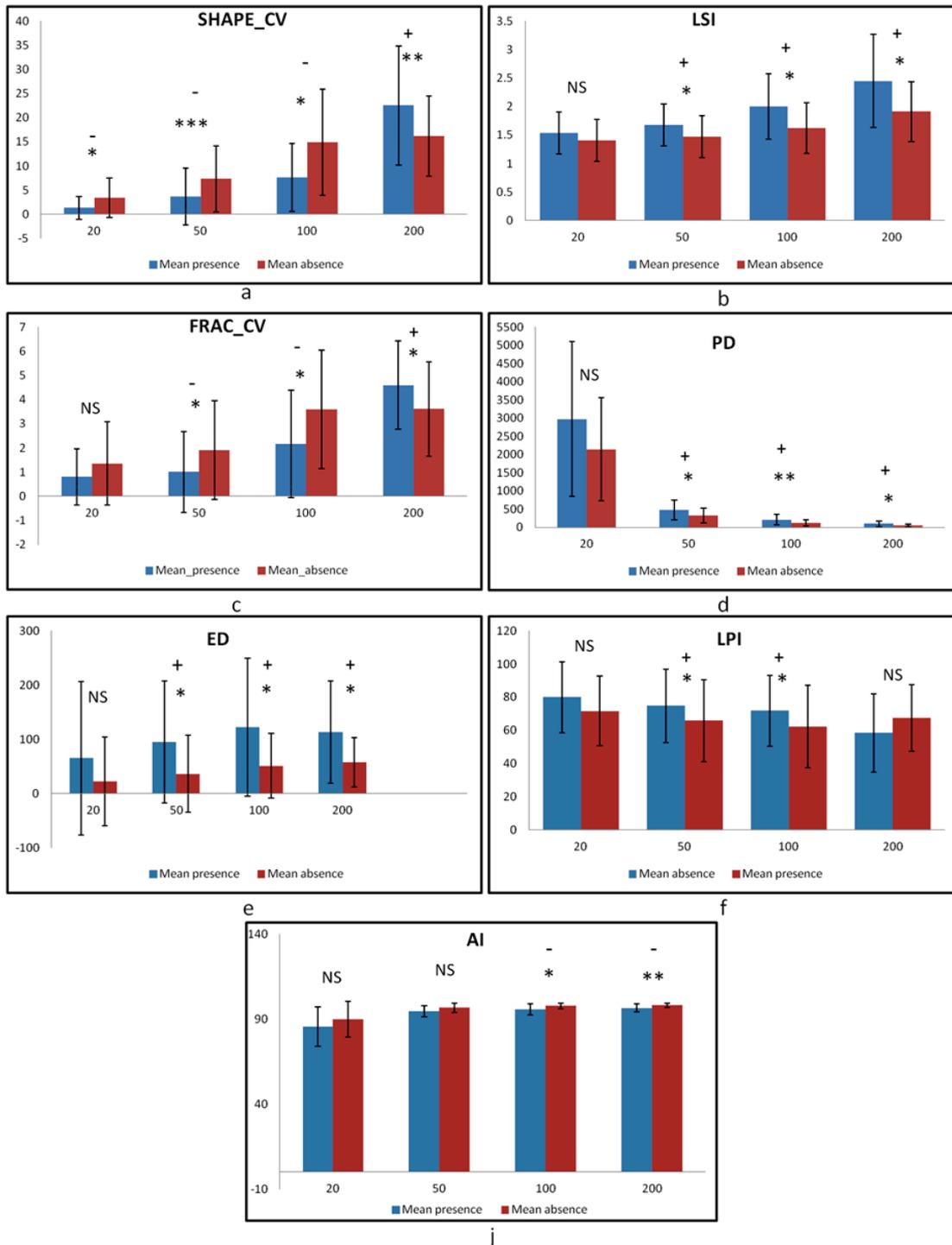


Figure3: Comparison of metric values (Mean  $\pm$  SD) for presence and absence locations (Kolmogorov-Smirnov test). ((a) Coefficient of variation of shape index, (b) Landscape shape index (c) coefficient of variation of fractal dimension (d) patch density index (e) edge density index (f) largest patch index (j) aggregation index).

Furthermore, the logistic regression analysis highlights the occurrence of species at large extent as the best model, this is significantly explained by all selected metrics at 200 m buffer distance ( $p < 0.05$ ) (Table 3). In contrast, at small extent size, metrics are hardly included in the final model and they did not yield any significant model. Exception was detected such as Shape CV which is included in the final model at 20m buffer distance ( $P = 0.01$ ) and presented a good presence probability (Table 3). The coefficient of variation of Shape index and of patch fractal dimension was strongly related to low species presence at small scales and to high species occurrence probability at large scale. They presented positive relation with species occurrence only at 200m buffer distance (Table 3). In terms of landscape texture aspect, aggregation index value was lower within presence species locations. This pattern seems to indicate fewer aggregated patches with relatively fewer adjacency relationships than at absence locations ( $p < 0.003$ ) (Table 3). Hazel Grouse presence was better indicated by all landscape metrics at 12.5 ha.

Table 3. Logistic regression model relating landscape metrics to presence of Hazel Grouse. *Metrics for all four scales were included. The best model was selected using AIC.*

Variable	Retained Extent size	Estimat.	Erreur Type	Wald Stat.	LC Inf.95. %	LC Sup.95. %	p
<b>PD</b>	200	-0.016	0.006	7.807	-0.027	-0.005	0.005**
<b>ED</b>	200	-0.011	0.004	8.166	-0.019	-0.004	0.004**
<b>LPI</b>	100	-0.02	0.01	3.94	-0.041	0	0.047*
	200	0.022	0.011	3.993	0	0.043	0.045*
<b>LSI</b>	200	-1.249	0.414	9.106	-2.06	-0.438	0.003**
<b>SHAPE_CV</b>	<b>20</b>	0.258	0.102	6.342	0.057	0.459	0.01*
	<b>100</b>	0.096	0.035	7.45	0.027	0.166	0.006**
	<b>200</b>	-0.081	0.028	8.204	-0.137	-0.026	0.004**
<b>FRAC_CV</b>	<b>20</b>	0.242	0.17	2.025	-0.091	0.574	0.1 NS
	<b>100</b>	0.244	0.106	5.337	0.037	0.451	0.021*
	<b>200</b>	-0.256	0.13	3.889	-0.51	-0.002	0.04*
<b>AI</b>	<b>200</b>	0.559	0.185	9.132	0.197	0.922	0.003**

\* indicate  $p < 0.05$  indicate significant relation, \*\* indicate  $p < 0.01$ , \*\*\* indicates  $p < 0.001$

## Discussion

To understand Hazel Grouse habitat characteristics and therefore predict its occurrence at the appropriate scale, the quantification of landscape patterns was proven useful. We proposed a simple and repeatable method that requires relatively low data inputs: calculating basic spatial index of landscape heterogeneity and configuration.

### *Landscape metrics as indicators of Hazel Grouse occurrence*

Landscape metrics were used to determine the landscape structure and composition preferences of Hazel Grouse species. The revealed landscape patterns were proven useful towards the understanding of landscape structure as a driving force for Hazel Grouse habitat characteristics. This knowledge, can served to provide management decision measures in similar mosaic landscapes. Openings represent distinct micro habitats that differ in vegetation structure from the understory of surrounding forest. These microclimatic conditions within gaps are function of opening density, patch shape and aggregation of patches which characterize the area landscape structure. Our results confirm that a high Hazel Grouse occurrence probability is related to a surrounding landscape characterized by high shape complexity, high patch density and low aggregation value. Patch shape index were particularly good indicators for Hazel Grouse presence at different scales. At small landscape extent, our results show that the Hazel Grouse occurrence was characterized rather by a low landscape patch complexity, while at large extent, landscape shape complexity but also patch density and edge density related with high presence probability.

The positive relation of the coefficient of variation of perimeter-area ratio index (FRAC-CV ) and of shape index (shape\_CV) to the occurrence of Hazel Grouse only at 200 m buffer distance can be explained by greater distances that will increase the probability of having a higher variability in patch shape with enough patch size. On the other hand, it must be noted that a high variation of patch complexity within a small extent size could increase the fragmentation effect and the predation risk on this vulnerable bird (Radford and Bennett 2004; Yamaura et al. 2008). This indicates that area with enough size and relative complex

shape are more appropriate for the focal species. Consequently, variation of patch shape direction affects Hazel Grouse up to a threshold at which the area becomes large enough to sustain a population regardless of the edge area shape. These results are in agreement with Sahlsten (2007), that confirmed the importance of perimeter-area ratio for Hazel Grouse suitable habitat. Patches need to be large enough to encompass a forest area for the maintenance of the species and small patches need to be shaped with minimum amount of perimeter-length. Moreover, Sahlsten et al (2010) found that perimeter-area patch measures combined with patch capacity to sustain a meta-population could be an important measure as a surrogate population dynamics estimations.

These findings can be expected according to the habitat heterogeneity hypothesis (McArthur and Wilson 1967; Fahrig et al. 2011). Hazel Grouse presence is known to be related to spatial habitat heterogeneity (Mathys et al. 2006; Öhman et al. 2011; Schäublin and Bollmann 2011). This landscape indicator, as in many landscapes, is highly correlated with indices of patch type diversity and dominance (Riitters et al. 1995) and they may be an effective surrogate for important components and heterogeneity of pattern (McGarigal and Marks 1995; Riitters et al. 1996). According to Schindler et al (2008; 2012) landscape metrics function in tandem with relevant indicators of biodiversity and provide a set of good surrogates for an understanding of landscape diversity.

We conclude that the heterogeneous landscapes, introduced by relatively small and no aggregated opening patches with a complex shape with enough area, could have significant positive effect on Hazel Grouse occurrence and provide a variety of breeding and foraging areas in close proximity for Hazel Grouse. Spatial heterogeneity is hypothesized as one of the major drivers of biological conservation (Torras et al. 2008; Kati et al. 2010; Fahrig et al. 2011) and it can be considered at different spatial scales using different approaches and indicators variables (Turner et al. 1989; Cain et al. 1997; Schindler et al. 2012).

### ***Effect of scale***

Studies that measured landscape variables within buffers around focal species patch have a higher probability of detecting a response to landscape level than by calculating Euclidean distances or connectivity of the focal patches (Bender et al. 2003; Tischendorf et al. 2003). The effects of landscape structure on species occurrence depend on the spatial scale (Wiens 1989; Wu et al. 2000; Seoane and Baudry 2002; Wu 2004). A multiple buffer distance analysis allowed us to detect a significant response of target species to landscape level variables and to determine the most influential spatial extent on Hazel Grouse distribution, since no variable was constantly significant across all landscape extents. We remarked a significant response of Hazel Grouse to landscape context at more than one spatial extent for certain metrics. Therefore, Hazel Grouse response differently to spatial heterogeneity at different extent sizes. This finding is in agreement the results of Cushman et al (2008) and Schindler et al (2012) for others taxa.

All of metrics (heterogeneity indicators) performed particularly well at the largest buffer distance. However, the threshold between 100-200m buffer distance (extent of 3.14 and 12.5 ha) does not necessarily imply that the animal covers such large home range, but rather that the landscape structure surrounding the sampling presence can affect the meta-population dynamics see (Sahlsten 2007; Sahlsten et al. 2010). A possible reason for these complex distribution statistics is that a large buffer distance is needed for their effects to become noticeable. However, the good performance of all metrics at this distance (12.5 ha) implies that these distances contain a representative sample of patches for Hazel Grouse (reflect species spatial requirements) and as well as a pertinent scale modeling of its habitat for conservation seeks. We conclude that Hazel Grouse occurrence is not influenced by small scale variables but rather by measurements of stand heterogeneity /variability at more large scale, it is in agreement with (Schäublin and Bollmann 2011). We recommend here wider range scale research in order to understand better the scale dependence of spatial patterns in relation with species perception.

### ***Landscape cooperative management and perspective***

Within an original history of the study area, both natural succession and anthropogenic management have acted in different ways during the last 50 years, creating an increasingly homogenous and forested landscape in Regional Natural Park of Chartreuse where our study was carried out. This trend leads to questions about the homogenization of landscape by the disappearing of opening patterns which will decrease landscape heterogeneity as well as local biodiversity. As conservation measure of Hazel Grouse habitat safeguarding and maintenance of the forest heterogeneity, maintenance of forest openings in an appropriate buffer zone have been suggested (Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009; Longru et al. 2010; Öhman et al. 2011; Schäublin and Bollmann 2011). Our results support above measures, as landscape heterogeneity indicated high Hazel Grouse occurrence probability.

In the current study, we provide some insights of how to combine the Hazel Grouse existence and forest management planning in such mountain area with the aim of achieving suitable habitat. Some forest management activities can be used to create suitable landscape pattern (e.g. heterogeneous forest patches) (Franklin and Forman 1987; Baskent and Jordan 1996). The absence of fragmentation aspect in our study area is a primary motivation for using opening (perforation) for management conservation planning. For increasingly heterogeneous forest, we proposed the creation and restoration of small forest openings by controlled logging and the promotion of traditional land uses such as extensive agriculture and low intensity livestock grazing should show a positive effect on Hazel Grouse suitable habitat and also on the forest biodiversity in general. The number, size and arrangement of opening patches in the landscape mosaic strongly influence the degree at which management objectives are fulfilled. The optimal level of heterogeneity can hardly be determined as it depends on species density and biology (Radford and Bennett 2004). Therefore, special attention should be paid to the thresholds above which the effects of heterogeneity become negative (Fahrig et al. 2011). We confirm the importance of landscape monitoring into forest management to evaluate the effect of forest management on landscape and species. Landscape level metrics related to patch density, aggregation

index and shape density could be applied as indicators of Hazel Grouse habitat suitability for forest management plans that considered the conservation of biodiversity.

## **Conclusion**

A less aggregated landscape is more pertinent for the target species. Landscape metrics (aspects) could serve as indicators of landscape heterogeneity which are the main driver of Hazel Grouse occurrence and they could serve as surrogates for biodiversity assessments to monitor the success of management practice to sustain biodiversity. Hence, it is important to find the degree to which landscape patterns can be managed to sustain multiple ecosystem services in the face of many changing drivers. Understanding the spatial patterns of ecosystem services, identifying when and how spatial heterogeneity can enhance ecosystems service production (biodiversity), and spatially targeting management interventions are considered as main contributions of landscape ecology (Turner et al. 2012). Thus, our results allow assuming a new approach on how to better acknowledge the landscape structure in assessments of provision of potential of ecosystem services of landscapes, in particular at the level of land-users and in terms of ways for a better implementation of structural aspects, i.e. spatio-temporal patterns, of specific land-use types.

Our key finding is that species presence can be well indicated by several landscape level metrics. Scale has an influence on the indicator value of the metrics, which is generally better at larger extents (200m radius) of surrounding landscape. Species biology and ecology influence largely the scale effect (dispersion capability), species of high mobility seem to be affected by wider extent of landscape. Hazel Grouse dispersion capacity depends on the type of landscape matrix and related habitat quality (Åberg et al. 2000; Montadert and Léonard 2006). Dispersion seems to be more important in the light of indicators tested at different buffers distances, where the habitat is surrounded by open area (Åberg et al. 1995; Montadert and Klaus 2011; Kajtoch et al. 2012). Our results could be valid for most part of French sub Alps, while, the state forest of Grande Chartreuse is an area where efforts could

be directed towards regional conservation planning using opening importance indicators. Furthermore, in this work we support the idea that social and political measures e.g. against definitive land abandonment (absence agro-pasture activities) could help maintain the biodiversity, if they are targeted thoroughly (Wrbka et al. 2008).

## References

Åberg, J., G. Jansson, J. Swenson, E. and P. Angelstam (1995). "The effect of matrix on the occurrence of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments." *Oecologia* 103: 265-269.

Åberg, J., J. Swenson, E. and H. Andrén (2000). "The dynamics of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments." *NRC* 78: 352–358.

Addicott, J., F., J. M. Aho, M. Antolin, F., D. K. Padilla, J. Richardson, S. and D. Soluk, A. (1987). "Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns." *Oikos* 49(3): 340-346.

Barbet-Massin, M., F. Jiguet, C. Albert, H. and W. Thuiller (2012). "Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?" *Methods in Ecology and Evolution* 3(2): 327-338.

Baskent, E. Z. and G. A. Jordan (1996). "Designing forest management to control spatial structure of landscapes." *Landscape and Urban Planning* 34(1): 55-74.

Bender, D. J., L. Tischendorf and L. Fahrig (2003). "Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes." *Landscape Ecology* 18(1): 17-39.

Bennett, E., M., G. Gunning, S. and G. Peterson, D. (2005). *A systems model approach to determining resilience surrogates for case studies : Surrogates for resilience of social-ecological systems*. New York, NY, ETATS-UNIS, Springer.

Breton, V. and S. Vanpeene (2008). Consequence de la pression urbaine sur l'organisation des paysages- Cas du massif de la Chartreuse. Ingénieries-E A T. Grenoble, Cemagref. N°54: 14 p.

Brossier, J. (1954). "massif de la Chartreuse: notice descriptive." Eaux et Forêt.

Cain, D., H., K. Riitters, H. and K. Orvis (1997). "A multi-scale analysis of landscape statistics." Landscape Ecology 12: 199-212.

Chevallier, P. and M. Couailhac, J. (1983). L'administration des eaux et forêts dans le département de l'Isère au XIXe siècle: sauvegarde et reconstitution du patrimoine, Université des sciences sociales de Grenoble: 99p.

Cumming, G. (2011). "Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability." Landscape Ecology 26(7): 899-909.

Cushman, S., A., M. Raphael, G., L. Ruggiero, F., A. Shirk, S., T. Wasserman, N. and E. O'doherty, C. (2011). "Limiting factors and landscape connectivity: the American marten in the Rocky Mountains." Landscape ecology 26(8): 1137-1149.

Cushman, S. A., K. McGarigal and M. C. Neel (2008). "Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency." Ecological Indicators 8(5): 691-703.

Davidson, C. (1998). "Issues in measuring landscape fragmentation." Wildlife Society Bulletin 26(1): 32-37.

Dormann, C., F., O. Schweiger, I. Augenstein, D. Bailey, R. Billeter, G. De Blust, R. DeFilippi, M. Frenzel, F. Hendrickx, F. Herzog, S. Klotz, J. Liira, J. Maelfait, T. Schmidt, M. Speelmans, W. Van Wingerden, K, R, E. and M. Zobel (2007). "Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities." Global Ecology and Biogeography 16(6): 774-787.

Elith, J., S. Phillips, J., T. Hastie, M. Dudík, Y. Chee, En. and C. Yates, J. (2011). "A statistical explanation of MaxEnt for ecologists." *Diversity and Distributions* 17(1): 43-57.

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487-515.

Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F. Burel, G., T. Crist, O., R. Fuller, J., C. Sirami, G. Siriwardena, M. and J. Martin, L. (2011). "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes." *Ecology Letters* 14(2): 101-112.

Feest, A., T. Aldred, D. and K. Jedamzik (2010). "Biodiversity quality: A paradigm for biodiversity." *Ecological Indicators* 10(6): 1077-1082.

Forman, R., T, T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. New York, Cambridge University Press.

Franklin, J., F. and R. Forman, T, T. (1987). "Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles." *Landscape Ecology* 1: 5-18.

Gardet, P., J. Bailly and F. Sube (2009). PROJET DE REINTRODUCTION DU BOUQUETIN DES ALPES DANS LA RESERVE NATURELLE NATIONALE DES HAUTS DE CHARTREUSE. Parc naturel régional de Chartreuse.

Gustafson, E., J. (1998). "Quantifying Landscape spatial Pattern: What Is the State of the Art?" *Ecosystems* 1: 143-156.

Gustafson, E., J. and G. Parker, R. (1992). "Relation between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern." *Landscape Ecology* 7: 101-110.

Gustafson, E. J. and R. H. Gardner (1996). "The Effect of Landscape Heterogeneity on the Probability of Patch Colonization." *Ecology* 77(1): 94-107.

Hargis, C., D., J. Bissonette, A. and J. Davaid, L. (1998). "The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation." *Landscape Ecology* 13: 167-186.

Hegy, G. and L. Garamszegi, Z. (2011). "Using information theory as a substitute for stepwise regression in ecology and behavior." *Behav Ecol Sociobiol* 65: 69-76.

IMBC (2008). *Biodiversity Conservation and Management for Enhanced Ecosystem Services: Responding to the Challenges of Global Change*. International Mountain Biodiversity Conference 92pp.

Jansson, G., P. Angelstam, J. Aberg and J. Swenson, E. (2004). "Management targets for the conservation of Hazel Grouse in boreal landscape." *Ecol. Bull* 51: 259-264.

Kajtoch, L., M. Zmihorski and Z. Bonczar (2012). "Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality." *European Journal of Forest Research*: 1-13.

Kati, V., K. Poirazidis, M. Dufre, J. Halley, M., G. Korakis, S. Schindler and P. Dimopoulos (2010). *Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece*. Heidelberg, ALLEMAGNE, Springer.

Kati, V., K. Poirazidis, M. Dufre, J. Halley, G. Korakis, S. Schindler and P. Dimopoulos (2010). "Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece." *Biodiversity and Conservation* 19(6): 1585-1597.

Li, H. and J. Wu (2004). "Use and misuse of landscape indices." *Landscape Ecology* 19: 389-399.

Lieser, M., D. Einfeld and S. Mann (1995). "Evaluation of Hazel Grouse habitat in the Black Forest (southern Germany) and implications for habitat management." *The International Grouse Symposium*. : 106-110.

Lindenmayer, D., B., R. Cunningham, B., C. Donnelly, F. and R. Lesslie (2002). On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. Kidlington, ROYAUME-UNI, Elsevier.

Longru, J., H. He, S., Z. Yufei, B. Rencang and S. Keping (2010). "Assessing the effects of management alternatives on habitat suitability in a forested landscape of Northeastern China." *Environmental Management* 45(5): 1191-1200.

Mathys, L., N. Zimmermann, E., N. Zibindes and W. Suter (2006). "Identifying habitat suitability for Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) at the landscape scale." *Wildl. Biol* 12: 357-366.

Mazerolle, M., J. and M. Villard (1999.). "Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance : a review." *Ecoscience* 6: 117-124.

McArthur, R., H. and E. Wilson, O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*, Princeto.

McGarigal, K. and S. Cushman (2002). "Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effects." *Ecological Applications* 12(2): 335-345.

McGarigal, K. and B. Marks, J. (1995). *Fragstats - Spatial Pattern Analyseis Program for Qauntifying Lanscape Structure*. In: General Technical Report RN:351. U.S. Forest Service, Portland, OR, USA

Meyer, J., S. and L. Irwin, L. (1998). " Influence of habitat abundance and fragmentation on the Northern Spotted Owls in Western Oregon." *Wildlife Monographs* 139: 1-51.

Montadert, M. (2007). *Distribution géographique des habitats forestiers potentiels pour la Gélinoite des bois en Isère. Analyse des résultats d'une enquête de présence organisée par la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Isère*: 32 p.

Montadert, M. and S. Klaus (2011). "Hazel Grouse in open landscapes." Newsletter of theWPA/BirdLife/Species Survival Commission Grouse Specialist Group(41): 13-20.

Montadert, M. and P. Léonard (2006). "Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps." 148: 1-13.

Müller, D., B. Schröder and J. Müller (2009). "Modelling habitat selection of cryptic Hazel Grouse *Bonasa Bonasia* in montane forest." Journal Ornithology 6: 20p.

Musacchio, L. (2009). "The scientific basis of design for landscape sustainability: a conceptual framework for translational landscape research and practice of designed landscapes and the six Es of landscape sustainability." Landscape Ecology 24: 993-1013.

Neel, M., C., K. McGarigal and S. Cushman, A. (2004). "Behavior of classe-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area." Landscape Ecology 19: 435-445.

O'Neill, R. V., K. H. Riitters, J. D. Wickham and K. B. Jones (1999). "Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment." Ecosystem Health 5(4): 225-233.

Öhman, K., L. Edenius and G. MikusiÅ„ski (2011). "Optimizing spatial habitat suitability and timber revenue in long-term forest planning." Canadian Journal of Forest Research 41(3): 543-551.

Pascuale-Hortal, L. and S. Saura (2006). "Comparaison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towerds the prirization of habitat patches and corridors for conservation." Landscape Ecology 21: 959-967.

Prugh, L., R., K. Hodges, E., A. Sinclair, R, E. and J. Brashares, S. (2008). " Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations." Proceedings of the National Academy of Sciences USA 105: 20770-20775.

Radford, J., Q. and A. Bennett, F. (2004). "Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia." *Biological Conservation* 117: 375-391.

Rhim, S. (2006). "Home range and habitat selection of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in a temperate forest in south Korea." *Forest Ecology and Management* 226: 22-25.

Riitters, K., H., R. O'Neill, V., J. Wickham, D. and K. B. Jones (1996). "A note on contagion indices for landscape analysis." *Landscape Ecology* 11(4): 197-202.

Riitters, K., P. Vogt, P. Soille and C. Estreguil (2009). "Landscape patterns from mathematical morphology on maps with contagion." *Landscape Ecology* 24(5): 699-709.

Riitters, K. H., R. V. O'Neill, C. T. Hunsaker, J. D. Wickham, D. H. Yankee, S. P. Timmins, K. B. Jones and B. L. Jackson (1995). "A factor analysis of landscape pattern and structure metrics." *Landscape Ecology* 10(1): 23-39.

Rolstad, J. (1991). "Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence." *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1-2): 149-163.

Saari, L., J. Aberg and J. Swenson, E. (1998). "Factors Influencing the Dynamics of Occurrence of the Hazel Grouse in Fine-Grained managed Landscape." *Conservation Biology* 12: 586-592.

Sahlsten, J. (2007). "Impact of Geographical and Environmental Structure on Habitat Choice, Metapopulation Dynamic and Genetic Structure for Hazel Grouse (*Bonasa Bonasia*)." *Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 314: 40pp.

Sahlsten, J., F. Wickström and J. Höglund (2010). "Hazel Grouse *Bonasa bonasia* population dynamics in a fragmented landscape: A metapopulation approach." *Wildlife Biology* 16(1): 35-46.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs and C. R. Margules (1991). "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review." *Conservation Biology* 5(1): 18-32.

Schäublin, S. and K. Bollmann (2010). "Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests." *Journal of Ornithology*: 1-14.

Schäublin, S. and K. Bollmann (2011). "Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests." *Journal of Ornithology* 152: 179-192.

Schindler, S., K. Poirazidis and T. Wrška (2008). "Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece." *Ecological Indicators* 8(5): 502-514.

Schindler, S., H. Von Wehrden, K. Poirazidis, T. Wrška and V. Kati (2012). "Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates." *Ecological Indicators*: In Press.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.1004.1012>.

Schumaker, N. H. (1996). "Using Landscape Indices to Predict Habitat Connectivity." *Ecology* 77(4): 1210-1225.

Seoane, S., S. and J. Baudry (2002). "Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception." *Ecography* 25(4): 499-511.

Storch, I. (2000). "Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview." *Wildlife Biology* 6: 195-204.

Strayer, D., L., H. Ewing, A. and S. Bigelow (2003). "What kind of spatial and temporal details are required in models of heterogeneous systems?" *Oikos* 102(3): 654-662.

Swenson, J., E. (1993). "The Importance of Alder to Hazel Grouse in Fennoscandian Boreal Forest: Evidence from Four Levels of Scale." *Ecography* 16: 37-46.

Swenson, J., E. (1995). "The habitat requirements of Hazel Grouse." *Proceedings on the international symposium on Grouse* 6: 155-159.

Swenson, J., E. and P. Angelstam (1993). "Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession." *Canadian Journal of Zoology* 7: 1303–1310.

Swenson, J., E. and J. Danielsen (1991). "Status and conservation of Hazel Grouse in Europe." *Ornis Scandinavica* 22: 297-298.

Tamstorf, M., P., P. r. Aastrup and L. Cuyler, C. (2005). "Modelling critical caribou summer ranges in West Greenland." *Polar Biology* 28(9): 714-724.

Thomas, D., L. and E. Taylor, J. (1990). "Study Designs and tests For Comparing Ressource use and availability." *Journal Wildlife Management* 2: 322-330.

Tischendorf, L., D. Bender, J. and L. Fahrig (2003). *Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers*. Dordrecht, PAYS-BAS, Springer.

Torras, O., A. Gil-Tena and S. Saura (2008). "How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context?" *Biodiversity and Conservation* 17(5): 1227-1240.

Turner, M., D. Donato and W. Romme (2012). "Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research." *Landscape Ecology*: 1-17.

Turner, M., G., V. Dale, H, and R. Gardner, H . (1989a). "Predicting across scales: Theory development and testing." *Landscape Ecology* 3: 245-252.

Turner, M., G., R. Gardner, H. and R. O'Neill, V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*, Springer-Verlag, USA, New York.

Turner, M., G., R. Gardner, H., V. Dale, H. and R. O'Neill, V. (1989). "Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes." *Oikos* 55(1): 121-129.

Turner, M. G. (1989). "Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process." *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.

Uuemaa, E., M. Antrop, J. Roosaare, R. Marja and Ü. Mander (2009). "Landscape metrics and indices : an overview of their use in landscape research." *Living reviews in landscape research* 3(1): 1-28.

Vos, C., C., J. Verboom, P. Opdam, F. M. and C. Ter Braak, J. F. (2001). "Toward Ecologically Scaled Landscape Indices." *The American Naturalist* 158: 24-41.

Walz, U. (2011). "Landscape structure, landscape metrics and biodiversity." *Living reviews in landscape research*. 5, 3 <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-2013>.

Westphal, M., I., S. Field, A., A. Tyre, J., D. Paton and H. Possingham, P. (2003). "Effects of landscape pattern on bird species distribution in the Mt. Lofty Ranges, South Australia." *Landscape Ecology* 18(4): 413-426.

Wiens, J. A. (1989). "Spatial Scaling in Ecology." *Functional Ecology* 3(4): 385-397.

Wrbka, T., S. Schindler, M. Pollheimer, I. Schmitzberger and J. Peterseil (2008). "Impact of the Austrian Agri-environmental scheme on diversity of landscapes, plants and birds." *Community Ecology* 9: 217-227.

Wu, J. (2004). "Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations." *Landscape Ecology* 19(2): 125-138.

Wu, J., D. Jelinski, E. M. Luck and P. Tueller, T. (2000). "Multiscale Analysis of Landscape Heterogeneity: Scale Variance and Pattern Metrics." *Annals of GIS* 6: 6-19.

Wu, J., W. Shen, W. Sun and P. Tueller, T. (2002). "Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics." *Landscape Ecology* 17(8): 761-782.

Yamaura, Y., T. Kawahara, S. Iida and K. Ozaki (2008). "Relative Importance of the Area and Shape of Patches to the Diversity of Multiple Taxa." *Conservation Biology* 22(6): 1513-1522.



***2.2. Article 2: Critical species threshold values in response to landscape structure and habitat assessment***

**Walaa Adra, Philippe Delcros & Sandra Luque**

*In preparation for Landscape Ecology*



# Critical species threshold values in response to landscape structure and habitat assessment

<sup>1</sup>W. Adra, <sup>1</sup>P. Delcros and <sup>1</sup>S. Luque

<sup>1</sup> IRSTEA, UR EMGR, National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture, France 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France

## Abstract

Landscape metrics are widely used to explore the spatial heterogeneity of landscapes that influence several species distribution. Few empirical researches have comparatively examined their indicator value for certain species occurrence at several scales. Within the framework of this study we test hypothesis concerning the best scale at which Hazel Grouse respond to the landscape structure. Taking a French sub-Alps forest landscape – as a case study area- we explored the performance of five landscape level metrics known as indicators for Hazel Grouse species occurrence within areas of different buffers extents. Our aim was to evaluate significant relations between these metrics and species occurrence and to assess the effects of the extent of the considered landscape on their performance. The coefficient of variation of landscape metrics was computed at each scale (large range of extent size). Analysis of simple regression was then used to determine the sensitivity of each landscape metrics to changing scale. Our results showed that spatial scale affected the performance of the metrics, since Hazel Grouse occurrence was usually better predicted at relatively smaller extents of surrounding landscape. The variance of Hazel Grouse scale response decreased with an increase in size of the analysis units. For most indicators, an inflection point was seen at about 6 ha of extent size, a sufficient surface that characterize spatial species requirement. The revealed landscape size for Hazel Grouse species will be useful to understand landscape structure as a driver and to improve forest and landscape

management decisions at the appropriate scale in the Alps landscape and other forest mosaics.

**Keywords:** Hazel Grouse, Landscape structure; scale; spatial extent, Hazel Grouse, management decision

## Introduction

Landscape pattern analysis is somehow the landmark in landscape ecological research, in particular to support rapid assessment methods and diagnostic tools to support conservation and adaptive management practices (O'Neill et al. 1988a; Turner 1989; Gustafson 1998; O'Neill et al. 1999; Luque and Vainikainen 2008). Quantifying landscape pattern is essential to wards the understanding and inferences in relation to ecological processes (Turner 1989; Forman 1995; Gustafson 1998). Landscape metrics have been largely used for different applications such as to measure the impact of land use change on landscapes (McGarigal et al. 2001; Antwi et al. 2008), to evaluate forest management from the perspective of landscape structure (Seoane and Baudry 2002; Schindler et al. 2008) to get insights on spatial heterogeneity among different landscapes (O'Neill et al. 1988a; Corry and Laforteza 2007). Landscape metrics are more informative and capable of interpretation for biodiversity assessments (Feest et al. 2010) than simple numbers, as spatial patterns vary in quality (Neel et al. 2004), to provide comparative trends for different situations. Furthermore, landscape structure metrics are widely used as indicators for modelling species distribution, abundance and density (Schumaker 1996; Fauth et al. 2000; Stephens et al. 2004; Thornton et al. 2010). In all, multi-scale investigations of species-environment relationships are an important tool in ecological research. The scale at which independent and dependent variables are measured, and how they are coded for analysis, can strongly influence the relationships that are discovered. However, little is known in terms of the relationships between an organism's home range and its regional distribution. We know by now that the optimal scale depends on the process of interest and the purpose of the

analysis (Wiens 1989; Elith and Leathwick 2009), but how exactly we define at the end this “optimum” that can be then provide insights and understanding that can be translated into planning.

Scale has been defined as an interaction of grain and extent (Wiens 1989; Turner et al. 1989a; Huston 2002), where grain relates to the resolution level and extent relates to the largest entities that can be detected in the data (by organisms) (Turner et al. 1989a). Eventually, no question in spatial ecology and in landscape ecology can be answered without referring explicitly to scale components (i.e. grain, extent) at which data are measured or analysed (Wiens 1989; Wiens 2002). The interaction between scales is a core concept in understanding ecological systems, in particular for conservation planning purposes. Processes at different scales are interdependent, as changes at one level have impact on other levels. Hierarchy theory predicts that ecological systems are organized as a cascade of nested subsystems, all contributing to their total functioning. According to this principle, ecosystem networks can be considered as hierarchically structured systems. The dynamics of biodiversity in such systems are best understood by looking at them from the perspective of representative species living in them (Opdam et al. 2003). In such a way, conducting habitat research on a single scale can lead to unreliable predictions of ecological process under investigations because some patterns appear on a particular scale and not on another (Wiens 1989; McGarigal et al. 2005 ). Hence, the status of some species depends on the spatial scale of interest, some species appear to be on decline at a given geographic area while remaining relatively constant at other scales of spatial occurrence (Pechmann and Wilbur 1994). It has been proved that habitat selection and the relationship between species and landscape structure (Johnson 1980; Wiens 1989; Grand and Cushman 2004) vary according to scale at which they are investigated. Many studies have shown the importance to evaluate the habitat selection at several scales (Wu et al. 2000; McGarigal et al. 2005 ). Scale effects have been increasingly studied using landscape metrics (indices) in landscape ecology and associated disciplines in the past two decades (Turner et al. 1989b; O'Neill et al. 1996; Wu et al. 2000; Schindler et al. 2012), with special attention to scale responses to

species (Li and Reynolds 1994; Seoane and Baudry 2002; McGarigal et al. 2005 ; Cushman and McGarigal 2008).

As aforementioned, the knowledge of the pertinent scale at which species interact with landscape structure (*Organism-centered perspective*) is absolutely necessary to determine adequate guidelines for landscape management and habitat mapping (Huston 2002; Seoane and Baudry 2002; Trani 2002). Therefore, species distribution models –SDMs– (Tobalsk 2002; Guisan and Thuiller 2005; Guisan et al. 2007; Franklin 2009) must account for scale dependence issues taking into account the critical landscape perception of the phenomenon or organism under study to achieve a proper representation of the ecological phenomenon (Seoane and Baudry 2002; McGarigal et al. 2005 ). The scale at which the behavioural relationship between landscape structure and habitat selection operates is species dependent, and only multiscale analyses of landscape structure can identify the appropriate scale (Baudry and Burel 1997.) Within this framework we consider in this study that it is more ecologically meaningful to define the scale from the perspective of the organism in order to provide evidence of appropriate scales for analysis that can be translated into conservation planning.

In this work, we focused on Hazel Grouse species (*Tetrastes bonasia*) appropriate scale (extent) at which the behavioural relationship between landscape structure and species habitat selection operates in the Regional Park of Chartreuse in the sub-French Alps, where several degrees of conservation are applied (natural areas of ecological, floristic and faunistic interest, site Natura 2000). We quantified landscape metrics considered as potential predictors across a broad range of scales (extents) in order to find which is the best scale at which the target species seems to be more responsive to landscape structure indicators. Our hypothesis is that the relation between landscape characteristics and Hazel Grouse presence is significant, but not at all and every spatial scale considered. Thus a multiscale perspective is needed to obtain a holistic view of Hazel Grouse species status. The aim of this study is to gain evidential knowledge on the effects of scale in relation to landscape predictors and Hazel Grouse occurrence. Eventually, the approach can be used to consider the “optimum” threshold to study species-landscape structure relationships in the French sub-Alps within a complex forest matrix.

# Material and methods

## Study area

We conducted our study in the Regional Natural Park of Chartreuse, dominated by forest and located in the French sub-Alps. The forestland is an anchor in the heart of a Regional Natural Park (Chartreuse) with arising objectives of sustainable development, including a Natura 2000 site. Nevertheless, the area is located in the middle of an axe between Grenoble and Chambéry, two important urban centers in the Alps facing an accelerating suburban sprawl. Following the objectives of the Habitat Directive, a sustainable forest management is within the agenda of the Park, in tandem with a participatory approach launched with local actors. In this regard, there are regional interests to develop appropriate legislative, financial and contractual instruments towards a better implementation of conservation actions. Our work was confined to the State Forest of Grande Chartreuse within an area of 6637 ha (Figure 1).

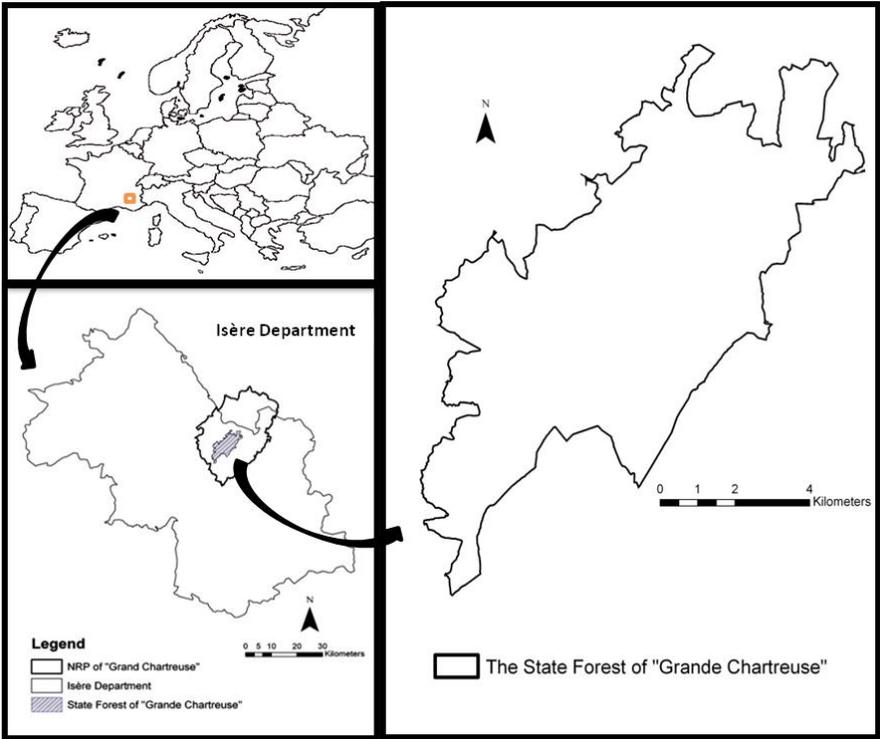


Figure 1: study area

The landscape in our study site is defined by the forest cover, pastures, rocky crests and valleys (Audrey 2001), (rocks and prairie sectors are excluded from our analysis) because they are not relevant for the focal species. The forest is mostly coniferous, the dominant tree species are Fir (*Abies alba*), Spruce (*Picea abies*) and Birch (*Fagus sylvatica*). It is managed by the National Forest office (NFO) in France/Isere department in charge of public forests management in France. The altitudinal gradient ranges between environ 400 and 2,000m. The Chartreuse forest is recognized for its significant flora and fauna unique characteristics, it has been selected as a reintroduction area for biodiversity (Gardet et al. 2009). In particular an adaptive management that can respond to increasing economic demands while still planning for conservation objectives is possible. To provide insights towards a rapid assessment of biodiversity and also toward these balanced conservation objectives in such complex mountain area, we used Hazel Grouse as key indicator species of Alpine ecosystems (Storch 2007).

### ***Target species***

The Hazel Grouse (*Tetrastes Bonasia*) is one of the species hosted in this forest providing one of the most important reserves in central Europe that holds the population. However, grouse population is endangered in central and western Europe (Swenson and Danielsen 1991; Storch 2000; Storch 2007); and Hazel Grouse is classed on the IUCN 2010 Red List "Concern List". The Hazel Grouse is a highly faithful species, sedentary (adult), secretive and notoriously difficult to census (Sachot et al. 2003). It is known as forest-dwelling bird species and shows diverging specific requirements in terms of structure and composition that are in most cases best met by semi-natural forest with well developed shrub layers, with occasional small gaps (food and security sources) (Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2011). The juveniles of Hazel Grouse feed mainly on insects which are more available in a forest with characteristic patterns of openings. However, open areas are avoided because of high predation risk (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Montadert and Klaus 2011) Thus, habitat heterogeneity characterized by typical landscape structure metrics is known to be key habitat quality indicators. Habitat loss due to new forest management practices is believed to be a decisive cause of Hazel Grouse decline (Swenson

and Danielsen 1991; Storch 2000; Storch 2002; Jansson et al. 2004). In all, Grouse species are promoted for conservation of ecosystems and biodiversity as they had been proposed as indicators of the health of the ecosystems they inhabit (Jansson et al. 2004; Storch 2007). Enhancing Hazel Grouse habitat should be beneficial to many other forest dependant organisms such as capercaillie (*Tetrao urogallus*) (Suter et al. 2002; Sachot et al. 2003). An overview on the current status and distribution of the world's grouse is needed as a tool for promoting grouse conservation plan. Therefore, identification of landscape factors restricting the distribution of Hazel Grouse in forest, but at the appropriate scale should be more functional for protecting the biodiversity.

### ***Biological sampling***

We applied a random transect survey method that standardized the effort for every transect (Cushman et al. 2011; Schaublin and Bollmann 2011). Therein, we followed 51 random transects with an average length  $1.23 \pm 0.4$  km. Transect consisted of 15 m wide band and searched for all of evidence kinds such as dropping, feathers, footprints and snow caves of Hazel Grouse. Sampling carried out during 2010 spring (Swenson 1995), just after snow melt but before the grass growth of underbrush mask the ground, between 600 and 1600 m of elevation. In order to avoid or minimize the risk of sampling bias presented during field work (Thomas and Taylor 1990), using GIS tools, we plotted (registered) all Hazel Grouse track paths with mandatory checkpoints on the GPS, which aided orienting in the field. Dropping accounted for 99% of the species data and they are generally found in the proximity of food plants of Hazel Grouse and below coniferous trees (sleeping and resting sites). All the records (presence points) are geo referenced with a GPS (Global Positioning System), with an approximate accuracy of around 5 m. 40 presence locations of Hazel Grouse collected in the study area were randomly selected for the further analysis.

### ***Landscape metrics quantifying and scale dependent***

Five habitat pattern metrics that express aspects of spatial heterogeneity were selected for landscape pattern analysis: patch density (PD), contagion, shape index, edge density (ED) and opening area percent (CA) (McGarigal and Marks 1995). A theoretical consideration was

used in order to define optimal selection indicators (Li and Reynolds 1994; McGarigal and Marks 1995). Selecting was based on their potential relevance to the Hazel Grouse's resource requirements (Mathys et al. 2006; Schäublin and Bollmann 2011) as landscape descriptors must be chosen in accordance to their ecological relevance (Davidson 1998; Austin 2002; Guisan and Thuiller 2005). Spatial heterogeneity is the fundamental characteristic of all landscapes (Forman 1995), usually referring to the spatial configuration of the landscape. It is characterized by the previous landscape indicators (Li and Reynolds 1993; McGarigal and Marks 1995; Riitters et al. 1996; Kati et al. 2010) and is known to influence Hazel Grouse occurrence (Mathys et al. 2006; Schäublin and Bollmann 2011). Moreover, this spatial heterogeneity is a function of changes with scale.

We computed the landscape metrics at different extent sizes using a Visual Basic programme based on a forest/non-forest map of the study area (5m\*5m resolution) (Figure 2) which is digitalized in screen basing on aerial image (BD Ortho, pixel size 0.5m, National Geographic institute, 2003) and was then converted to raster format with a grain of 20m, using Spatial Analyst module of ArcGis 9.2.

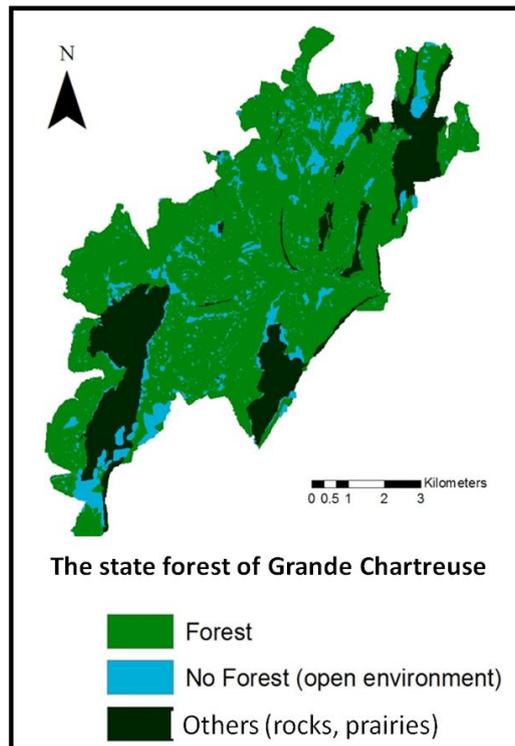


Figure 2: background forest/no forest map

The baseline map was repeatedly generalized at a sequence of extent sizes (species-centred perspective) around the recorded presence. We varied the radius of the analysed window to test the performance of different scales, the sizes vary between 0.02 and 103 ha (which corresponds to 3 and 203 pixels by a side) (Figure 3). Finally, landscape indicators were tabulated at all extents (window size) around presence locations. Concerning the grain size, we assume that it is the finer grain than believed to be important because the grain sets minimum resolution of investigation and it is always possible to resample to coarser grain (Thompson and McGarigal 2002; McGarigal et al. 2005 ). Here, we focus on the question: how different landscape pattern indices respond to systematic changes in extent size, from a Hazel Grouse's point of view.

To determine the natural scale breaks that might identify an optimal extent size at which Hazel Grouse perceive better habitat heterogeneity, the coefficient of variation of landscape

metrics was computed at each scale (extent size). The coefficient of variation (CV) was selected as appropriate measure of variability because the mean of metric change as a function of extent size (Stoms 1994; Wu 2004). Thus, CV normalized the data and allowing comparison across scales. However, it may be possible to drive simple models relating singular metrics and scales (Wu et al. 2000). Analysis of simple regression was then used to determine the sensitivity of each landscape metrics to scale changing (Smith et al. 2011).

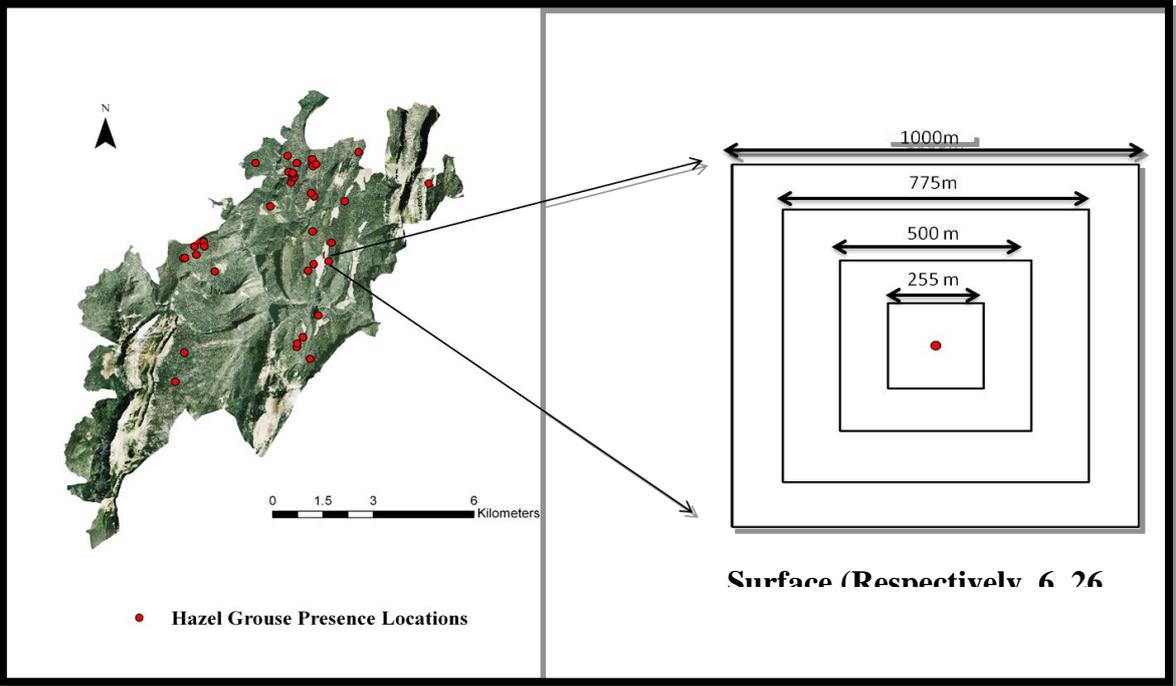


Figure 3: Increasing window size around presence Hazel Grouse locations.

**Results**

In total, 5 commonly landscape metrics known for their potential influence on Hazel Grouse distribution is examined systematically. Figure 4 shows the relationship of variability in landscape metrics values to area (extent size) as log-log plot for the study area around of Hazel Grouse presence locations. At the Hazel Grouse-response curves, we remarked an inflection point is situated at small threshold for all metrics. This inflection points may be useful as a parameter for an approximate determination of the threshold level. Maximum

variability of metrics values is found at extent size of about 6 ha for CA, contagion, shape and ED metrics (Figure 4) and of about 1 ha for PD metric, while the variability was minimum at the threshold of 6 ha for contagion index.

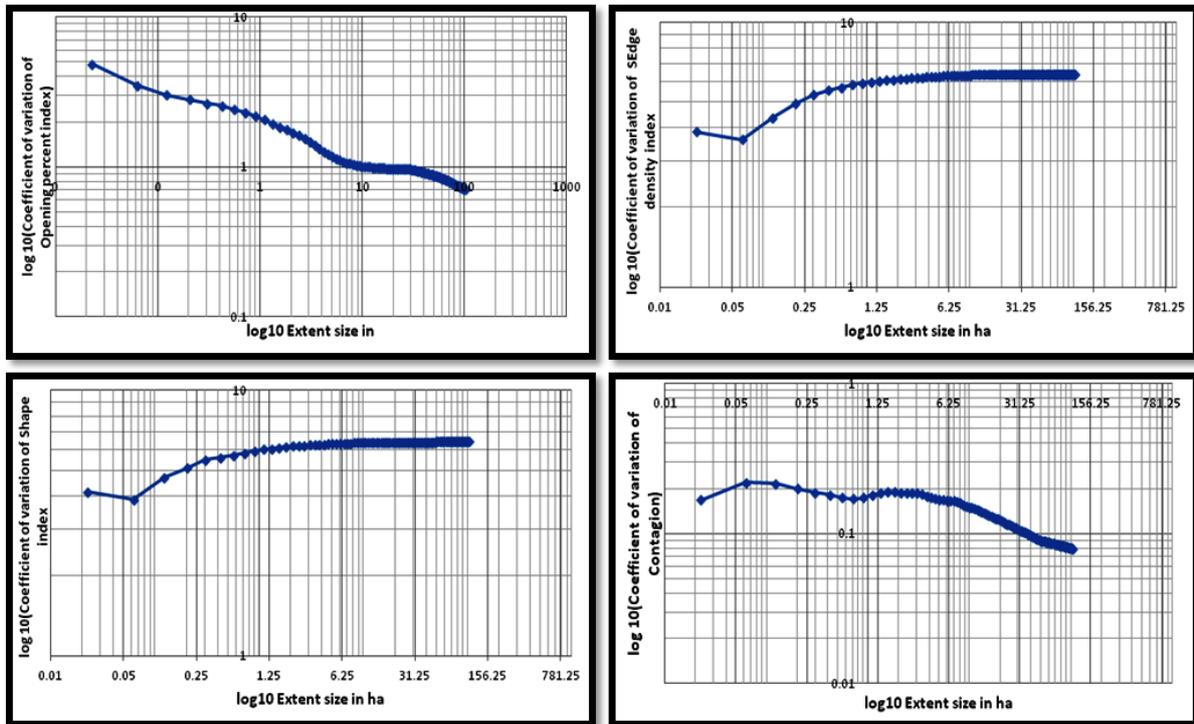


Figure 4: Log plot of the coefficient of variation in landscape metrics at progressively extent sizes (PD: Patch density, contagion, shape index, ED: edge density and CA: opening area percent)

Using a linear model indicates that changes in metrics values along scale size are not constant or gradual, but abrupt (Figure 5). This means that for initial variations in scale size, it occurs a significant change in landscape values, while for higher values of extent size the values stabilise (Figure 5). On these graphics we can see that an inflection point is situated also at area of nearly 6 ha for most of the metrics. It seems likely ecologically that a species would have a uni-modal response to a single variable. This denotes that for extent size of environ more than 6 ha; all metrics show less variation of landscape patterns for our study area around Hazel Grouse presence locations.

In another way, we remarked that reducing the extent size progressively leads us to reach an inflection points at 6 ha value which can be considered as a threshold at which Hazel Grouse perceive better its habitat and then the curves begin to decline (Figure 5), except for contagion index, as well that reducing extent size for contagion index decreases up to the same threshold (approximately 6 ha) and then it begins to increase. It could be explain by its negative relation with spatial heterogeneity (Gustafson and Gardner 1996; Riitters et al. 1996).

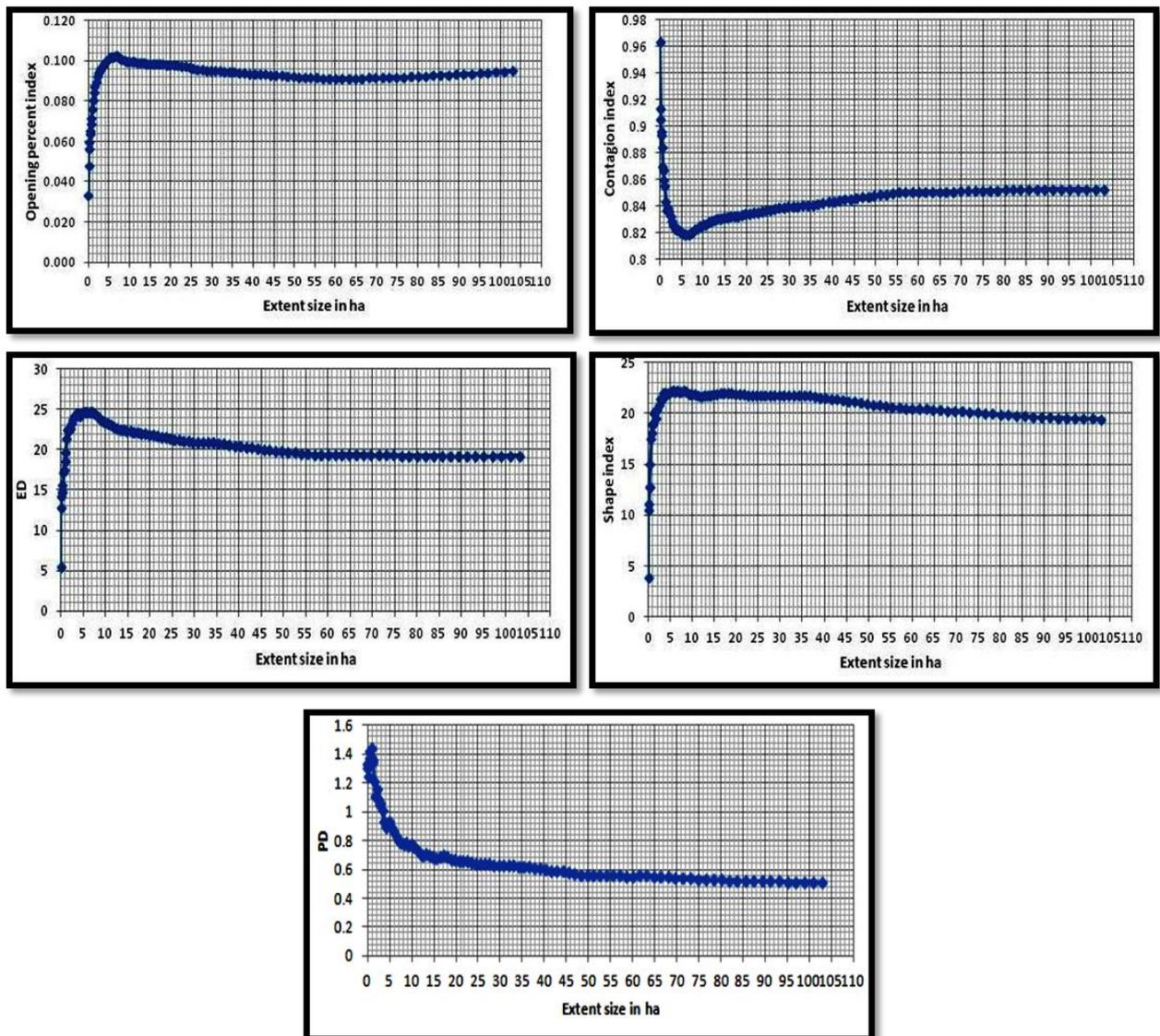


Figure 5: response curves of landscape metrics to progressively increasing extent size (in ha) around presence Hazel Grouse locations (5m resolution) or (Scale area curves for Hazel Grouse occurrence).

## **Discussion**

Selecting the appropriate threshold to study Hazel Grouse habitat requirement is intended to be considered as a useful tool for a rapid habitat assessment. This would not provide the definitive solution or identify needed actions. It could, however, serve as the baseline for monitoring activities in the Park and formulating response management plans within a restricted time. We found, in the current study, that landscape metrics effects on Hazel Grouse habitat quality is remarkable only at a given threshold, assessment of risk could be guided by this information.

This findings could be used within the framework of the recent declaration to respond to the evaluation of status of Hazel Grouse species and the conservation measures that needs to be taken into account to widened the scope towards a comprehensive environmental protection. To acquire data for such sustainable management, a rapid environmental assessment is needed that encompass the selecting the appropriate thresholds (Sayre et al. 2000; Meerman et al. 2003).

### ***Critical threshold***

Different species respond to their environment at different spatial scales. The background map used in this study showed different landscape patterns according to the detail (window size) used to describe landscape indicators. When the limit in collecting information for habitat mapping is a decisive question, the choice of the detail level for landscape description depends on the research questions and available tools (Wiens 1989; Levin 1992).

Our multiscale analysis with the five landscape pattern metrics shows that almost all of them change considerably with increasing extent size especially at small values of extent. Although, these metrics (opening percent, contagion, shape, edge density, patch density) seem to exhibit consistent patterns over a wide range of extent size and thus can be predicted accurately with simple regression equations for Hazel Grouse habitat scale dependency. Low variability was detected at large extent values for all tested metrics and nearly a common threshold at which landscape structure best predicts Hazel Grouse

response was detected (around 6 ha), with the exception of patch density which presents smaller threshold (environ 1 ha) see (Wu et al. 2000). Here, we assume that the more we reduce the window size for characterizing Hazel Grouse habitat, the more we optimise the process for determining the optimum scale for Hazel Grouse habitat perception. Our results are in agreement with niche limitation conception (biotic and abiotic conditions in which species can survive and successfully reproduce) which suggests that changing spatial extent at which we study species is likely to change spatial patterns (Storch et al. 2007).

One may expect that contagion should increase monotonically with increasing extent sizes simply because of the progressive agglomeration of smaller patches into larger ones of the same type. However, it is not exactly the case of our study. Several factors, including patch diversity and spatial pattern, affect the value of contagion (O'Neill et al. 1988; Li and Reynolds 1993; Riitters et al. 1996), known as good indicator to the heterogeneity in landscape (Gustafson 1998). From the Hazel Grouse point of view, contagion index decreases with increasing extent size, presenting more heterogeneity in the landscape, up to an inflection point (the same of other metric threshold) where the heterogeneity is maximum, and then it increased slightly to become stable at large extents where low variability is presented. However, there is no absolute size for a landscape (Levin 1992). The exact value of critical threshold, and thus whether a landscape is perceived as suitable by the species, depends on the scale at which the species interacts with spatial heterogeneity (O'Neill et al. 1988; McGarigal and Marks 1995; Seoane and Baudry 2002; Thompson and McGarigal 2002). The optimum scale is obtained when the extent of landscape unites is equivalent to the scale of process under investigated (Jackson and Fahrig 2012).

### ***Hazel Grouse biological relevant landscape size***

In the current study, we found that Hazel Grouse species responds differently to spatial heterogeneity at different extent sizes. These findings are in agreement with several scale dependence studies even for other species (Wiens 1989; Grand et al. 2004; Smith et al. 2011; Schindler et al. 2012). According to our results, we can refer to the intermediate

heterogeneity hypothesis in which increasing heterogeneity will positively affect biodiversity up to some points (threshold) (Fahrig et al. 2011).

In all, we argued an approximately appropriate landscape size at which the Hazel Grouse perceives better its environment, while different sizes of extent, to accommodate the spatial aspect for the Hazel Grouse's requirements, were adopted in some previous studies (e.g. 0.8, 25, 20, 17, 15, 12.5 ha) (Swenson 1991; Swenson and Angelstam 1993; Åberg et al. 1995; Lieser et al. 1995; Angelstam et al. 2004; Müller et al. 2009; Öhman et al. 2011; Schäublin and Bollmann 2011). These extents seem to function well for characterizing species habitat. Although, in these studies, different approaches with different spatial and temporal scales were adopted. We can't compare these sizes with our results, because we depend on organism centred perspective approach (another temporal scale). However, our results indicate that previous studies sizes are larger than necessary for the Hazel Grouse habitat study (at local level), as in our study, scale has more influence on the indicator value of the metrics at smaller extents of surrounding landscape and stabilized at larger extents.

Furthermore, a critical threshold is not just a landscape property, but one that emerges from the species' interactions with landscape structure (Jackson and Fahrig 2012). The relatively low mobility of the Hazel Grouse species and its site fidelity (Swenson 1991a) support our finding of small scale threshold for Hazel Grouse perception, as species with limited dispersal capacity are likely to be affected by smaller extents of landscape, as they perceive the landscape in more detail, than higher mobility species (With and Crist 1995; Storch et al. 2007). The potential of movement behaviour alerts scale effect of landscape structure (Jackson and Fahrig 2012). Globally, a coarse scale may not provide reliable information on fine scaled features (Uuemaa et al. 2005). Environmental indicators that are used to determine species distribution are expected to have highly heterogeneous values across space and to be best represented on a small scale, while coarse scale data represented in large extent will include a large amount of unoccupied area (Gaston 2005; Boitani et al. 2011). Consequently, with relative small scale size, we optimise the chance to be in a representative suitable zone for the studied species. For all that, the scale determined, here,

can be considered as promising since it is small enough to be homogenous with respect to the main habitat variable and it is large enough to reflect Hazel Grouse spatial requirements.

### ***Conclusion and implication for conservation***

Despite large attention in preserving biodiversity and empirical studies of species-area relationships, a little consideration has been given to develop procedures for mapping the habitat at appropriate scales. The answer to the question of the “appropriate scale” depends on the purpose of the inquiry (Wiens 1989). Many studies of species -landscape structure relationship have been applied on coarse scales (Gregory and Baillie 1998). But, these coarse scale studies, even if they allow identifying priority areas for conservation, do not provide sufficiently detailed guidance at local level, where most conservation decision is made (Ricketts et al. 2002; Boitani et al. 2011). The local conservation planning requires relating the species to the landscape indicators on local scale (Grand et al. 2004).

The present study represents the first time potential effects of scale from a Hazel Grouse point of view. In this work, we suggest an optimal extent size at which spatial landscape structure could be considered for Hazel Grouse occurrence modelling. But also to know this critical scale is useful to researchers how look to minimize the time and resources spent travelling among focal area and also for technical management seeks. Moreover, these results show that changes in landscape metrics that fit in a power model become stable for changes in scale over environ 6 ha. From a statistical perspective, landscape metris could be mapped at this extent size with little loss of information (in terms of variability) relative to the extent size.. This suggests that mapping landscape level indicators at 6 ha will allow the use of remote sensing images at different spatial resolutions. Finally, this research is important in order to acquire reliable knowledge on the environment of Hazel Grouse and the way it is changing from Hazel Grouse’ point of view. They can be also promoted to obtain standard and comparable land cover information at national levels which can help the establishment of consistent environmental and territorial management policies, and for local land managers seeking guidance on how to prioritize remaining suitable habitat for conservation planning.

## **References**

Åberg, J., G. Jansson, J. Swenson, E. and P. Angelstam (1995). "The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments." *Oecologia* 103: 265-269.

Angelstam, P., J. Roberge, M. , A. Lõhmus, M. Bergmanis, G. Brazaitis, M. Dõnz-Breuss, L. Edenius, Z. Kosinski, P. Kurlavicius, V. Larmanis, M. kins, L, G. Mikusiñski, E. Raèinski, M. Strazds and T. P. (2004). "Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds." *Ecological Bulletins* 51: 427-453.

Antwi, E., K., R. Krawczynski and G. Wiegleb (2008). "Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS." *Landscape and Urban Planning* 87(1): 22-32.

Audrey, L. (2001). *Diagnostic écologique des forêts de Chartreuse (Site pilote: Saint Pierre de Chartreuse)*, Cemagref, EPFL: 65+annexes.

Austin, M., P. (2002). "Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling." *Ecological Modelling* 157(2-3): 101-118.

Baudry, J. and F. Burel (1997.). *Agricultural landscape dynamics: implications for species movements*. In: Cooper, A. and Power, J. (eds), *Species dispersal and land use processes*. Proc. of the sixth annual IALE (U.K.) conference, Univ. of Ulster, 3-10.

Boitani, L., L. Maiorano, D. Baisero, A. Falcucci, P. Visconti and C. Rondinini (2011). "What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? ." *Philosophical transactions of the Royal Society / Biological Science* 366: 2623-2632.

Corry, R., C. and R. Laforzezza (2007). "Sensitivity of landscape measurements to changing grain size for fine-scale design and management." *Landscape and Ecological Engineering* 3(1): 47-53.

Cushman, S., A. and K. McGarigal (2008). "Landscape Metrics, Scales of Resolution " <http://crs.itb.ac.id/media/Jurnal/Refs/Draft/Printed/LandscapeMetrix/Landscape%20Metrics,%20Scales%20of%20Resolution.pdf>.

Cushman, S., A., M. Raphael, G., L. Ruggiero, F., A. Shirk, S., T. Wasserman, N. and E. O'doherty, C. (2011). "Limiting factors and landscape connectivity: the American marten in the Rocky Mountains." *Landscape ecology* 26(8): 1137-1149.

Davidson, C. (1998). "Issues in measuring landscape fragmentation." *Wildlife Society Bulletin* 26(1): 32-37.

Elith, J. and J. Leathwick, R. (2009). *Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time*. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics. Palo Alto, Annual Reviews. 40: 677-697.

Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F. Burel, G., T. Crist, O., R. Fuller, J., C. Sirami, G. Siriwardena, M. and J. Martin, L. (2011). "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes." *Ecology Letters* 14(2): 101-112.

Fauth, P., T., E. Gustafson, J. and K. Rabenold, N. (2000). "Useing landscape metrics to model source habitat for Neotropical migrants in the midwestern U.S." *Landscape Ecology* 15: 621-631.

Feest, A., T. Aldred, D. and K. Jedamzik (2010). "Biodiversity quality: A paradigm for biodiversity." *Ecological Indicators* 10(6): 1077-1082.

Forman, R., T, T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. New York, Cambridge University Press.

Franklin, J. (2009). *Mapping species Distribution: Spatial Inference and Prediction* (Ecology, Biodiversity and Conservation) Saint Diego State. , Cambridge University Press.

Gardet, P., J. Bailly and F. Sube (2009). *Projet de reintroduction du Bouquetin des Alpes dans la reserve naturelle national des hautes de Chartreuse. Parc naturel régional de Chartreuse.*

Gaston, K., J. (2005). *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges.* Oxford, UK, Oxford University Press.

Grand, J., J. Buonaccorsi, S. Cushman, A., , C. Griffin, R. and M. Neel, C. (2004). "A multiscale landscape approach to predicting bird and moth rarity hotspots in a threatened pitch pine-scrub oak community." *Conservation Biology* 18: 1063-1107.

Grand, J. and S. Cushman, A. (2004). "A multi-scale analysis of species-environment relationships: breeding birds in a pitch pine-scrub oak (*Pinus rigida*-*Quercus ilicifolia*) community." *Biological Conservation* 112(3): 307-317.

Gregory, R., D. and S. Baillie, R. (1998). "Large-Scale Habitat Use of Some Declining British Birds." *Journal of Applied Ecology* 35(5): 785-799.

Guisan, A., C. Graham, H., J. Elith and F. Huettmann (2007). "Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size." *Diversity and Distributions* 13(3): 332-340.

Guisan, A. and W. Thuiller (2005). "Predicting species distribution: offering more than simple habitat models." *Ecology Letters* 8(9): 993-1009.

Gustafson, E., J. (1998). "Quantifying Landscape spatial Pattern: What Is the State of the Art?" *Ecosystems* 1: 143-156.

Gustafson, E. J. and R. H. Gardner (1996). "The Effect of Landscape Heterogeneity on the Probability of Patch Colonization." *Ecology* 77(1): 94-107.

Huston, M., A. (2002). Introductory Essay: Critical Issues for Improving Predictions. In. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al, Island Press, Covelo, CA: 7–21.

Jackson, H., B. and L. Fahrig (2012). "What size is a biologically relevant landscape?" *Landscape Ecology* 27(7): 929-941.

Jansson, G., P. Angelstam, J. Aberg and J. Swenson, E. (2004). "Management targets for the conservation of Hazel Grouse in boreal landscape." *Ecolo. Bull* 51: 259-264.

Johnson, D., H. (1980). "The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference." *Ecology* 61: 65-71.

Kati, V., K. Poirazidis, M. Dufrêne, J. Halley, G. Korakis, S. Schindler and P. Dimopoulos (2010). "Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dardia National Park, Greece." *Biodiversity and Conservation* 19(6): 1585-1597.

Levin, S., A. (1992). "The problem of pattern and Scale n Ecology: The Robert H. MaecArthur Award Lecture." *Ecology* 73: 1943-1967.

Li, H. and J. Reynolds (1993). "A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes." *Landscape Ecology* 8(3): 155-162.

Li, H. and J. Reynolds (1994). "A Simulation Experiment to Quantify Spatial Heterogeneity in Categorical Maps." *Ecology* 75(8): 2446-2455.

Lieser, M., D. Einfeld and S. Mann (1995). "Evaluation of Hazel Grouse habitat in the Black Forest (southern Germany) and implications for habitat managment." *The International Grouse Symposium.* : 106-110.

Luque, S. and N. Vainikainen (2008). Habitat Quality Assessment and Modelling for Forest Biodiversity and Sustainability. 241-264. In, R. Chen, J. Sanesi, G. Crow, T. (Eds). Patterns and Processes in Forest landscapes: Multiple Use and Sustainable management - Part III Landscape-scale indicators and projection models, Springer publications 370 pages.

Mathys, L., N. Zimmermann, E., N. Zibindes and W. Suter (2006). "Identifying habitat suitability for hazel grouse (*Bonasa bonasia*) at the landscape scale." *Wildl. Biol* 12: 357-366.

McGarigal, K., S. Cushman, A., C. Vojta and C. Regan (2005 ). "Quantifying Terrestrial Habitat Loss and Fragmentation: A Protocol." U.S. For. Serv. Gen. Tech. Repl. RM-GTR.

McGarigal, K. and B. Marks, J. (1995). Fragstats - Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. In: General Technical Report RN:351. U.S. Forest Service, Portland, OR, USA

McGarigal, K., W. Romme, H., M. Crist and E. Roworth (2001). "Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA)." *Landscape Ecology* 16(4): 327-349.

Meerman, J., C. , B. Holland, A. Howe, H. Jones, L. and B. Miller, W. (2003). Rapid ecological assessment Mayflower Bocawina National Park. Friends of Mayflower, PACT, UNDP/GEF: 50p.

Montadert, M. and S. Klaus (2011). "Hazel grouse in open landscapes." *Newsletter of the WPA/BirdLife/Species Survival Commission Grouse Specialist Group*(41): 13-20.

Müller, D., B. Schröder and J. Müller (2009). "Modelling habitat selection of cryptic hazel Grouse *Bonasa Bonasia* in montane forest." *Journal Ornithology* 6: 20p.

Neel, M., C., K. McGarigal and S. Cushman, A. (2004). Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. Dordrecht, PAYS-BAS, Springer.

O'Neill, R., C. Hunsaker, S. Timmins, B. Jackson, K. Jones, K. Riitters and J. Wickham (1996). "Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale." *Landscape Ecology* 11(3): 169-180.

O'Neill, R., V., B. Milne, T., M. Turner, G. and R. Gardner, H. (1988). "Resource utilization scales and landscape pattern." *Landscape Ecology* 2(1): 63-69.

O'Neill, R. V., J. R. Krummel, R. H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D. L. DeAngelis, B. T. Milne, M. G. Turner, B. Zygmunt, S. W. Christensen, V. H. Dale and R. L. Graham (1988a). "Indices of landscape pattern." *Landscape Ecology* 1(3): 153-162.

O'Neill, R. V., K. H. Riitters, J. D. Wickham and K. B. Jones (1999). "Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment." *Ecosystem Health* 5(4): 225-233.

Öhman, K., L. Edenius and G. Mikusiński (2011). "Optimizing spatial habitat suitability and timber revenue in long-term forest planning." *Canadian Journal of Forest Research* 41(3): 543-551.

Opdam, P., F. M., J. Verboom and R. Pouwels (2003). "Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity." *Landscape Ecology* 18(2): 113-126.

Pechmann, J., H. K. and H. Wilbur, M. (1994). "Putting declining amphibian populations in perspective - natural fluctuations and human impacts." *Hepetologica* 50: 65-84.

Ricketts, T., H., G. Daily, C. and P. Ehrlich, R. (2002). "Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales." *Biological Conservation* 103(3): 361-370.

Riitters, K., H., R. O'Neill, V., J. Wickham, D. and K. B. Jones (1996). "A note on contagion indices for landscape analysis." *Landscape Ecology* 11(4): 197-202.

Saari, L., J. Aberg and J. Swenson, E. (1998). "Factors Influencing the Dynamics of Occurrence of the Hazel Grouse in Fine-Grained managed Landscape." *Conservation Biology* 12: 586-592.

Sachot, S., N. Perrin and C. Neet (2003). "Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implication for conservation." *Biological Conservation* 112: 373-382.

Sayre, R., E. Roca, G. Sedaghatkish, B. Young, S. Keel, R. Roca, S. Sheppard, T. Lovejoy and S. Sheppard (2000). *Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment* Island Press.

Schäublin, S. and K. Bollmann (2011). "Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests." *Journal of Ornithology* 152: 179-192.

Schindler, S., K. Poirazidis and T. Wrבka (2008). "Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dardia National Park, Greece." *Ecological Indicators* 8(5): 502-514.

Schindler, S., H. Von Wehrden, K. Poirazidis, T. Wrבka and V. Kati (2012). "Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates." *Ecological Indicators*: In Press.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.1004.1012>.

Schumaker, N. H. (1996). "Using Landscape Indices to Predict Habitat Connectivity." *Ecology* 77(4): 1210-1225.

Seoane, S., S. and J. Baudry (2002). "Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception." *Ecography* 25(4): 499-511.

Smith, A., C., L. Fahrig and C. Francis, M. (2011). "Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds." *Ecography* 34(1): 103-113.

Stephens, S., E., D. Koons, N., J. Rotella, J. and D. Willey, W. (2004). "Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: A review of the evidence at multiple spatial scales." *Biological Conservation* 115(1): 101-110.

Stoms, D., M. (1994). "Scale Dependence of Species Richness Maps." *Professional Geographer* 3( 46): 346-358.

Storch, D., P. Marquet, A. and J. Brown, H. (2007). *Scaling Biodiversity*. 470p.

Storch, I. (2000). "Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview." *Wildlife Biology* 6: 195-204.

Storch, I. (2002). "On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-Scale Forest Structure Explain Capercaillie Numbers?" *Conservation Ecology* 6(1): 13 p.

Storch, I. (2007). "Grouse. Status survey and conservation actionplan 2006-2010." IUCN, the world feasant association: Gland, Switzerland.

Suter, W., R. Graf, F. and R. Hess (2002). *Capercaillie (Tetrao urogallus) and avian biodiversity: Testing the umbrella-species concept*. Hoboken, NJ, ETATS-UNIS, Wiley-Blackwell.

Swenson, J., E. (1991). *Social organisation of hazel grouse and ecological factors influencing it*. Phd Thesis, University of Alberta, Edmonton.

Swenson, J., E. (1991a). is the Hazel grouse a poor diperser? . *Proceedings of the 20th Congress of the International Union of Game Biologistes, Gödöllö Hungary*, in S.Csany and J. Ernhalf (editors).

Swenson, J., E. (1995). "The habitat requirements of hazel grouse." Proceedings on the international symposium on Grouse 6: 155-159.

Swenson, J., E. and P. Angelstam (1993). "Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession." Canadian Journal of Zoology 7: 1303–1310.

Swenson, J., E. and J. Danielsen (1991). "Status and conservation of hazel grouse in Europe." Ornic Scandinavica 22: 297-298.

Thomas, D., L. and E. Taylor, J. (1990). "Study Designs and tests For Comparing Ressource use and availability." Journal Wildlife Management 2: 322-330.

Thompson, C., M. and K. McGarigal (2002). "The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA)." Landscape Ecology 17(6): 569-586.

Thornton, D., H., L. Branch, C. and M. Sunkuist, E. (2010). "The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies." Landscape Ecology: 1-12.

Tobalsk, C. (2002). Effects of Spatial Scale on the Predictive Ability of Habitat models for Green Woodpecker in Switzerland. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al: 197-218.

Trani, M., K. (2002). The Influence of Spatial Scale on Landscape Pattern Description and Wildlife Habitat Assessment. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al: 141-155.

Turner, M., G., V. Dale, H, and R. Gardner, H . (1989a). "Predicting across scales: Theory development and testing." Landscape Ecology 3: 245-252.

Turner, M., G., R. O'Neill, V., R. Gardner, H. and B. Milne, T. (1989b). "Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern." *Landscape Ecology* 3(3): 153-162.

Turner, M. G. (1989). "Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process." *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.

Uuemaa, E., J. Roosaare and U. Mander (2005). "Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments." *Ecological Indicators* 5(4 SPEC. ISS.): 350-369.

Wiens, J., A. (2002). *Predicting Species Occurrence: Progress, Problem, and Prospects. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale.* J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al: 739-771.

Wiens, J. A. (1989). "Spatial Scaling in Ecology." *Functional Ecology* 3(4): 385-397.

With, K., A. and T. Crist, O. (1995). "Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure." *Ecology* 76(8): 2446-2459.

Wu, J. (2004). "Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations." *Landscape Ecology* 19(2): 125-138.

Wu, J., D. Jelinski, E., M. Luck and P. Tueller, T. (2000). "Multiscale Analysis of Landscape Heterogeneity: Scale Variance and Pattern Metrics." *Annals of GIS* 6: 6-19.

### **3. Construction du modèle spatial de la qualité de l'habitat de la gélinotte des bois. Localisation des secteurs en enjeux**

***Article 3: Landscape structure indicators as a key feature in habitat selection: An operational approach to conservation planning***

Walaa Adra, Sandra Luque & Philippe Delcros

*In preparation for Conservation Biology*



# Landscape structure indicators as a key feature in habitat selection: An operational approach to conservation planning

<sup>1</sup>W. Adra, <sup>1</sup>S. Luque and <sup>1</sup>P. Delcros

<sup>1</sup> IRSTEA, UR EMGR, National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture, France 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex, France

## Abstract

Landscape structure is a key factor for biodiversity conservation. We assessed the potential role of landscape-related habitat structure on Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) by recording the occurrence of the species. Hazel Grouse is a widely recognized endangered species. Habitat loss due to land use change is jeopardizing hazel grouse survival. The aim of this study is to provide a method based on habitat suitability modelling to explore and analyze hazel grouse- landscape structure and its relation to key habitat features. We evaluated landscape factors and critical threshold for monitoring the species, in order to assess the predictive power of models based on field surveys, ancillary information and high resolution infrared aerial photographs. We tested Maximum Entropy (Maxent) algorithm, in order to predict the distribution of Hazel Grouse species, in the complex mountain landscape within the study site. This presence-only modelling method has showed numerous advantages over many other approaches. It is based on a function that links the fitness of individuals to their environment. Our results were highly consistent with field knowledge, showing that habitat modelling generated using spatial statistics and GIS can effectively help in the characterization of habitat requirements and the localization of the species suitable habitat. Our findings indicate that the distribution of Hazel Grouse is influenced by landscape

heterogeneity and elevation factors. Conservation of this species will require land management practices that maintain heterogeneous landscape; in particular small forest openings are essential for the species. The approach developed seem to be a promising operational tool for local and regional managers interested in species monitoring within the long term.

Keywords: Biodiversity conservation, Hazel Grouse, landscape structure, MaxEnt, management decision.

## **Introduction**

Within the current context of rapid landscape change (Fahrig and Merriam 1994; Forman 1995; Baskent and Jordan 1996; Collinge and Forman 1998; Diekötter et al. 2010), habitat loss is widely regarded as a major factor contributing to the decline of biodiversity (Bender et al. 1998; Fahrig 2003; Hanski 2005; Cushman 2006; Groom and Vynne 2006; Hinam and St Clair 2008). Alpine ecosystems have been less modified by human activities than other lowland ecosystems. Nevertheless, current pressures of tourism and other forms of development in mountain areas, are significantly changing landscape structure due to growing human pressures over the last decades (Körner 2002 ; Körner 2004). Such subtle changes in the landscape matrix is increasingly making habitat unsuitable for many life form, especially for specialist's species habitats (Margules and Sarkar 2007; Rondinini and Boitani 2007; Urbina-Cardona 2008). Therefore, we face the challenge to monitor not just changes in natural systems but also the impact of these changes on the health and persistence of the species that depend on these environments. At present, still ecologists, conservation practitioners, and managers require modern specific tools essential for an effective landscape planning to face the increasing threats to biodiversity (Austin 2002). In order to reintroduce and rehabilitate the threatened species and to understand environmental and landscape determination of species distribution (Andren 1994; Pino et al. 2000; Hurlbert and Haskell 2003; Thornton et al. 2010), a detailed knowledge about spatial distribution of their potential habitat (Hirzel and Le Lay 2008) is a crucial challenge for planning biological

conservation priorities (Lindenmayer et al. 2000; Myers et al. 2000; Carroll et al. 2001; Manton et al. 2005; Kharouba et al. 2008; Songer et al. 2012).

Species distribution models SDMs (Franklin 2009) have shown great potential to help achieve conservation goals by refining our knowledge of species distribution (Jetz et al. 2012). SDMs are referred as habitat suitability models (e.g. Hirzel and Le Lay 2008). These niche models identify areas that are ecologically suitable for the presence of species (Soberon and Peterson 2005; Hirzel and Le Lay 2008; Franklin 2009). Extensive use of SDMs has broad important applications to support management decisions with regard to biodiversity (Pawar et al. 2007; Baldwin 2009; Franklin 2009; Barbosa et al. 2010). Many examples can be cited that have made such an extensive use of different applications using SDMs approaches, for assessing global impacts, prioritizing or targeting areas for protected status, assessing threats to those areas, predicting distribution in unsurveyed areas and designing reserves (Araújo and Williams 2000; Pearce and Ferrier 2000; Ferrier 2002; Thuiller 2003; Cabeza et al. 2004; Martínez-Meyer et al. 2004; Elith et al. 2006; Elith et al. 2011).

These models are created on the bases of statistical relationships between landscape or/and environmental characteristics and species data (Guisan and Zimmermann 2000). Actually, the species location information from specimen records and other source are widely available due to the development of digital databases for natural history collection (Graham et al. 2004). Hence, SDMs provide an alternative approach that can help extend the usefulness of direct observation and improve interpretation and understanding of species distributions (Franklin 2009) . Many methods are used to fit SDMs that may be more or less applicable depending on the type of biological and environmental data available, the species of interest and the aim of the model. Using presence / absence species data is very popular to model species distribution (Hastie and Tibshirani 1990; Guisan and Zimmermann 2000; Zaniwski et al. 2002). Nevertheless, the rarity and heterogeneity of scarce or endangered species limit the use of these conventional methods to model their habitats. The rarity and low reliability of absence data also limit the use of this method (Hirzel et al. 2002; Jiménez-Valverde et al. 2008). Therefore, new methods have been developed to improve prediction of species distribution from presence data only (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006; Baldwin

2009), which are often valuable resources (Elith et al. 2011). This approach is particularly useful to model rare species and species with low detectability.

Some species can be useful indicators for determining the quality of ecosystems or for developing management strategies to restore and conserve biodiversity (Lambeck 1997; Carroll et al. 2001; Patthey et al. 2012). Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) is considered as habitat specialist (Swenson and Danielsen 1991; Swenson and Angelstam 1993), and its indicator function makes it a suitable flagship species to promote the conservation of its habitat and biodiversity in general (Storch 2000; Jansson et al. 2004; Storch 2007). It has been listed in Appendix I of European Birds Directive (CEE/79/409) and in Appendices I, II, IV and V of the Habitat Directive of the European Union. Thus, at the large scale, the conservation of forest habitats in the Alps contributes significantly to the viability, of Hazel Grouse and other habitat specialists or threatened species. Even though its critical population decline has been documented (Swenson and Danielsen 1991; Storch 2000), Hazel Grouse is not yet taken into account as a conservation objective. Habitat modification is the principal cause of decline for Hazel Grouse because it creates unsuitable landscape structure that affects critical habitat characteristics (Angelstam et al. 2004; Longru et al. 2010). As a result, within this work we attempt to answer questions raised by Hazel Grouse conservation targets that should be considered within the strategy of the CBD 2020 (Nagoya 2010). We also introduce an innovative operational approach to support conservation and management decisions by using probabilistic distribution data. The aims of this study are (i) to identify the spatial distribution of Hazel Grouse in order to provide insights for conservation planning (highlighting the specific areas of high habitat suitability) (ii) to evaluate the effect of current landscape composition and structure on Hazel Grouse distribution and (iii) to derive key habitat features for protected areas having different status that can provide useful information for practical recommendation and management guidelines.

Hazel Grouse is a cryptic species with discrete behaviour, and therefore difficult to detect, only presence modelling methods seem to be appropriate to model its habitat quality as a function of both environmental and landscape variables in particular in complex mountain

landscapes. We used a maximum entropy algorithm available in MaxEnt, designed specifically for species distribution models (Phillips et al. 2006; Phillips and Dudik 2008). This method is known to have a highest predictive performance compared to others, in particular when applying “presence-only” species occurrence data (Elith et al. 2006; Pearson 2007; Ortega-huerta and Peterson 2008).

## Materiel and methods

### *Study area*

The study site is a land dominated by forest. This forestland is an anchor in the heart of a Regional Natural Park (Chartreuse) with arising objectives of sustainable development, including a Natura 2000 site. Nevertheless, the area is located in the middle of an axe between Grenoble and Chambéry, two important urban centers in the Alps facing an accelerating suburban sprawl. Our study was confined to the State Forest of Grande Chartreuse within an area of 6637 hectares (Figure 1).

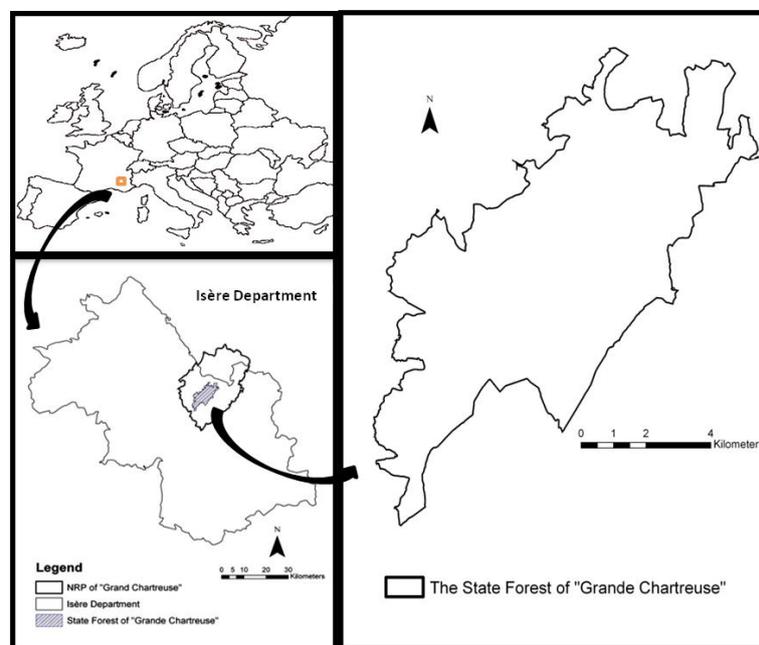


Figure 1: Study area

The site is part of “the state forest of the Grande Chartreuse”, located at the heart of the massif of the same name. Following the objectives of the Habitat Directive, a sustainable forest management is within the agenda of the Park, in tandem with a participatory approach launched with local actors. Forestry activities are still important but with aims to balance conservation actions. There is also a discussion on the creation of a biological reserve on the site that is nowadays a Natura 2000. In this regard, there are regional interests to develop appropriate legislative, financial and contractual instruments towards a better implementation of conservation actions.

Elevation within the study area ranges from 400 to 2000 m. The mountainous area is covered mainly by coniferous forest stands including also openland, expose rocky areas and other habitats such as pastures. The dominant tree species are Fir (*Abies alba*), Spruce (*Picea abies*) and Beech (*Fagus sylvatica*). These dominant species form a complex forest landscape matrix of a typically mixed beech-fir-spruce (*Fagus sylvatica* L., *Abies alba* Mill. and *Picea abies* (L.) Karst.), with variations in the proportions of the dominant species depending on elevation. Beech is dominant at lower elevations (below 600 m), fir, beech and spruce are mixed in the mountain range (600–1200 m), while spruce becomes dominant in the subalpine range (above 1200 m). The area is managed by the National Forest Office (NFO) of the French Isere department.

The Natural Park of Chartreuse forests is committed to maintaining biodiversity as it has been selected as a reintroduction area for biodiversity (Gardet et al. 2009). More than any other in the French Alps, the massif of Chartreuse is committed to the maintenance of its forests (Blache 1931). The Chartreux monks presence and their activities during the 11th century, the Church of Saint-Hugues county and recently the seat of the Natural Regional Park of Chartreuse provided to these forests a particular patrimonial value that historically helped on the protection of the forests (Brossier 1954; Chevallier and Couailhac 1983; Mauz et al. 1996). During the nineteenth century, however, the use of forests becomes more important (Mauz et al. 1996). Consequently, these alpine ecosystems are rapidly changing

on structure due to the presence of a ski resort in mid-mountain and several other related tourist attractions that jeopardize conservation objectives (Körner 2004). Protecting this natural and cultural landscape against degradation of any kind is the great challenge for biodiversity conservation targets which demands sound scientific analysis based on data and information (IMBC 2008). In particular an adaptive management that can respond to increasing economic demands while still planning for conservation objectives is possible. We used Hazel Grouse, a declining key indicator species of the Alpine ecosystems (Storch 2007) to provide insights towards balanced conservation objectives.

### ***Hazel Grouse (Tetrastes Bonasia): A target species***

The French Alps is one of the important reserves in central Europe that hold Hazel Grouse population, their density varies locally (Storch 2000). This focal species is known as forest-dwelling bird species, sedentary (adult) and strictly linked to its habitat (Swenson and Danielsen 1991; Swenson 1993). It is highly secretive and notoriously difficult to census (Sachot et al. 2003). Hazel Grouse is known to be more territorial in spring (Swenson 1995). Previous research confirms that Hazel Grouse has highly-specific habitat requirements in terms of structure and composition that are in most cases best met by vertically and horizontally richly structured forest (Swenson 1995; Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009; Longru et al. 2010). The juveniles of Hazel Grouse feed mainly on insects which are more available in a forest with characteristics patterns of openings. Moderate dense shrub cover is a fundamental element for food and for hiding from predators (Swenson 1995; Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2011). In particular, Open- sparse forests (small gaps in the overstorey) are required (Mathys et al. 2006), whereas, open area are avoided because of high predation risk (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Montadert and Klaus 2011). Remaining populations of the species are patchily distributed in mountain areas (Bernard-Laurent and Magnani 1994; Sachot et al. 2003), and as lowland became unsuitable because of changes in forest use and subsequent fragmentation (Magnani 1993), the remaining suitable habitats remain restraint (Storch 2007; Schäublin and Bollmann 2011). Therefore, identification of habitat and landscape factors restricting the distribution of Hazel Grouse in forest is crucial for protecting the species.

## Hazel Grouse paths

The study area was systematically surveyed by transects (tracks) of different sizes (due to topographical constraints, average  $1.2 \pm 0.4$  km), throughout spring 2010 just after snow melt but before the underbrush grass growth mask the ground, (Figure 2). We applied a random transect survey method that standardized the effort for every transect.

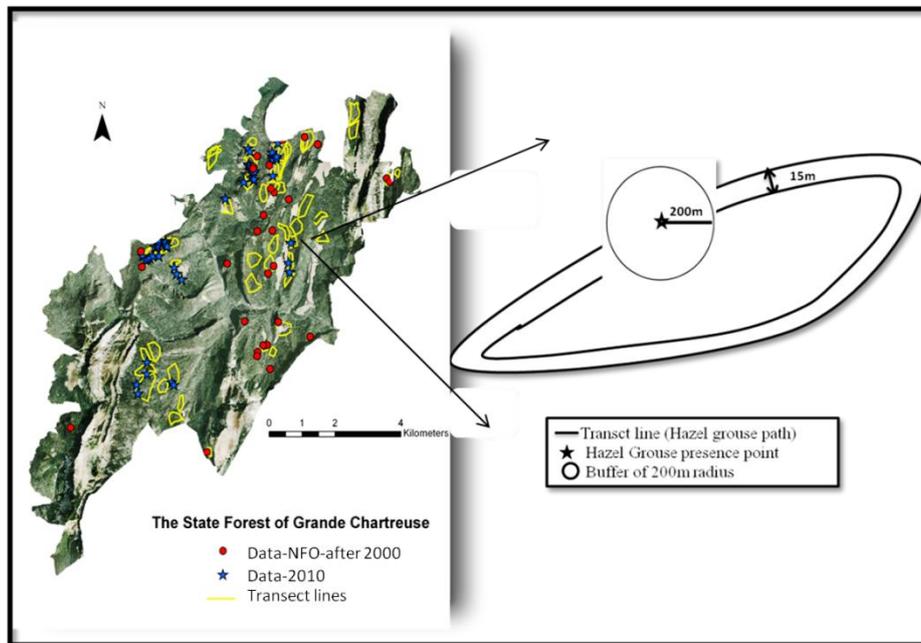


Figure 2: Schematic illustration of the shape of the transect line that was used to search for evidence of Hazel Grouse occurrence.

All transects intercepted were located between 600 and 1600 m of elevation. Indirect evidence such as dropping, feathers, footprints and snow caves, was thoroughly searched for, on each selected track (following the selected tracks) within a 15m wide band, and then we established a plot and recorded vegetation and other data around each sampling point. This process was repeated for 51 tracks. In order to avoid or minimize the risk of sampling bias presented during field work (Thomas and Taylor 1990), using GIS tools, we plotted (registered) all Hazel Grouse track paths with mandatory checkpoints on the GPS, which aided orienting in the field. Otherwise, we have to mention that we couldn't exclude certain bias in Hazel Grouse signs detestability because of the difficulty to access some sectors and

evidently observatory prospective. Moreover, another bias in delectability of the presence signs during the field works was due to snow melting procedure (acceleration at the end of the field work) but we ignore this effect as the field work consisted at an altitude where the grass did not hide the presence signs at the latest phases of field work.

Dropping accounted for 99% of the species data and they are generally found in the proximity of food plants of Hazel Grouse and below coniferous trees (sleeping and resting sites). All the records (presence points) are geo referenced with a GPS (Global Positioning System) (with an accuracy of around 5 m). This sampling has been done in order to enhance existing presence data within our study area already collected (existing) by the naturalist network of the National Forest office/Isère department during the last ten years (29 points) (Kremen et al. 2008; Franklin 2009). In total, 85 presence locations of Hazel Grouse collected (ONF, own) in the study area were selected for further analysis.

### ***Explanatory variables as candidate predictors***

Elevation variable (source: 50m resolution digital elevation model DEM (French National Geographic Institute) was used in this study as independent environmental descriptor. Potential predictors selection is motivated by their hypothesized effects on species distribution and also by their availability in digital format for the study area (Austin 2002; Manly et al. 2002; Elith and Leathwick 2009; Franklin 2009). Six landscape metrics (Table 1) were also evaluated, corresponding to the most commonly used landscape variables, as potential descriptors of Hazel Grouse occurrence (Aberg et al. 2000a; Mathys et al. 2006; Müller et al. 2009; Schäublin and Bollmann 2011; Kajtoch et al. 2012). Aerial photography (pixel size 0.5m, National Geographic institute, 2003) of the study area was digitized on screen to produce a forest and openings vector map. This binary map was then converted to 20 grain raster map (Figure 3). This map was the background for calculating landscape metrics. Within the study area, we excluded rocky and pastures lands (1247 ha), as they have not been relevant for the species (Elith et al. 2011).

Using the Moving Window approach (Krummel et al. 1987; Dale et al. 2002; Li-guang et al. 2005) in Visual Basic program, we computed and specialized landscape indicators over all the study area. Because changes in the map extent can produce unpredictable behaviour of landscape metrics e.g. (Wu et al. 2002; Wu 2004), we chose a specific extent of 12.5 hectares (circle of 200m radius) (Figure 2). This extent was chosen because it seemed to be relevant for Hazel Grouse ecology and biology and survival spatial requirements (Lieser et al. 1995; Müller et al. 2009). It is also nearly in accordance with Hazel Grouse’s territory reported by Swenson (1993). Species’ point of view is important to be considered using habitat selection order and focusing on the ways in which species interact with spatial arrangement of environments (Addicott et al. 1987; Seoane and Baudry 2002). Ultimately, all digital information had a resolution of 20 m and to make sure that all raster layers have the same dimensions, a single raster mask delimiting the study area was used.

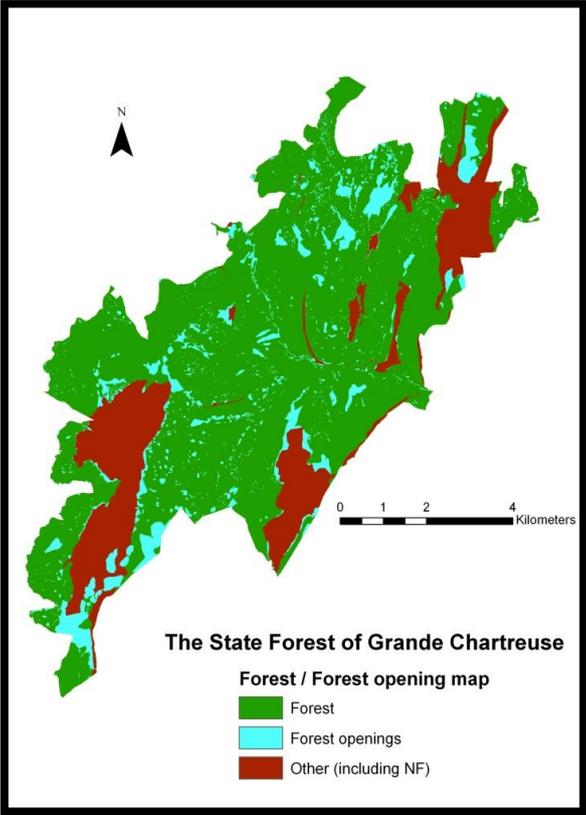


Figure 3: Hazel Grouse Background Forest /no Forest map

### ***Habitat distribution modelling***

MaxEnt ecological niche modelling (Phillips et al. 2006; Phillips et al. 2009) uses known occurrences and background data resampled from the set of pixels where the species is known to occur, to make inferences about probability of geographical distribution of species based on environmental variables and reconstruct the boundaries of the ecological niche (Phillips et al. 2006). The resulting model represents the relative probability of the species' distribution over all grid cells in the defined geographic space, where a high probability indicates that the space is predicted to have suitable environmental conditions for the species (Phillips et al. 2006; Elith et al. 2011). MaxEnt has been shown to perform well even with scarce and noisy presence data subsets collected by different researchers and methodologies (Elith et al. 2006; Franklin 2009). The model can easily be updated with new specific occurrences for the target species.

We used MaxEnt software because of its strong attributes such as its algorithm constraints predicted species ranges and thus reduces and avoids commission error that could lead to erroneous conservation decisions (Pearson et al. 2007; Urbina-Cardona and Loyola 2008; Elith et al. 2011). It can investigate variable importance through jackknife procedure. MaxEnt permits to show relative suitability rather than the occurrence probability (Anderson et al. 2003). Globally its properties have several implications for how it should be used in this study (Elith and Leathwick 2009; Elith et al. 2011). We used default setting (Phillips and Dudik 2008), except for iteration number; we executed 100 replicated model runs.. We configured the machine-learning algorithm to use 80% of the species records for training dataset and 20% for testing the model (Fielding and Belle 1997). We determined the heuristic of the relative contribution of each variable to species' distribution. MaxEnt estimates the importance of variables with percent contribution, represents how much the variable contributed to the model based on path selected for particular run, and permutation importance values which is determined by changing the predictors' value between presence and background points and observing how that effects the AUC value.

### **Model evaluation and threshold selection**

Model quality was evaluated based on Area Under Curve (AUC) value (Fielding and Belle 1997; Pearce and Ferrier 2000; Phillips et al. 2009) as it is a part of MaxEnt output (Phillips et al. 2006). High AUC value indicates a high capacity of models to discriminate the presence and absence species (Pearce and Ferrier 2000; Thuiller et al. 2005). We compared AUC values for 100 models, and chose the best model (the model with ROC value closet to 1). According to Phillips et al (2008) and Pearson and Dudik (2007), we used a fixed threshold with which we rejected only the lowest 10% of possible predicted values at each run. This threshold value, based on logistic threshold of 10 percentile training presence, was used to reclassify our model (binary building reclassifying).

## **Results**

### **Model prediction analysis**

The prediction map of the potential distribution of Hazel Grouse as a function of suitable habitat distribution (Figure4) shows that the potential habitat with high suitability thresholds were distributed in the higher elevations of the state forest of Grande Chartreuse (Table 2). The highest MaxEnt scores were located in the mountainous areas located above 1000 m.

The model was highly successful in highlighting areas that could potentially harbour this rare species as well as under sampled areas with suitable environment conditions. With 10 percentile threshold (0.24), 61 % of the analyzed study area classified as a potential habitat for Hazel Grouse.

Table 1: landscape metrics used in this work at a relevant scale (McGarigal and Marks 1995)

<b>Acronym</b>	<b>Metric</b>	<b>Description</b>
CA	Opening Percentage (landscape percentage)	percentage of area occupied by opening $PLAND = Pi = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$

SHAPE	Mean shape index	increases with complexity of patch shapes; independent of patch size  $SI = \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{\sqrt{2\pi a_i}}$ <p><i>p<sub>i</sub></i> = périmètre de la tache <i>i</i>  <i>a<sub>i</sub></i> = superficie de la tache <i>i</i>  <i>n</i> = nombre de taches</p>
ED	Edge density (m/ha)	Total length of edge per unit area  $ED = \frac{E}{A}(10,000)$
CONTAG	Contagion index (percent)	Mesure of the aggregation of the land cover  $CONTAG = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[ (P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] * \left[ \ln(P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] (100)$
PD	Patch density	Number of patch per area  $PD = \frac{N}{A}(10,000)(100)$
Distance to gaps		ArcGIS 9.3 spatial analyst tool

Using three arbitrarily defined probability classes, the high suitability class had a percent of 1%, medium suitability 60% and low or null suitability 39%. Areas with a probability of presence greater than 70% were considered to be areas of high habitat suitability (Pearce and Ferrier 2000; Elith et al. 2006). Thus, most of the areas fall under medium and low suitability classes, while high habitat suitability was restricted only to about 1% of our study area, providing evident territorial resources for Hazel Grouse species.

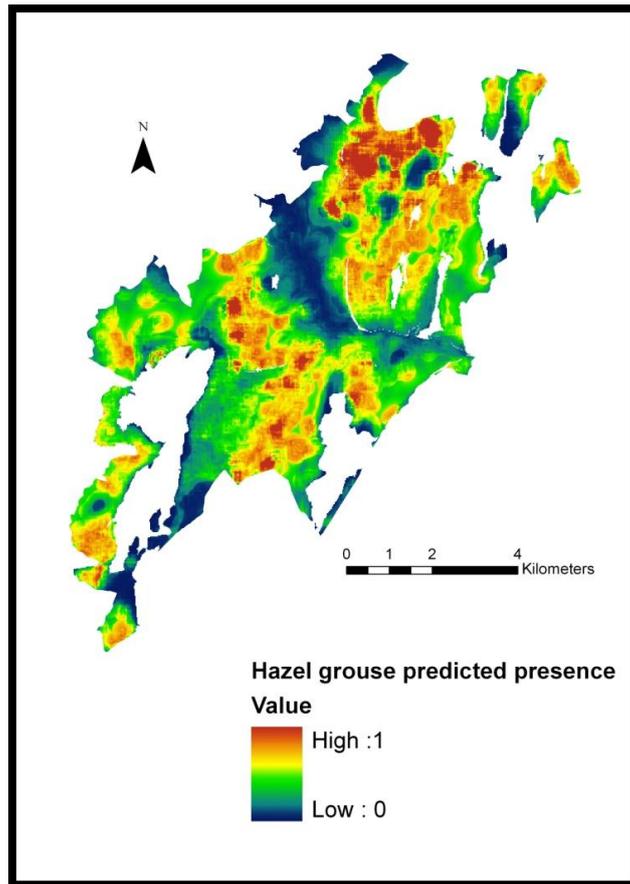


Figure 4: Result of MaxEnt model for Hazel Grouse, With 10 percentile training presence threshold.  
Red: high probability of occurrence (Potential habitat distribution of Hazel Grouse species).

### ***Variables the most relevant***

The best model calibration test for Hazel Grouse yielded satisfactory results (AUC train=0.77 and AUC test= 1). AUC scores indicate a good to high discriminative capacity between predicted presence and absence (Pearce and Ferrier 2000). The omission rate was null at the minimum training presence threshold. Among input variables elevation was the most influential and contributed 37.5% to MaxEnt model. Landscape layers contributed 62.5% to the habitat model of species of which patch density 28.3% had maximum contribution and 17% for contagion (Table 2).

Table 2: estimate of relative contributions and permutation importance of the predictor environmental variables to the MaxEnt model

Variable	Percent contribution	Permutation importance
Elevation	37.5	26.2
Patch density	28.3	12
Contagion	17	23
Ca	6.9	6.5
Shape	6.5	6
Distance to gaps	3.6	11.4
Edge density	0.2	15.1

Considering the permutation importance, elevation had also the maximum influence on the habitat model and contributed to 26.2% while contagion and patch density together contributed to 35% (Table2). It seems to be more pertinent to be considered in variables importance choice, because it permits to overcome the correlation issue between indicators as it depends on the final MaxEnt model and not on the path used to obtain it. Moreover, looking to Jackknife test for gain, we found that the variable with highest gain when used in isolation is patch density which appears to have the most information by itself followed by the contagion (Figure 5), while elevation appears to have the most useful information that is

not present in other variables. In other words, patch density is significant variable that help MaxEnt to fit our predictive model but it is not the best to explain Hazel Grouse presence.

Our results indicate that Hazel Grouse is sensitive to the type of forest characteristics. The different habitat types presented in the study area revealed that the predicted potential habitats for Hazel Grouse species were mostly located in the sectors of high coniferous forest, followed by high mixed forest, and others. These observations are in accordance with other authors (Swenson 1995; Åberg et al. 2003; Jansson et al. 2004; Müller et al. 2009; Rhim and Son 2009; Rhim 2010). High suitability areas were found to be located mainly in spruce dominated forest where also dispersed patches with high structural heterogeneity exist. While, areas with low habitat suitability were mainly found in degraded open forest at low elevation.

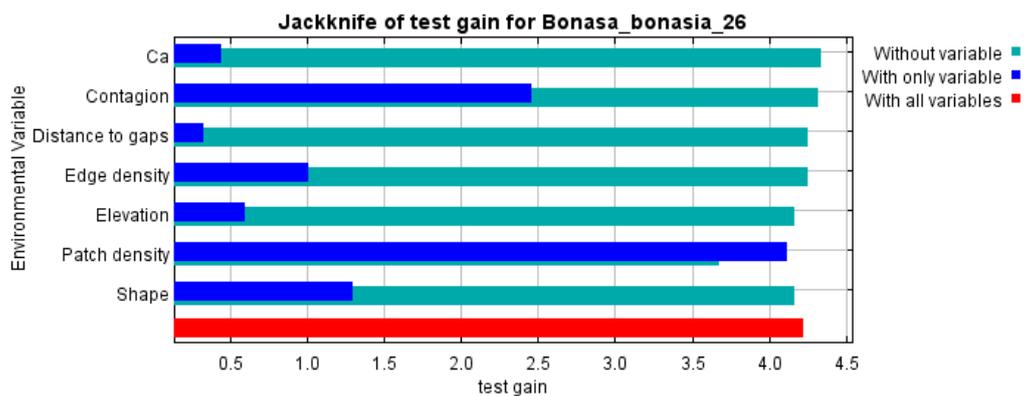


Figure 5: Result of jackknife test for evaluating the relative contribution of the predictor's variables to the habitat model of Hazel Grouse (The per cent of contribution of each variable to the model represented by the black bar and corresponding values may be found on the left axis. The two other bars represent the jackknife results for the model with only one variable (Var.alone) or with all variables but the analysed one (without var.)).

## Discussion

The modelling approach introduced in this study provided an operational approach for species conservation planning, in particular to inform management decision. The outputs of the model provided a spatial distribution of landscape structure while ranking at the same time habitat suitability for the species. Our habitat suitability map provides baseline information about the spatial arrangement of potentially suitable habitat for Hazel Grouse and it clearly showed areas of high suitability adjacent to areas of lower quality (Figure2). However, one of the main challenges for a modeler is to identify the factors that represent resource gradients, for determining species distribution at an appropriate scale, (Franklin 2009). Our approach demonstrated that both environmental and landscape parameters were important for determining the spatial distribution of Hazel Grouse in the current study area.

### ***Environmental indicators***

Within our study area, elevation plays a key role in determining the distribution of potential habitats of Hazel Grouse. The restricted distribution of the highly suitable habitats of Hazel Grouse to higher elevations is in agreement with species records and published literature which indicate that the species does not occur in low areas (less than 1000 m in the French Alps) (Magnani 1993; Bernard-Laurent and Magnani 1994). Elevation is a surrogate of habitat heterogeneity and it offered reasonable explanation on the role of other environmental factors such as vegetation and temperature (Kumar et al. 2006; Stage and Salas 2007) which determined the habitat suitability of the species by influencing forest species composition. Within our study area, the distribution range of Hazel Grouse was mainly limited by altitude and thus, by the availability of mixed (Fir-Beech) and coniferous forests. Spruce dominated multi-layered forest with a deciduous feature is restricted to areas at high altitude and it is considered as representative of Hazel Grouse living conditions in the Alps Mountains (Swenson 1993; Mathys et al. 2006; Schäublin and Bollmann 2011). This can be explained by the feeding regime (winter habitat selection) (Sachot et al. 2003; Schäublin and Bollmann 2011), as the food resources are restricted and difficult to access in winter and also refuge place from preys is limited. That is why mixed forests are increasingly used in winter (Swenson et al. 1995; Rhim and Lee 2002), where a favorable combination of

food and cover (Swenson and Danielsen 1991; Swenson 1995; Åberg et al. 2003). Moreover, species reproduction is affected by prelaying period weather (Swenson and Saari 1994 ) because the females are greatly dependant on exogenous nutrient and energy sources for clutch formation and adverse weather or late winter can reduce the foraging time due to rain and wet vegetation and thus decrease the reproductive success (Klaus 2007).

### ***How do landscape features influence Hazel Grouse occurrence in mountain forest?***

The type of data to describe predictors used in SDMs and also the need to rely on surrogates are critical issues (Franklin 2009). For biodiversity estimations and monitoring, landscape metrics are highly informative and capable of interpretation (Feest et al. 2010). Therefore, they are largely used for monitoring landscapes (Schindler et al. 2008) and they have to play a considerable role in biodiversity analysis and assessment especially in local studies of species distribution and for monitoring (see Walz (2011)). Our results confirm that Hazel Grouse habitat quality is determined by forest landscape spatial structure descriptors. In this sense the modeling tool used can be promisingly useful for assessment of landscapes and to provide a set of replicable indicators.

Habitat heterogeneity is often illustrated by spatial descriptions of the habitats (Gustafson 1998; Burel and Baudry 2003) and it is characterized by several landscape indicators such as contagion, patch density and edge density (Li and Reynolds 1993; McGarigal and Marks 1995; Riitters et al. 1996; Kati et al. 2010). Landscape heterogeneity features are considered the main drivers (surrogates) of habitat quality, thus of Hazel Grouse occurrence, as it was previously documented (Mathys et al. 2006; Öhman et al. 2011; Schäublin and Bollmann 2011; Kajtoch et al. 2012), but this was not explicitly tested. The present study demonstrates that contagion and patch density indices influence significantly the probability of Hazel Grouse occurrence. MaxEnt permutation importance indicates that the model depends heavily on contagion variable which reflects the degree of habitat heterogeneity. However, landscape structure indicators are highly correlated (Li and Wu 2004). Therefore, variable contribution should be interpreted with caution. Some variables such as edge density and distance to gaps have poorly contributed in the predicted habitat suitability map (Table2),

but they are highly correlated with contagion variable (Li and Reynolds 1993; McGarigal and Marks 1995; Riitters et al. 1996; Li and Wu 2004). As a result, our study support the importance of landscape structure indicators for predicting Hazel Grouse habitat quality that is introduced by the heterogeneity which imply increasing of edge forest amount and dispersed gaps. These elements improve the quality of Hazel Grouse habitat throughout a high supply of food and refuge resources (Swenson 1995; Müller et al. 2009). Although it must be considered that gaps must be small enough to provide shelter to Hazel Grouse. Eventually, our results indicate that our study area is representative of the livelihood conditions of Hazel Grouse in the Alps; therefore, we have to stress here the points for species suitable habitat management.

### ***Usefulness of habitat model as an operational tool for conservation in Chartreuse Natural Park***

Systematic conservation planning requires information on the spatial distribution of biodiversity. Forest managers and conservationists benefit greatly from understanding species habitat requirements and determining priority conservation needs. Considering the difficulties in accessing some part of Chartreuse forest (rocky crests and valleys never acceding) (Brossier 1954), targeting efforts to areas of high probability of species occurrence will increase the success of future field excursions. In the current study, prioritization is based upon projected distributions generated by niche modelling of Hazel Grouse occurrence data collected from surveys in the State Forest of Grande Chartreuse. Our fitted model in this study suggests insights for further planning perspectives in favor to Hazel Grouse species as it allows defining potentially suitable areas and discovering new areas over relative coarse geographical scale. Prioritization result highlights also areas that warrant attention for future surveys.

This work proposed two criteria as primary instruments for monitoring Hazel Grouse habitat forests. Management decision can be made at two levels; one for management decisions at broad scale (e.g. region) basing at elevation criteria (more than 1000m) other for monitoring and managing the habitat at finer scale considering the heterogeneity elements “fine

tuning". Accordingly, one can wonder how to maintain this habitat suitability in the long term or maybe enhance the habitat quality in the sectors of low habitat suitability. Habitat suitability could be improved by adopting forest measures that aim to increase the carrying capacity of Hazel Grouse, hence maintaining habitat heterogeneity. In our study area, there are many possible management actions as the habitat quality is spatially variable. Generally, alpine topography characteristic supports a mosaic of early serial stages, so we could adopt forestry measures that guarantee young serial stages required for Hazel Grouse presence. This is seem to benefit also other elements of biodiversity (Kati et al. 2010) within sub Alpine ecosystem.

However, increasing heterogeneity could conduct to habitat fragmentation (Fahrig 2003; Fahrig et al. 2011). Therefore, attention must be paid to the degree of heterogeneity to avoid the loss of biodiversity and the increase of species predation risk. So, we can maintain the suitable species habitat through an increase of heterogeneity levels but only to some extent (Fahrig et al. 2011; Jackson and Fahrig 2012). We can retain here, the intermediate heterogeneity hypothesis proposed by (Fahrig et al. 2011) in which there is a limit threshold for positive heterogeneity effect on biodiversity. For example, open ground of 100-240 m wide did not seem to present an obstacle to Hazel Grouse dispersing , in managed forest landscape in the southeastern French Alps (Montadert and Léonard 2006), while habitat patch isolated by 100-150 m of open ground were unoccupied in Sweden forest (Åberg et al. 1995). In all, these guidelines could be applied where habitat composition and landscape structure mountains are the same i.g internal sub Alps.

Nevertheless, conservation of species and its habitat cannot be done in isolation outside the sphere of anthropogenic biomes (Ellis and Ramankutty 2008), species reintroduction plan should therefore carefully selected appropriate areas under different settings. The management scenario is depending on the tradeoff between economical and ecological targets and modelling approach could provide the possibility to compare these scenarios from the perspective of biodiversity conservation.

### ***Model limitation and furthermore research***

We argue in this study that MaxEnt model can be considered for inclusion on traditional forest planning process to manage biodiversity conservation. An overestimation of the suitable habitat is a drawback, since the model demonstrate the fundamental niche of species and it does not take biotic interaction into consideration (e.g., inter-specific competition, predation) (Van Horne 2002; Anderson and Martinez-Meyer 2004; Pearson 2007). Nevertheless, this over estimation of species distribution area can be considered as a conservative approach, if the objective is to protect rare or endangered species (Fielding and Belle 1997). Moreover, habitat suitability models are a simplification of reality and the model could never replaced detailed ongoing collection of field data (Hirzel and Le Lay 2008). Data deficiencies (e.g. small samples of species occurrences, biased or lacking absences) and errors in specification of model (Barry and Elith 2006) are the main causes of uncertainty in SDMs, therefore, it is necessary to interpret such model with high caution (Elith and Leathwick 2009). However, the model can be fed with new presence data and be run again, fine tuning the model and reducing omission error. Ultimately, we have conducted our research at small scale, but at the macro-scale, there would be still some open questions: How do climate change scenarios (strong vs moderate) influence the eco-climatic envelope of Hazel Grouse in the Alps? SDM is often used as tool to examine the niche stability of species over short or long time (Franklin 2009). A forward step is proved also by (Elith et al. 2010) using MaxEnt for an invasive species.

## **Conclusion**

Habitat heterogeneity has been shown to be a key element for sustaining high biodiversity level in general (Tews et al. 2004; Kati et al. 2010; Fahrig et al. 2011). Here, we have qualitatively recognized that landscape heterogeneity in sub-Alpine ecosystem is essential for the occurrence of Hazel Grouse, an emblematic element of the Alpine fauna. This is also true for similar species like capercaillie Tetrao urogallus in subalpine woodland (Suter et al. 2002). Consequently, promoting optimal conditions for Hazel Grouse survival would be affirmative to Alpine biodiversity in general under the assumption that Hazel Grouse may play the role of an umbrella species within such ecosystem.

Within the context of global grouse decline (Storch 2000), the methodological approach used in this study could be used to acquire geographic understanding and appreciation of biodiversity. Our study is one of the few studies to use probability data on species' distribution to systematically plan the conservation of Hazel Grouse at fine scale and it is important because Hazel Grouse is a threatened species and also France must respond to the need of conservation status evaluation of its habitat under the framework of the Habitat Directive (Article 17). The initial objective of stopping the loss of biodiversity by 2010 has not been respected. In all, following the overall failure of global CBD 2010 targets, it is, after all, very interesting to see what the global high-ranking political community has in mind for the next decade. Nagoya (2010) discussions set goals that nations must consider in terms of conservation. In order to assess progress in achieving the goals of the strategic plan of CBD 2020, we need to agree on a framework of focal areas to guide the actions. And to be effective, the implementation must occur across sectors of high potential for biodiversity (hotspot), at the same time, biodiversity issues must be integrated into national policies programs and forestry. This could be used to address decision makers (Cabeza et al. 2004; Wilson et al. 2005) with scientifically sound data to create more predicted biodiversity area. One of the main reasons of CBD 2010 failure was the lack of species spatial distribution information (location) and also absence of a multiscale analysis approach. Thus, the modelling approach developed in this work could be very promising to support CBD 2020

targets. As it allows to gain spatial knowledge on species distribution and recognizes major knowledge gaps (Jetz et al. 2012). Our results are consistent with previous studies on landscape structure effects on forest species (see Schindler et al (2008; 2012). The approach developed provides evidence to increase protection in areas with low range suitability (critical sectors) if needed. In that way supports planning allowing a compromise in between economic needs and species distribution, ensuring levels of suitability between existing and potential target habitats.

## References

Åberg, J., G. Jansson, J. Swenson, E. and P. Angelstam (1995). "The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments." *Oecologia* 103: 265-269.

Aberg, J., G. Jansson, J. Swenson, E. and G. Mikusinski (2000a). "Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable areas." *Wildlife Biology* 6: 89-99.

Åberg, J., J. Swenson, E. and P. Angelstam (2003). "The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches." *Forest Ecology and Management* 175: 437-444.

Addicott, J., F., J. M. Aho, M. Antolin, F., D. K. Padilla, J. Richardson, S. and D. Soluk, A. (1987). "Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns." *Oikos* 49(3): 340-346.

Anderson, R., P. and E. Martinez-Meyer (2004). "Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador." *Biological Conservation* 116(2): 167-179.

Anderson, R. P., D. Lew and A. T. Peterson (2003). "Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models." *Ecological Modelling* 162(3): 211-232.

Andren, H. (1994). "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review." *Oikos* 71(3): 355-366.

Angelstam, P., J. Roberge, M., A. Lohmus, M. Bergmanis, G. Brazaitis, M. Breuss-Dönz, L. Edenius, Z. Kosinski, P. Kurlavicius, V. Larmanis, M. Lukins, G. Mikusinski, E. Racinski, M. Strazeds and P. Tryjanowski (2004). "Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds." *Ecologica Bulletin* 51: 427-453.

Araújo, M. B. and P. H. Williams (2000). "Selecting areas for species persistence using occurrence data." *Biological Conservation* 96: 331-345.

Austin, M., P. (2002). "Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling." *Ecological Modelling* 157(2-3): 101-118.

Baldwin, R. A. (2009). "Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research." *Entropy* 11: 854-866.

Barbosa, A., M., R. Real and J. Vargas, M. (2010). "Use of Coarse-Resolution Models of Species' Distributions to Guide Local Conservation Inferences." *Conservation Biology* 24(5): 1378-1387.

Barry, S. and J. Elith (2006). "Error and uncertainty in habitat models." *Journal of Applied Ecology* 43(3): 413-423.

Baskent, E., Z. and G. Jordan, A. (1996). "Designing forest management to control spatial structure of landscapes." *Landscape and Urban Planning* 34(1): 55-74.

Bender, D., J., T. Contreras, A. and L. Fahrig (1998). "Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect." *Ecology* 79(2): 517-533.

Bernard-Laurent, A. and Y. Magnani (1994). "Statut, évolution et facteurs limitant les populations de gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en France: synthèse bibliographique." *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl* 11: 5-40.

Blache, J. (1931). *Les massifs de la Grande Chartreuse et du Vercore. tom:II géographie humaine.* Grenoble Université de Grenoble. Phd: 514p.

Brossier, J. (1954). "massif de la Chartreuse: notice descriptive." *Eaux et Forêt.*

Burel, F. and J. Baudry (2003). *Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications*, Science Publishers.: 362p.

Cabeza, M., M. Araújo, B. R. Wilson, J. C. Thomas, D. M. Cowley, J. R. and A. Moilanen (2004). "Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design." *Journal of Applied Ecology* 41(2): 252-262.

Carroll, C., R. Noss and P. Paquet (2001). "Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky region." *Ecological Applications* 11(4): 961-980.

Chevallier, P. and M. Couailhac, J. (1983). *L'administration des eaux et forêts dans le département de l'Isère au XIXe siècle: sauvegarde et reconstitution du patrimoine*, Université des sciences sociales de Grenoble: 99p.

Collinge, S., K. and R. Forman, T. T. (1998). "A conceptual model of land conversion processes: Predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects." *Oikos* 82(1): 66-84.

Cushman, S., A. (2006). "Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus." *Biological Conservation* 128(2): 231-240.

Dale, R., T., P. Dixon, M. Fortin, J., P. Legendre, D. Myers, E. and M. Rosenberg, S. (2002). *Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis*. Oxford, ROYAUME-UNI, Blackwell.

Diekötter, T., S. Wamser, V. Wolters and K. Birkhofer (2010). "Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137(1-2): 108-112.

Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R. Hijmans, F. Huettmann, J. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, M. Jacob, T. Peterson, S. Phillips, K. Richardson, R. Pereira, R. Schapire, J.

Soberon, S. Williams, M. Wisz and N. E. Zimmermann (2006). "Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data." *Ecography* 29(2): 129-151.

Elith, J., M. Kearney and S. Phillips (2010). "The art of modelling range-shifting species." *Methods in Ecology and Evolution* 1(4): 330-342.

Elith, J. and J. Leathwick, R. (2009). *Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time*. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics. Palo Alto, Annual Reviews. 40: 677-697.

Elith, J., S. Phillips, J., T. Hastie, M. Dudík, Y. Chee, En. and C. Yates, J. (2011). "A statistical explanation of MaxEnt for ecologists." *Diversity and Distributions* 17(1): 43-57.

Ellis, E., C. and N. Ramankutty (2008). "Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world." *Front Ecol Environ* 6(8): 439-447.

Fahrig, L. (2003). *Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 34: 487-515.

Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F. Burel, G., T. Crist, O., R. Fuller, J., C. Sirami, G. Siriwardena, M. and J. Martin, L. (2011). "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes." *Ecology Letters* 14(2): 101-112.

Fahrig, L. and G. Merriam (1994). "Conservation of fragmented populations." *Conservation Biology* 8(1): 50-59.

Feest, A., T. Aldred, D. and K. Jedamzik (2010). "Biodiversity quality: A paradigm for biodiversity." *Ecological Indicators* 10(6): 1077-1082.

Ferrier, S. (2002). "Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here?" *Systematic Biology* 51: 331-363.

Fielding, A., H. and J. Belle, F. (1997). "A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models." *Environmental Conservation* 1(24): 38-49.

Forman, R., T. T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. New York, Cambridge University Press.

Franklin, J. (2009). *Mapping species Distribution: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)* Saint Diego State. , Cambridge University Press.

Gardet, P., J. Bailly and F. Sube (2009). *Projet de reintroduction du Bouquetin des Alpes dans la reserve naturelle national des hautes de Chartreuse. Parc naturel régional de Chartreuse.*

Graham, C., H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz and A. Peterson, T. (2004). "New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis." *Trends in Ecology & Evolution* 19(9): 497-503.

Groom, M., J. and C. Vynne, H. (2006). *Habitat loss and degradation. Principles of Conservation Biology. 3rd Edition.* Sinauer Associates, Sunderland,, Groom, M, J, Meffe, G, K , and Carroll, R, C. : 173-212.

Guisan, A. and N. E. Zimmermann (2000). "'Predictive habitat distribution models in ecology." *Ecological Modelling* 135: 147-186.

Gustafson, E., J. (1998). "Quantifying Landscape spatial Pattern: What Is the State of the Art?" *Ecosystems* 1: 143-156.

Hanski, I. (2005). "Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response." *EMBO reports* 6 (5): 388-392.

Hastie, T., J. and R. Tibshirani (1990). *Generalized Additive Models*. London,UK., Chapman and Hall/CRC.

Hinam, H., L. and C. St Clair, C. (2008). "High levels of habitat loss and fragmentation limit reproductive success by reducing home range size and provisioning rates of Northern saw-whet owls." *Biological Conservation* 141(2): 524-535.

Hirzel, A., H., J. Haussez, D. Chessel and N. Perrin (2002). "Ecological-Niche Factor Analysis: How to compute habitat suitability maps without absence data?" *Ecology* 7: 2027-2036.

Hirzel, A., H. and G. Le Lay (2008). "Habitat suitability modelling and niche theory." *Journal of Applied Ecology* 45: 1372-1381.

Hurlbert, A., H. and J. Haskell, P. (2003). *The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition*. Chicago, IL, ETATS-UNIS, University of Chicago Press.

IMBC ( 2008). *Biodiversity Conservation and Management for Enhanced Ecosystem Services: Responding to the Challenges of Global Change*. International Mountain Biodiversity Conference 92pp.

Jackson, H., B. and L. Fahrig (2012). "What size is a biologically relevant landscape?" *Landscape Ecology* 27(7): 929-941.

Jansson, G., P. Angelstam, J. Aberg and J. Swenson, E. (2004). "Management targets for the conservation of Hazel Grouse in boreal landscape." *Ecolo. Bull* 51: 259-264.

Jetz, W., J. McPherson, M. and R. Guralnick, P. (2012). "Integrating biodiversity distribution knowledge: toward a global map of life." *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* 27(3): 151-159.

Jiménez-Valverde, A., J. Lobo, M. and J. Hortal (2008). "Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling." *Diversity and Distributions* 14(6): 885-890.

Kajtoch, L., M. Zmihorski and Z. Bonczar (2012). "Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality." *European Journal of Forest Research*: 1-13.

Kati, V., K. Poirazidis, M. Dufur, J. Halley, M., G. Korakis, S. Schindler and P. Dimopoulos (2010). *Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece*. Heidelberg, ALLEMAGNE, Springer.

Kati, V., K. Poirazidis, M. Dufrêne, J. Halley, G. Korakis, S. Schindler and P. Dimopoulos (2010). "Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece." *Biodiversity and Conservation* 19(6): 1585-1597.

Kharouba, H., M., J. Nadeau, L., E. Young and J. Kerr, T. (2008). "Using species distribution models to effectively conserve biodiversity into the future." *Biodiversity* 9: 39-46.

Klaus, S. (2007). "A33-years of hazel grouse *Bonasa bonasia* in bohemian forest, sumava, Czech Republic: effects of weather on density in autumn." *Wildl.Biol* 13: 105-108.

Körner, C., Ed. (2002 ). *Mountain biodiversity: a global assessment* Shpen E (ed). London, Parthenon.

Körner, C. (2004). "Mountain biodiversity, its causes and function." *Ambio* 13: 11-17.

Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S. J. Phillips, C. D. Thomas, H. Beentje, J. Dransfield, B. L. Fisher, F. Glaw, T. C. Good, G. J. Harper, R. J. Hijmans, D. C. Lees, E. Louis, R. A. Nussbaum, C. J. Raxworthy, A. Razafimpahanana, G. E. Schatz, M. Vences, D. R. Vieites, P. C. Wright and M. L. Zjhra (2008). "Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools." *Science* 320(5873): 222-226.

Krummel, J., R., R. Gardner, H., G. Sugihara, R. O'Neill, V. and P. Coleman, R. (1987). "Landscape Patterns in a Disturbed Environment." *Oikos* 48: 321-324

Kumar, S., T. J. Stohlgren and G. W. Chong (2006). "Spatial Heterogeneity Influences Native and Nonnative Plant Species Richness." *Ecology* 87(12): 3186-3199.

Lambeck, R., J. (1997). "Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation." *Conservation Biology* 11(4): 849-856.

Li-guang, L., H. Xing-yuan, L. Xiu-zhen, W. Qing-chun and Z. Yong-hua (2005). "Comparison of two approaches for detecting the depth of edge influence on vegetation diversity in the arid valley of southwestern China." *Journal of Forestry Research* 16(2): 105-108.

Li, H. and J. Reynolds (1993). "A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes." *Landscape Ecology* 8(3): 155-162.

Li, H. and J. Wu (2004). "Use and misuse of landscape indices." *Landscape Ecology* 19: 389-399.

Lieser, M., D. Eisfeld and S. Mann (1995). "Evaluation of Hazel Grouse habitat in the Black Forest (southern Germany) and implications for habitat management." *The International Grouse Symposium*. : 106-110.

Lindenmayer, D., B., C. Margules, R. and D. Botkin, B. (2000). "Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management." *Conservation Biology* 14(4): 941-950.

Longru, J., H. He, S., Z. Yufei, B. Rencang and S. Keping (2010). "Assessing the effects of management alternatives on habitat suitability in a forested landscape of Northeastern China." *Environmental Management* 45(5): 1191-1200.

Magnani, Y. (1993). "La Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* en France : statut territorial et évolution." Rapport technique, O.N.C., station des Alpes du NordS vrier.: 16PP.

Manly, B., F., L. McDonald, L., D. Thomas, L., T. McDonald, L. and W. Erickson, P. (2002). *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*, 2nd ed Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Manton, G., M., P. Angelstam and G. Mikusinski (2005). "Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data." *Landscape Ecology* 20: 827-839.

Margules, C., R. and S. Sarkar (2007). *Systematic Conservation Planning*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Martínez-Meyer, E., A. Townsend P and W. Hargrove, W. (2004). "Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity." *Global Ecology and Biogeography* 13(4): 305-314.

Mathys, L., N. Zimmermann, E., N. Zibindes and W. Suter (2006). "Identifying habitat suitability for hazel grouse (*Bonasa bonasia*) at the landscape scale." *Wildl.Biol* 12: 357-366.

Mauz, I., D. Malavieille, C. Micheels, J. Perret and S. Messad (1996). *Enjeux socio-économiques et capacité d'adaptation des stations de moyenne montagne: Analyse d'un échantillon de trois stations*. Grenoble, Cemagref, Unit  : Développement des Territoires Montagnards 82p.

McGarigal, K. and B. Marks, J. (1995). *Fragstats - Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. In: General Technical Report RN:351. U.S. Forest Service, Portland, OR, USA

Montadert, M. and S. Klaus (2011). "Hazel grouse in open landscapes." *Newsletter of theWPA/BirdLife/Species Survival Commission Grouse Specialist Group*(41): 13-20.

Montadert, M. and P. Léonard (2006). "Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps." 148: 1-13.

Müller, D., B. Schröder and J. Müller (2009). "Modelling habitat selection of cryptic hazel Grouse *Bonasa Bonasia* in montane forest." *Journal Ornithology* 6: 20p.

Myers, N., R. Mittermeier, A., C. Mittermeier, G. , G. da Fonseca, A, B. and J. Kent (2000). "Biodiversity hotspots for conservation priorities." *Nature* 403: 853-858.

Nagoya (2010). Report of the tenth meeting of the conference of the parties to the convention on biological diversity. Conference of the parties to the convention of biological diversity. UNEP, CDB and COP. Japan 339p.

Öhman, K., L. Edenius and G. MikusiÅ„ski (2011). "Optimizing spatial habitat suitability and timber revenue in long-term forest planning." *Canadian Journal of Forest Research* 41(3): 543-551.

Ortega-huerta, M., A. and A. T. Peterson (2008). "Modeling ecological niches and prediction geographic distributions: a test of six presence-only methods." *Revista mexicana de Biodiversidad* 79: 205-216.

Patthey, P., N. Signorell, L. Rotelli and R. Arlettaz (2012). "Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications." *European Journal of Wildlife Research* 58(1): 59-70.

Pawar, S., M. Koo, S., C. Kelley, M. Ahmed, F., S. Choudhury and S. Sarkar (2007). "Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. ." *Biological Conservation* 136: 346-361.

Pearce, J. and S. Ferrier (2000). "Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression." *Ecological Modelling* 133: 225-245.

Pearson, R. G. (2007). Species distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. <http://ncep.amnh.org>.

Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura and T. Peterson (2007). "Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar." *Journal of Biogeography* 34(1): 102-117.

Phillips, S., J., R. Anderson, P. and R. Schapire, E. (2006). "Maximum entropy modeling of species geographic distributions." *Ecological Modelling* 190(3-4): 231-259.

Phillips, S., J., M. Dudik, J. Elith, C. Graham, H., A. Lehamann, J. Leathwick and S. Ferrier (2009). "Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data." *Ecological Application* 19: 181-197.

Phillips, S. J. and M. Dudik (2008). "Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation." *Ecography* 31: 161-175.

Pino, J., F. Roda, J. Ribas and X. Pons (2000). Landscape structure and bird species richness : implications for conservation in rural areas between natural parks. Amsterdam, PAYS-BAS, Elsevier.

Rhim, J., S. (2010). "Spring-season social organization of the Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in relation to habitat type in temperate forests of South Korea." *Ornis Fennica* 87: 160-167.

Rhim, J., S. and W. Lee, S. (2002). "Characteristic of seasonal movement of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in temperate forest." *Jornale of Forestry recherche* 2: 131-134.

Rhim, S., J. and S. Son (2009). "Natal dispersal of hazel grouse *Bonasa bonasia* in relation to habitat in a temperate forest of South Korea." *Forest Ecology and Management* 258(7): 1055-1058.

Riitters, K., H., R. O'Neill, V., J. Wickham, D. and K. B. Jones (1996). "A note on contagion indices for landscape analysis." *Landscape Ecology* 11(4): 197-202.

Rondinini, C. and L. Boitani (2007). "Systematic Conservation Planning and the Cost of Tackling Conservation Conflicts with Large Carnivores in Italy." *Conservation Biology* 21(6): 1455-1462.

Saari, L., J. Aberg and J. Swenson, E. (1998). "Factors Influencing the Dynamics of Occurrence of the Hazel Grouse in Fine-Grained managed Landscape." *Conservation Biology* 12: 586-592.

Sachot, S., N. Perrin and C. Neet (2003). "Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implication for conservation." *Biological Conservation* 112: 373-382.

Schäublin, S. and K. Bollmann (2011). "Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests." *Journal of Ornithology* 152: 179-192.

Schindler, S., K. Poirazidis and T. Wrbka (2008). "Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dardia National Park, Greece." *Ecological Indicators* 8(5): 502-514.

Schindler, S., H. Von Wehrden, K. Poirazidis, T. Wrbka and V. Kati (2012). "Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates." *Ecological Indicators*: In Press.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.1004.1012>.

Seoane, S., S. and J. Baudry (2002). "Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception." *Ecography* 25(4): 499-511.

Soberon, J. and A. Peterson, T. (2005). " Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distribution areas." *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.

Songer, M., M. Delion, A. Biggs and Q. Huang (2012). "Modeling Impacts of Climate Change on Giant Panda Habitat." *International Journal of Ecology* 2012: 12.

Stage, A., R. and C. Salas (2007). "Interactions of Elevation, Aspect, and Slope in Models of Forest Species: Composition and Productivity." *Forest Science* 53: 486-492.

Storch, I. (2000). "Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview." *Wildlife Biology* 6: 195-204.

Storch, I. (2007). "Grouse. Status survey and conservation action plan 2006-2010." IUCN, the world feasant association: Gland, Switzerland.

Suter, W., R. Graf, F. and R. Hess (2002). *Capercaillie (Tetrao urogallus) and avian biodiversity: Testing the umbrella-species concept*. Hoboken, NJ, ETATS-UNIS, Wiley-Blackwell.

Swenson, J., E. (1993). "The Importance of Alder to Hazel Grouse in Fennoscandian Boreal Forest: Evidence from Four Levels of Scale." *Ecography* 16: 37-46.

Swenson, J., E. (1995). "The habitat requirements of hazel grouse." *Proceedings on the international symposium on Grouse* 6: 155-159.

Swenson, J., E. and P. Angelstam (1993). "Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession." *Canadian Journal of Zoology* 7: 1303–1310.

Swenson, J., E. and J. Danielsen (1991). "Status and conservation of hazel grouse in Europe." *Ornic Scandinavica* 22: 297-298.

Swenson, J., E. and L. Saari (1994). "Effects of weather on Hazel Grouse reproduction: an allometric perspective." *Journal of avian biology* 25: 8-14.

Swenson, J. E., A. V. Andreev and S. V. Drovetskii (1995). "Factors shaping winter social organization in hazel grouse *Bonasa bonasia*: A comparative study in the eastern and western Palearctic." *Journal of Avian Biology* 26(1): 4-12.

Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager and F. Jeltsch (2004). "Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures." *Journal of Biogeography* 31(1): 79-92.

Thomas, D., L. and E. Taylor, J. (1990). "Study Designs and tests For Comparing Ressource use and availability." *Journal Wildlife Management* 2: 322-330.

Thornton, D., H., L. Branch, C. and M. Sunquist, E. (2010). "The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies." *Landscape Ecology*: 1-12.

Thuiller, W. (2003). "BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change." *Globale Change Biology* 9: 1353-1362.

Thuiller, W., D. Richardson, M., P. Pyšek, G. Midgley, F., G. Hughes, O. and M. Rouget (2005). "Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale." *Global Change Biology* 11(12): 2234-2250.

Urbina-Cardona, J., N. (2008). "CONSERVATION OF NEOTROPICAL HERPETOFAUNA: RESEARCH TRENDS AND CHALLENGES." *Tropical Conservation Science* 1: 359-375.

Urbina-Cardona, J., N. and R. Loyola, D. (2008). "Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough?" *Tropical Conservation Science* 1(4): 417-445.

Van Horne, B. (2002). Approaches to habitat suitability: the tensions between pattern and process and between specificity and generality. Prediction species occurrence: issues of accuracy and scale. J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al. Washington: 63-72.

Walz, U. (2011). "Landscape structure, landscape metrics and biodiversity." *Living reviews in landscape research*. 5, 3 <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-2013>.

Wilson, K., R. Pressey, L., A. Newton, M. Burgman, H. Possingham and C. Weston (2005). "Measuring and Incorporating Vulnerability into Conservation Planning." *Environmental Management* 35(5): 527-543.

Wu, J. (2004). "Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations." *Landscape Ecology* 19(2): 125-138.

Wu, J., W. Shen, W. Sun and P. Tueller, T. (2002). "Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics." *Landscape Ecology* 17(8): 761-782.

Zaniewski, A., E., A. Lehamann and J. Overton, McC. (2002). "Predicting species spatial distributions using presence- only data: a case study of native new Zealand ferns." *Ecological Modelling* 157: 261-280.

---

## DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES

ce travail de thèse relevant de l'écologie de la conservation et de l'écologie du paysage est une contribution scientifique méthodologique et conceptuelle pour une meilleure connaissance de la distribution de la gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia*) en Chartreuse. Il nous a en effet permis de délimiter des espaces de conservation dépendants des besoins écologiques de l'espèce étudiée en se basant sur une échelle pertinente (espace de perception). Cette approche constitue l'un des premiers essais de spatialiser de la qualité de l'habitat de la gélinotte en Chartreuse, qui était devenu une nécessité face aux changements actuels de son habitat et du paysage montagnard. En effet, au sein d'un PNR présentant des enjeux écologiques, économiques et touristiques, les populations de gélinotte demeurent largement inconnues, notamment en raison de leur discrétion et de la difficulté d'accès au terrain en montagne.

L'approche de la modélisation de la qualité de l'habitat dispose d'un large champ d'applications pour appuyer les décisions de gestion vis-à-vis de la biodiversité (Pawar et al. 2007; Baldwin 2009; Franklin 2009; Barbosa et al. 2010); par exemple, favoriser l'hétérogénéité spatiale des peuplements dans tel ou tel secteur afin de protéger l'espèce en question, ou délimiter de nouveaux espaces de protection choisis en fonction des indicateurs connus pour influencer le processus en question (Araùjo and Williams 2000; Pearce and Ferrier 2000; Ferrier 2002; Thuiller 2003; Cabeza et al. 2004; Martínez-Meyer et al. 2004; Elith et al. 2006; Elith et al. 2011).

En quoi l'absence de la gélinotte des bois reflètera-t-elle un manque de prise en compte de la biodiversité ? Comment cette biodiversité est-elle intégrée dans les principes de gestion en Chartreuse ? Effectivement, la gestion actuellement appliquée dans cette forêt n'affecte pas que la gélinotte. Afin d'apprécier l'état de la biodiversité en forêt de Chartreuse, la gélinotte des bois semble être néanmoins un bon indicateur dans la mesure où ses exigences environnementales sont assez complètes et font état d'une biodiversité présente. Or, il faut mettre en pratique des démarches consensuelles et des plans d'actions, orientés vers la conservation de cette espèce exigeante indicatrice de bonne qualité de l'habitat forestier.

Néanmoins, les acteurs concernés s'interrogent moins sur le « comment gérer » que sur le « où gérer ». En d'autres termes, ils cherchent à définir les périmètres de bonne qualité d'habitat afin d'optimiser la gestion. Cet habitat est souvent évalué par la quantité d'habitats et grâce à certains éléments locaux et ce quelque soit leur arrangement spatial. Dans notre travail, nous avons cherché à isoler les effets liés à la quantité d'habitats de ceux liés à leur arrangement spatial. L'approche spatialement explicite et la méthode présentée dans cette étude permettent de hiérarchiser la qualité de l'habitat potentiel de la gélinotte des bois qui y est prédit afin d'améliorer les approches d'évaluation et de suivi de la biodiversité. Dans ce contexte, notre travail n'est pas de fournir des outils clés en main aux gestionnaires mais plutôt de poser les jalons scientifiques d'une approche holistique s'inspirant des concepts de l'écologie du paysage.

Le patron du paysage, abordé de façon indirecte avec des indicateurs à différents échelles, évalue un potentiel de la qualité de l'habitat. Nos résultats permettent de quantifier et de spatialiser les habitats potentiellement favorables à la gélinotte dans ce paysage (bonne qualité d'habitat forestier). A terme, cela contribuera à cerner les zones potentiellement à risque pour l'animal à cause des impacts négatifs dus aux activités humaines (principalement la gestion forestière), pour ainsi procurer des applications pour limiter ces impacts dans les zones critiques.

Toutefois, il est actuellement crucial de mieux intégrer la préservation de la biodiversité dans la gestion forestière, surtout dans les forêts qui disposent d'une richesse économique à fort

potentiel de biodiversité. Ainsi, en matière de gestion forestière, les actions sont désormais censées provenir des expérimentations, des protocoles de gestion et des modalités d'intervention permettant à la fois la viabilité économique, l'accessibilité sociale et la préservation des services écosystémiques notamment la biodiversité. Par exemple, l'intervention potentielle doit toucher principalement les formations à faible valeur économique mais favorables à certaines espèces.

Comme déjà convenu, la gélinotte est une espèce emblématique de la conservation de la biodiversité. La démarche employée et les outils testés ont montré de grandes potentialités et opérationnalités dans l'objectif de la conservation de l'habitat de la gélinotte listé dans l'Annexe 1 de la Directive habitat (CEE/79/409). D'autre part, un autre atout de la méthode pour les gestionnaires forestiers que la localisation des zones critiques, est qu'elle permet de réduire le travail du terrain (temps, économie) en se basant sur des variables explicites spatiales calculées à partir des données cartographiques disponibles sur la zone d'étude.

# **1. L'hétérogénéité verticale et horizontale pour évaluer l'habitat de la gélinotte**

Les descripteurs stationnels, notamment la couverture de branches basses et de strate arbustive, expliquent sans surprise la présence de l'espèce mieux que les descripteurs spatiaux. Mais ces derniers, en particulier l'indice de contagion et la distribution spatiale de certains habitats, conditionnés par l'hétérogénéité du paysage, fournissent à eux seuls une relation acceptable et validée avec cette présence. Au niveau local et paysager la gélinotte répond de manière assez cohérente (les couvertures herbacée et arbustive sont liées aux ouvertures ainsi que la quantité de lumière arrivée au sol).

Si elle reste moins performante que l'approche stationnelle pour expliquer la présence de la gélinotte, l'approche spatiale revêt une certaine importance, avec des descripteurs facilement calculables. En effet, les changements dans le paysage (i.e. fermeture de la canopée) influencent plus rapidement les éléments locaux et stationnels (comme la présence de branches basses) que la présence d'une espèce végétale consommée par la gélinotte qui peut encore rester quelques temps avant qu'elle disparaisse. La présence de branches basses, est un facteur primordial notamment pour raison de « mise en *sécurité* » et la fermeture du milieu implique plus de compétition entre les arbres, et ainsi moins de capacité de développer des branches basses, ce qui influence nettement l'occurrence de la gélinotte.

## ***1.1. L'hétérogénéité spatiale est un élément clé pour définir l'habitat propre à la gélinotte, à une échelle relativement fine***

Les analyses de l'importance relative des indices paysagers calculés sur différentes étendues nous ont permis d'une part de mettre en évidence le rôle important joué par un groupe d'indices du paysage reflétant l'hétérogénéité du paysage (densité de lisières et de patches d'ouverture, taux de recouvrement, contagion) qui joue un rôle clé dans la distribution de la gélinotte des bois et, d'autre part, nous avons trouvé que l'influence de cette hétérogénéité

est plus représentative sur une étendue optimale, pour la majorité de ces indicateurs, estimée à environ 6 hectares pour cette espèce. Cette étendue peut être estimée comme l'espace de perception au sein duquel la gélinotte intègre la structure du paysage. Nous avons mis en évidence la contribution de quelques indicateurs paysagers (spatialement explicites) pour le suivi de la qualité de l'habitat dans la forêt. Les indicateurs retenus synthétisent les informations de manière assez stable, et sont significatifs de l'hétérogénéité dans le paysage (Riitters et al. 1995; O'Neill et al. 1996). Ecologiquement, ce sont des indicateurs spatiaux de l'état de la mosaïque paysagère, comparables dans le temps en fonction de la périodicité de l'acquisition des données et capables effectivement de répondre aux besoins de planification.

Les patrons spatiaux nous ont permis de décrire une hétérogénéité spatialement explicite. Les taches des ouvertures<sup>4</sup> sont les entités au sein desquelles les valeurs d'un indicateur étudié présentent un certain degré d'homogénéité ou d'hétérogénéité de milieu. L'hétérogénéité spatiale du paysage influence le comportement des espèces animales (Fahrig et al. 2011) (e.g. la gélinotte des bois dans notre paysage d'étude). Nous constatons que la gélinotte est présente de façon privilégiée dans des zones hétérogènes. Elle se localise préférentiellement autour des ouvertures les moins défrichées, notamment celles qui deviennent une partie intégrale de la matrice forestière.

## ***1.2. L'hétérogénéité spatiale et la biodiversité comme un service écosystémique***

L'écologie du paysage peut contribuer à mieux comprendre les patrons spatiaux des services écosystémiques et à identifier où et comment l'hétérogénéité spatiale peut être améliorée. Elle contribue à trouver un compromis entre les services de production et la conservation de la biodiversité en visant les interventions spatiales des gestionnaires de l'espace (Turner et al. 2012). Compte-tenu du rôle indicateur de la gélinotte des bois, on peut la considérer

---

<sup>4</sup> Le nombre de tache est égal à la densité des taches sur une surface constante.

comme un service écosystémique fortement influencé par l'hétérogénéité au sein de son habitat.

L'hétérogénéité spatiale joue un rôle crucial dans la maintenance des services écosystémiques notamment la biodiversité. Toutefois, la compréhension du type, de la quantité et de la distribution des services écosystémiques est fondamentale pour l'évaluation de « tradeoffs » entre ces services et ainsi optimiser l'aménagement de l'écosystème. Ainsi, la quantification et la cartographie de ces services écosystémiques permettent d'identifier les zones critiques où ces services rencontrent des conflits. Dans le paysage forestier, les zones de haute qualité concernant les services des écosystèmes sont habituellement les zones de haute diversité fonctionnelle et compositionnelle (Lavorel et al. 2011). Nos résultats montrent que la distribution spatiale de la qualité de l'habitat est fortement liée à l'hétérogénéité spatiale dans le paysage. Cette carte de la qualité de l'habitat élaborée à une échelle pertinente peut être considérée comme un outil d'aide à la gestion permettant l'application d'une gestion compatible dans laquelle on intègre la planification de conservation avec les autres objectifs économiques de la forêt dans les zones critiques. Ainsi, cet outil pourrait être utile aux objectifs CDB 2020 après l'échec obtenu pour objectif 2010, du fait du manque d'informations spatialement explicites sur la distribution de la biodiversité et de l'analyse multi-échelle nécessaire pour avoir une vision holistique du statut de l'espèce en question.

### ***1.3. L'échelle optimale pour prendre en compte l'hétérogénéité***

Les différentes espèces réagissent à leur environnement à différentes échelles spatiales (O'Neill et al. 1988; Wiens 1989; Levin 1992; McGarigal and Marks 1995; Seoane and Baudry 2002; Thompson and McGarigal 2002; Jackson and Fahrig 2012). En effet, la perception de l'hétérogénéité dépend de l'échelle de travail et le rayon d'action des indicateurs paysagers est variable. Pour rendre ces indicateurs spatiaux du paysage effectivement opérationnels, il était nécessaire de déterminer l'échelle sur laquelle les variables étudiées étaient les plus significatives sur l'habitat de la gélinotte.

Nous avons donc constaté que la gélinotte des bois réagit différemment à l'hétérogénéité de l'environnement à différentes tailles d'étendues; cela est en accord avec plusieurs études qui confirment l'influence de l'échelle sur la relation entre l'espèce et son environnement (Grand et al. 2004; Schindler et al. 2012). Pour la gélinotte des bois, il est suffisant que les indices de l'hétérogénéité soient mesurés à une étendue de 6 hectares. Néanmoins, il n'y a pas une taille absolue pertinente d'un paysage pour une espèce donnée (Levin 1992).

De plus, nos résultats sont cohérents avec la conception de limitation de niche (les conditions biotiques et abiotiques dans lesquelles les espèces peuvent survivre et se reproduire avec succès) qui suggère que le changement de l'étendue spatiale sur laquelle nous étudions l'espèce influence la répartition spatiale (Storch et al. 2007). La faible capacité de dispersion de la gélinotte justifie l'échelle relativement fine sur laquelle elle aperçoit mieux son habitat (Jackson and Fahrig 2012). Globalement, une échelle grossière ne peut pas fournir des informations fiables sur les caractéristiques fines de l'habitat (Uuemaa et al. 2005). Par conséquent, en calculant les indicateurs sur l'espace de perception le plus petit possible, dans la mesure où la corrélation entre indicateurs et présence de la gélinotte demeure hautement significative, nous optimisons la qualité du modèle, car nous réduisons le risque d'intégrer dans le calcul des zones non concernées par la gélinotte et son habitat. L'échelle déterminée ici peut donc être considérée comme prometteuse car cette taille est assez petite pour caractériser une mosaïque représentative et assez grande pour tenir en compte des exigences spatiales de la gélinotte des bois.

Les effets des changements dans le paysage dépendent de la nature de l'habitat initial. Ici, nous retenons l'hypothèse de Fahrig et al. (2011) « l'hétérogénéité intermédiaire ». Dans cette hypothèse, l'augmentation de l'hétérogénéité affectera positivement la biodiversité ainsi que la présence de la gélinotte jusqu'à un certain point (seuil), puis il peut être possible de perdre le rôle positif de l'hétérogénéité, ce qui constituerait une menace pour la gélinotte des bois sensible aux zones ouvertes (manque de sécurité) (Åberg et al. 1995; Saari et al. 1998; Kajtoch et al. 2012).

#### **1.4. Impact des variables environnementales sur l'hétérogénéité**

Au sein de notre zone d'étude, l'altitude joue un rôle clé dans la détermination de la répartition des habitats potentiels de la gélinotte des bois. La distribution restreinte des habitats très favorables à la gélinotte des bois, à des altitudes plus élevées, est en accord avec les relevés de l'espèce et la littérature publiée qui indique que l'espèce ne se trouve plus dans les zones basses (moins de 1000 m dans les Alpes françaises) (Bernard-Laurent and Magnani 1994). L'altitude est un des facteurs explicatifs de l'hétérogénéité de l'habitat et il offre une explication raisonnable sur le rôle des autres facteurs environnementaux tels que la végétation et de la température (Kumar et al. 2006; Stage and Salas 2007). Ces derniers peuvent déterminer la qualité de l'habitat des espèces en influençant la composition des espèces des forêts. Au sein de notre zone d'étude, l'aire de répartition de la gélinotte des bois a été principalement limitée par l'altitude et, donc, par la disponibilité de peuplements mixtes (sapins et de hêtres) et des forêts de conifères (forêt dominée par l'épicéa), au sein d'une gamme de valeurs de température. La forêt dominée par l'épicéa avec multi-strate et une présence de feuillus est limitée aux zones à haute altitude ; de plus cette forêt est considérée comme représentative des conditions de vie de la gélinotte des bois dans les montagnes des Alpes (Swenson 1993; Mathys et al. 2006; Schaublin and Bollmann 2011), où la combinaison favorable de la nourriture et de la protection existe (Swenson and Danielsen 1991; Swenson 1995; Swenson et al. 1995; Rhim and Lee 2002; Åberg et al. 2003; Sachot et al. 2003; Schaublin and Bollmann 2011).

En conclusion, ces résultats, relevant d'une approche spatialement explicite, valident l'hypothèse selon laquelle la qualité de l'habitat de la gélinotte peut être modélisée avec une précision acceptable uniquement à partir d'indices paysagers, s'ils sont calculés sur la bonne étendue. Ils constituent donc une avancée intéressante pour une aide à la gestion, puisqu'ils préfigurent d'un outil permettant la localisation de zones prioritaires sur lesquelles la conservation de la gélinotte peut être optimisée.

## 2. Perspectives méthodologiques

### 2.1. *Extrapolation du modèle*

L'approche préconisée dans ce travail doit être considérée comme un outil facilitant le travail sur le terrain et l'extrapolation des résultats. Le résultat ne se veut pas absolument une représentation fidèle de la localisation de l'habitat favorable. Toutefois il est très utile comme base de réflexion sur la validité du modèle. La comparaison avec des relevés de terrain permet de soulever de nouvelles questions et oriente les propositions.

Connaissant la représentativité de chaque type d'habitat au sein du Parc Naturel Régional de Grande Chartreuse, le modèle de l'habitat établi et validé à l'échelle de la forêt domaniale de Grande Chartreuse pourra être extrapolé sur l'ensemble du PNR de Grande Chartreuse.

Le modèle a la chance d'être efficient sur d'autres zones du fait que les comportements de la gélinotte sont davantage liés à la structure du paysage qu'aux essences végétales elles-mêmes. Ainsi, notre approche spatiale est généralisable pour cette espèce par rapport à ses comportements dépendant du paysage. Toutefois, une validation de ce modèle doit toujours être envisagée dans un premier temps, avec des données récoltées sur le terrain, avant de l'appliquer sur d'autres massifs, comme le Jura ou les Vosges par exemple, où les conditions environnementales ne sont pas forcément similaires de celles-ci dans la zone de calibration de modèle.

D'autre part, la méthodologie de ce travail est généralisable. Les indicateurs retenus dans ce travail ont été calculés à partir des données qui étaient disponibles dans la zone d'étude et devront être a priori adaptés pour une utilisation sur d'autres sites car la mise en œuvre de cette méthode dépend du principe sur lequel elle est basée (relation occurrence gélinotte - qualité habitat). Par ailleurs, ces travaux de modélisation permettent de réaliser une comparaison rapide entre les différents sites et entre différentes périodes au sein du même site, même sur une grande étendue, si cela reste informatiquement possible.

## ***2.2. La valeur ajoutée potentielle d'une carte de végétation comme un facteur de qualité de l'habitat***

La végétation et la diversité de sa structure physique sont déterminantes pour la préservation de la biodiversité. Les diverses espèces végétales fournissent des éléments d'alimentation et de refuge pour beaucoup d'espèces animales. Or, comprendre la distribution de cette végétation et les facteurs qui l'influencent est une étape cruciale pour la gestion des communautés végétales forestières et la conservation des espèces animales qui leur sont associées. La variabilité de la végétation, aussi bien sur le plan spatial que temporel, incite à considérer avec précaution l'application de « normes » de gestion systématique de cette végétation. Le contexte historique et le contexte paysager déterminent en partie les patrons de distribution. En effet, la flore reflète les conditions locales, mais aussi les effets du paysage (Avon 2010). Le contexte paysager au travers par exemple des taches d'ouverture dans le milieu (clairières forestières) conditionne les patrons de distribution des plantes et ainsi l'hétérogénéité spatiale au sein des communautés végétales. En effet, une variabilité des patrons de distribution de communautés végétales en fonction de la distance de bordure et la taille des ouvertures influencent la distribution spatiale de certaines essences végétales importantes pour les espèces animales. Au-delà, il pourrait être intéressant de disposer d'une carte de distribution de différents types de végétation se basant sur l'hypothèse que la distribution de la végétation a une influence remarquable sur l'occurrence et les comportements des espèces faunistiques.

D'une part, les comportements des animaux sont habituellement liés à la structure du paysage mais aussi à la qualité de l'habitat. Une forte structuration verticale et horizontale des boisements, permettant l'obtention de la nourriture et la protection contre les prédateurs, est un élément crucial pour conserver une forte biodiversité dans le milieu. Dans des cas extrêmes, certaines espèces animales sont obligées de modifier leurs déplacements et leur rythme d'activité afin d'assurer leurs besoins de vie.

D'autre part, la capacité à percevoir les différents types de végétation favorables à la qualité de l'habitat est variable selon les espèces. Cela dépend de la capacité de dispersion de

l'espèce. Les espèces à faible mobilité perçoivent leur habitat sur une étendue plus petite que les espèces de grande capacité de dispersion. L'échelle spatiale de l'étude peut influencer les facteurs explicatifs clés de la présence de l'espèce et sa sélection de l'habitat. En effet, la sélection de l'habitat par l'espèce serait difficile à remarquer sur une échelle fine dans un site de bonne qualité et de forte densité de population où une utilisation complète de l'espace est possible. C'est pourquoi il est plus pertinent d'étudier l'effet de la végétation à une échelle plus grossière correspondant au domaine vital de l'espèce en question pour une meilleure compréhension de la sélection de l'habitat dans la forêt.

D'une manière générale, la préservation des essences prioritaires pour l'espèce en question est indissociable de sa conservation. Ainsi, afin de prendre en compte l'effet de la végétation sur la distribution des espèces animales à une échelle spatiale pertinente, il semblerait approprié d'intégrer la distribution spatiale des essences végétales, qui constituent le régime alimentaire de plusieurs espèces, dans un modèle de qualité d'habitat. Cela peut aider aussi à bien localiser et ainsi protéger les essences importantes plus opérationnellement dans le plan d'aménagement.

A l'issue de ce travail, nous faisons le constat que l'étude de la variabilité des effets de la végétation mériterait d'être poursuivie. Notamment il sera important de développer des approches complémentaires pour mieux évaluer le rôle de la végétation sur les processus de dispersion et l'occurrence des espèces animales. Il semble pertinent de s'appuyer sur l'importance de certaines ressources alimentaires en lien avec la persistance de l'espèce. Ainsi, une analyse quantitative de la relation entre l'occurrence de l'espèce et la présence d'essences consommées par elle peut s'avérer très utile. En partant de l'hypothèse selon laquelle chaque espèce dispose d'un régime alimentaire plus ou moins restreint, nous pouvons montrer que la distribution spatiale des espèces végétales ressources est influencée par l'hétérogénéité spatiale issue des contraintes du milieu. Cependant, il est toujours important de signaler que, si les démarches à adopter visent à fournir des outils pour une gestion adaptée à la diversité de la végétation en faveur de l'espèce en question, les résultats obtenus ne permettraient pas d'aboutir à des recommandations sylvicoles précises.

### ***2.3. La NIRS : un nouvel outil d'analyse de la composition du régime alimentaire de la gélinotte***

De nouvelles méthodes et technologies avancées pour un suivi de la gélinotte de bois sont aujourd'hui opérationnelles. L'analyse de la composante principale dans la nourriture de la gélinotte en Chartreuse permet de déterminer les essences prioritaires à conserver pour maintenir la gélinotte dans cette forêt de montagne. En outre, elle permet à la fois de comparer différents sites géographiques de récolte et de classifier à l'intérieur du même ensemble, ce qui traduit probablement une différence de qualité. Ainsi, analyser des fèces récoltées sur le terrain avec la méthode NIRS (Near Infra-Red Spectroscopy) permet de suivre l'évolution alimentaire de l'espèce dans l'espace et le temps ainsi de caractériser la relation entre l'espèce et son milieu.

Un protocole exploratoire pour la récolte et l'analyse des fèces de la gélinotte est à développer afin de caractériser le comportement alimentaire au cours du temps et de mettre en évidence une spécificité de site (population) dans le massif cartusien. Un premier essai a été mis en place au sein d'Irstea avec certains échantillonnages récoltés pendant notre travail de terrain et d'autres récoltés dans le Doubs (source ONCFS). Cet essai a permis de mettre en évidence les résultats préliminaires encourageants pour une éventuelle poursuite de ces travaux. Malgré un faible nombre d'échantillons, cette première phase de test a permis de mettre en évidence des premiers résultats encourageants et quelques ajustements de protocole à prévoir pour une éventuelle poursuite de ces travaux. Les résultats spectroscopiques mettent en évidence des différences de composition dans les crottes récoltées sur le terrain : on constate à la fois une distinction entre les deux sites géographiques (Chartreuse et Doubs) de récolte mais également une classification à l'intérieur du même ensemble (pour Chartreuse seulement) ce qui traduit probablement une différence de qualité.

## ***2.4. Vers une évaluation et une prospection de terrain plus rapide***

A l'évidence, des prospections de terrain ciblées sur la recherche de l'espèce doivent être conduites afin d'améliorer la connaissance du statut de l'espèce dans le massif de la Chartreuse. Le Conseil Général de l'Isère soutient les actions de la Fédération Départemental des Chasseurs en Isère, dans le cadre de sa politique en faveur des espèces menacées et emblématiques de l'Isère parmi lesquelles on trouve : la gélinotte des bois. Dans ce contexte, notre travail pourra être utile pour participer activement aux actions de la FDCI en faveur de la reconstitution des corridors biologiques, à l'aménagement des bordures de l'Isère en amont de Grenoble.

Cette carte de probabilité de la présence de la gélinotte des bois peut être considérée comme un outil d'évaluation rapide de la biodiversité mais aussi réduire le temps nécessaire pour prospector les données de présence sur le terrain en visant les secteurs avec une probabilité de présence acceptable. Notre modèle de la qualité de l'habitat de la gélinotte des bois en Chartreuse permet de localiser facilement les secteurs à bonne qualité d'habitat pour la gélinotte pour mettre en place les échantillonnages expérimentaux.

## ***2.5. Perspectives appliquées d'aide à la gestion***

Toutes les études menées sur la gélinotte, tant en France qu'à l'étranger, montrent que la dégradation de la qualité de ses habitats, notamment par une homogénéisation des paysages est le facteur principal pour expliquer les variations d'effectifs de l'espèce. L'approche actuelle de la conservation de la biodiversité dans la gestion forestière n'est pas opérationnelle. Nous fournissons dans ce travail des éléments de réflexion et d'aide pour passer de l'objectif de la conservation de la biodiversité à des choix techniques de gestion. Nous suggérons ici que dans une perspective de gestion, il est préférable de s'appuyer sur des descripteurs spatiaux de la qualité de l'habitat afin de faciliter les démarches de la prise en compte de la conservation dans la gestion forestière notamment sur une grande étendue.

Selon la façon dont est conduite la sylviculture, les prélèvements peuvent engendrer des effets défavorables sur l'habitat. Le plan d'aménagement orienté pour maintenir des populations fiables de la gélinotte peut être mis en place si la description des peuplements dans la forêt aussi intègre des mesures sur la couverture de sous étage et sa composition. Néanmoins, même si les démarches adoptées dans ce travail visent à fournir certains éléments et un outil à l'aide à la gestion adaptée à l'habitat favorable à la gélinotte (délimiter les zones prioritaires pour la conservation), les résultats obtenus ne permettent pas d'aboutir à des recommandations pour une gestion forestière précise. Cela reste de la responsabilité des gestionnaires forestiers eux-mêmes. Cependant, nous pouvons arguer que l'ouverture et le maintien de peuplements aérés sont sans conteste de première nécessité pour favoriser l'habitat de la gélinotte (Longru et al. 2010).

La mosaïque paysagère en Chartreuse, incluant des ouvertures dans la forêt façonnées principalement par l'homme, peut fournir des conditions propices à la vie de la gélinotte ainsi que des services écosystémiques. Mais, elle est toujours fragile, et vulnérable aux déséquilibres écologiques et socio-économiques. Selon le diagnostic écologique des forêts de Chartreuse (Audrey 2001), le risque à court terme de voir une perte rapide et importante de cette richesse réside dans la fermeture généralisée des écosystèmes forestiers par la disparition des ouvertures (Brun et al. 2002; Breton and Vanpeene 2008), notamment les petites qui sont favorables à de nombreuses espèces présentes dans ce milieu forestier. Cette petitesse les met par ailleurs en danger d'une disparition rapide. En effet, la fermeture du paysage implique une raréfaction de certaines espèces végétales et animales, dont la préservation constitue une priorité pour la Directive européenne, du fait de la perte de leurs habitats.

### 2.5.1. Influence de l'origine des clairières<sup>5</sup>

Comme il était déjà indiqué auparavant les clairières sont des caractéristiques capitales dans un habitat favorable à la gélinotte. Une des caractéristiques de l'habitat de la gélinotte des bois est un niveau relativement faible des perturbations naturelles et anthropiques qui créent des ouvertures dans la forêt où les espèces d'herbacées et d'arbustes se développent rapidement. Comme la gélinotte des bois est un spécialiste de l'habitat (Swenson and Danielsen 1991; Swenson and Angelstam 1993) et d'alimentation sélective (Schatt 1993; Montadert 2005), elle nécessite une quantité minimale d'arbustes et résineux sur son territoire.

Le contexte historique détermine en partie les patrons paysagers ainsi que la qualité de l'habitat. Les pratiques agropastorales et sylvicoles ont en effet joué un rôle fondamental dans la mise en place et l'évolution des paysages végétaux actuels (Blache 1931; Brun et al. 2002), et la présence d'ouvertures repose sur deux logiques :

- Les micro-clairières sont liées au mode d'exploitation forestière ou à des phénomènes naturels. En Chartreuse, les forestiers sont attachés à la sylviculture en futaie jardinée (ou en futaie irrégulière) qui, a priori constitue une sylviculture respectueuse associant les différentes exigences en matière de qualité paysagère, de biodiversité et d'accessibilité aux espaces naturels. La gestion jardinée implique des ouvertures dans le paysage. Maintenir ces ouvertures, ou organiser des successions d'apparitions et disparitions de clairières sera donc pertinent pour maintenir la présence de la gélinotte. Cependant, selon la charte du PNR de la Chartreuse, les données physiques qui caractérisent la forêt en Chartreuse représentent autant de contraintes pour la sylviculture et l'aménagement de la déserte forestière.

---

<sup>5</sup> Clairière : « un espace ouvert en milieu forestier (...) constitué d'une strate herbacée avec ou sans arbres ponctuels. La strate arbustive peut être associée à la clairière dans une limite de hauteur 10m, à condition qu'elle soit insérée dans une matrice forestière plus âgée » Piedallu, C. (1997). "Typologie des clairières de Saint Pierre de Chartreuse en vue d'une gestion patrimoniale fondée sur diversité biologique." Cemagref de Grenoble, DNP Ministère de l'Environnement, PNR de Chartreuse: 21P.

- Les macro-clairières d'origine agro-pastorale sont plus stables et de grande taille. D'après notre modèle de la qualité de l'habitat, ces clairières, qui sont fortement enfrichées, constituent parfois des habitats visités par la gélinotte. La zone d'écotone entre clairière enfrichée et la forêt attire l'animal, et le maintien de ces clairières relève d'une décision des gestionnaires de l'espace.

Dans les deux cas, le déterminisme est quasiment exclusivement anthropique. Donc, les gestionnaires de l'espace (ONF, PNRGC) peuvent décider de conserver certaines zones restreintes avec une bonne qualité d'habitat. D'une manière générale, et d'après le plan d'aménagement de l'ONF (2002-2017) appliqué actuellement dans le Forêt domaniale de Grande Chartreuse, le mode de gestion en futaie jardinée ou dite irrégulière, est favorable au maintien de la richesse en espèces, notamment les populations de gélinottes, car il implique la présence des ouvertures dans les peuplements ainsi que des strates herbacées et arbustives qui sont des éléments clés pour la nourriture et le refuge, non seulement pour la gélinotte, mais aussi pour d'autres espèces animales. Nous concluons que la forêt domaniale de la Grande Chartreuse présente actuellement un mode de gestion favorable.

### **2.5.2. Intégration de la préservation de la biodiversité dans la gestion**

Les enjeux forestiers dans le PNRGC sont multiples. Dans un premier lieu, il y a la conservation de la biodiversité au niveau local et national avec une nécessité d'appliquer sur le terrain une sylviculture compatible avec cet objectif. La production de bois dans les forêts constitue une source de revenus importante. Enfin, l'accueil du public dans les communes du Parc procure une activité touristique économiquement intéressante, mais qui doit être encadrée. Le scénario potentiel de gestion dépend des « trade off » des objectifs écologiques, économiques et sociaux. L'approche de modélisation présentée dans ce travail aide à développer des méthodes opérationnelles de surveillance de l'état de la conservation (Luque and Vainikainen 2006). Le modèle de la qualité de l'habitat peut être considéré comme un outil pragmatique pour les responsables politiques et les gestionnaires forestiers. Il leur permet d'évaluer plus rapidement les espaces importants à protéger afin d'optimiser le rapport entre les enjeux de conservation et les coûts financiers. Cette approche permet

également de comparer les différents scénarios d'aménagement avec une perspective de conservation (effectuer un plan systématique de conservation en se basant sur des données de distribution probabilistes).

La connaissance des facteurs critiques de la présence de l'espèce dans les forêts aménagées peut aider à la planification et la conservation des habitats favorables pour les stades pionniers et les jeunes forêts, soumis à une dynamique naturelle. Cela indique qu'un rôle significatif peut être joué par les mesures sylvicoles et l'intervention locale des sylviculteurs sur la conservation et l'amélioration -ou bien l'appauvrissement- de la biodiversité. Dans ce cas, des exploitations sélectives modérées permettant de créer des ouvertures et de ramener à des jeunes stades de la succession forestière (forêt traitée en futaie jardinée ou taillis sous futaie déjà âgés) peuvent jouer en faveur de la biodiversité. Autrement dit, l'hétérogénéité dans ce milieu forestier et donc de l'habitat favorable à la gélinotte des bois peut se maintenir en augmentant les zones d'exploitation mais jusqu'à une certaine étendue (Fahrig et al. 2011). A l'inverse, l'absence d'exploitation forestière n'est pas favorable pour la biodiversité à long terme du fait du manque d'hétérogénéité dans ce cas de figure (manque de sous-étage et de régénération). De la sorte, les diverses mesures seront prises soit dans le cadre des travaux forestiers habituels, soit en plus de ces derniers. Il s'agira ainsi d'assurer de manière durable un réseau de milieux favorables.

Enfin, l'outil développé présente une valeur ajoutée, celle de transformer la recherche en aide à la gestion, indépendamment des attentes des gestionnaires. Cette étude montre l'intérêt de l'approche de la modélisation de la qualité de l'habitat pour aider à conserver l'habitat de la gélinotte ainsi que la biodiversité en générale, dans un paysage où les clairières forestières, qui apparaissent comme un phénomène à la fois écologique et social, sont essentielles mais tendent à disparaître.

## ***2.6. Intégration des connaissances de la distribution de la biodiversité : vers une carte globale de la vie***

De nos jours, une grande partie de ce que nous savons et disposons concernant les informations sur la biodiversité reste non mobilisée, non intégrée, non quantifiée et sous-utilisée. Jetz et al (2012) ont proposé un cadre conceptuel et cyber-infrastructure pour affiner la connaissance de la répartition des espèces. Le but ultime est de créer un établissement public en ligne « Map of Life », afin de visualiser la répartition des connaissances disponibles pour chaque espèce. Un projet tel que la carte de la vie peut contribuer à combler le manque des connaissances de la biodiversité qui sont contraignantes pour la science et la gestion. Les concepts, les méthodes, et les technologies sont mis en commun pour comprendre les distributions géographique et l'appréciation de la biodiversité. Et dans le cadre de ce projet d'une carte globale de la vie, notre travail de modélisation de la distribution probable de la gélinoite dans le Parc Naturel Régional de la Grande Chartreuse s'avère utile pour nourrir cette base de données ponctuelle et spatiale. Dans l'immédiat, les cartes produites pour ce projet seront disponibles en téléchargement dans différents formats et seront utiles pour la planification de la conservation, et ainsi mobilisables directement par les gestionnaires régionaux et locaux. Finalement, comme il déjà été convenu, une des raisons principales de l'échec de CDB 2010 est le manque de connaissances sur la distribution des espèces notamment à une échelle locale appropriée au phénomène en question. Ainsi, améliorer les connaissances sur la distribution de services écosystémiques à l'échelle pertinente est la clef pour aboutir aux objectifs CDB 2020. L'approche de modélisation multi-échelles développée dans ce travail est opérationnelle et elle peut servir comme un outil d'aide à l'obtention des objectifs CDB 2020.

---

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Åberg, J., G. Jansson, J. Swenson, E. and P. Angelstam (1995). "The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments." *Oecologia* 103: 265-269.
- Åberg, J., J. Swenson, E. and H. Andrén (2000). "The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments." *NRC* 78: 352–358.
- Åberg, J., J. Swenson, E. and P. Angelstam (2003). "The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches." *Forest Ecology and Management* 175: 437-444.
- Anderson, R., P. and E. Martinez-Meyer (2004). "Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador." *Biological Conservation* 116(2): 167-179.
- Anderson, R. P., D. Lew and A. T. Peterson (2003). "Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models." *Ecological Modelling* 162(3): 211-232.
- Angelstam, P., R. Bûtler, M. Lazdinis, G. Mikusinski and J. Roberge, M. (2003). "Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation-dead wood as an exemple." *Ann.Zool.Fenn* 40: 473-482.
- Angelstam, P., E. Lindström and P. Widén (1984). "Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia " *Oecologia* 62: 199-208.
- Araújo, M. B. and A. Guisan (2006). "Five (or so) challenges for species distribution modelling." *Journal of Biogeography* 33(10): 1677-1688.
- Araújo, M. B. and P. H. Williams (2000). "Selecting areas for species persistence using occurrence data." *Biological Conservation* 96: 331-345.
- Audrey, L. (2001). *Diagnostic écologique des forêts de Chartreuse (Site pilote: Saint Pierre de Chartreuse), Cemagref, EPFL: 65+annexes.*
- Augustin, N., H., M. Muggleston, A. and S. Buckland, T. (1996). "An Autologistic Model for the Spatial Distribution of Wildlife." *Journal of Applied Ecology* 33(2): 339-347.

Austin, M., P. (2002). "Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling." *Ecological Modelling* 157(2-3): 101-118.

Austin, M., P. (2007). "Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches." *Ecological Modelling* 200: 1-19.

Austin, M., P., M. Scott, P. Heglund, M. Morrison, J. Haufler, M. Raphael, W. Wall and F. Samson (2002). Case studies of the use of environmental gradients in vegetation and fauna modeling: theory and practice in {A}ustralia and {N}ew {Z}ealand. *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, Island Press.

Avon, C. (2010). Influence de la composition et de la structure actuelles de la mosaïque paysagère sur la diversité de la flore en forêt. Cemagref. Orléans, Université d'Orléans: 279 p.

Baldwin, R. A. (2009). "Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research." *Entropy* 11: 854-866.

Barbaro, L., L. Pontcharraud, F. Vetillard, D. Guyon and H. Jactel (2005). "Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests." *Ecoscience* 12(1): 110-121.

Barbosa, A., M., R. Real and J. Vargas, M. (2010). "Use of Coarse-Resolution Models of Species' Distributions to Guide Local Conservation Inferences." *Conservation Biology* 24(5): 1378-1387.

Bartha, D., Ódor, P., Horváth, T., Tímár, G., Kenderes, K., Standovar, T., Bölöni, J., Szomorad, F., Bodoncz, L. and Aszalos, R. (2006). "Relationship of Tree Stand Heterogeneity and Forest Naturalness." *Acta Silv. Lign. Hung* 2: 7-22pp.

Basille, M., C. Calenge, E. Marboutin, R. Anderson and J. Gaillard, M. (2007). Caractérisation de l'habitat à partir de données de présence: le cas du lynx dans les Vosges, ONCFS: 20-24.

Bender, D., J., T. Contreras, A. and L. Fahrig (1998). "Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect." *Ecology* 79(2): 517-533.

Bender, D. J., L. Tischendorf and L. Fahrig (2003). "Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes." *Landscape Ecology* 18(1): 17-39.

Bernard-Laurent, A. and Y. Magnani (1994). "Statut, évolution et facteurs limitant les populations de gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en France: synthèse bibliographique." *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl* 11: 5-40.

Bissonette, J., A. and I. Storch (2002). "Fragmentation: is the message clear?" *Conservation Ecology* 6: 14.

Blache, J. (1931). Les massifs de la Grande Chartreuse et du Vercors. tome:II géographie humaine. Grenoble Université de Grenoble. Phd: 514p.

Blattner, M. and A. Perrenoud (2001). *Gélinotte des bois et gestion de la forêt*. (OFEFP), Office fédérale de l'environnement, des forêt et du paysage 23p.

Boitani, L., L. Maiorano, D. Baisero, A. Falcucci, P. Visconti and C. Rondinini (2011). "What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? ." *Philosophical transactions of the Royal Society / Biological Science* 366: 2623-2632.

Boitani, L., L. Maiorano, D. Baisero, A. Falcucci, P. Visconti and C. Rondinini (2011). "What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies?" *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366(1578): 2623-2632.

Bolliger, J., F. Kienast and H. Bugmann (2000). "Comparing models for tree distributions: concept, structures, and behavior " *Ecological Modelling* 134: 89-102.

Boutefeu, B. (2007). *La forêt comme un théâtre ou les conditions d'une mise en scène réussie*. UMR 5600 Environnement, Ville, Société, École Normale Supérieure Lettres et Sciences Humaines. PHD: 524p.

Brahic, E. and J. Terreaux, P., Eds. (2009). *Évaluation économique de la biodiversité - méthodes et exemples pour les forêts tempérées*. Édit :Quae. Paris, 200 p.

Breton, V. and S. Vanpeene (2008). *Consequence de la pression urbaine sur l'organisation des paysages- Cas du massif de la Chartreuse*. Ingénieries-E A T. Grenoble, Cemagref. N°54: 14 p.

Broadbent, E. N., G. P. Asner, M. Keller, D. E. Knapp, P. J. C. Oliveira and J. N. Silva (2008). "Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon." *Biological Conservation* 141(7): 1745-1757.

Brotons, L., W. Thuiller, M. Araùjo, B. and A. Hirzel, H. (2004). "Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability." *Ecography* 27: 437-448.

Brun, J., J., B. Debarbeix, S. Ducourtoux, J. Petit and P. Lheureux (2002). "Une recherche interdisciplinaire et exploiratoire avec un Parc naturel régional: description de clairière en Chartreuse." *Nature Science Société* 10: 42-51.

Butchart, S. H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. H. Morcillo, T. E. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J.-C. Vié and R. Watson (2010). "Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines." *Science* 328(5982): 1164-1168.

- Cabeza, M., M. Araújo, B. R. Wilson, J. C. Thomas, D. M. Cowley, J. R. and A. Moilanen (2004). "Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design." *Journal of Applied Ecology* 41(2): 252-262.
- Carter, G., M., E. Stolen, D. and D. Breininger, R. (2006). "A rapid approach to modeling species–habitat relationships." *Biological Conservation* 127: 237-244.
- Carter, G. M., E. D. Stolen and D. R. Breininger (2006). "A rapid approach to modeling species–habitat relationships." *Biological Conservation* 127: 237–244 pp.
- Caughley, G. (1994). "Directions in Conservation Biology." *The Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- CBD (2002). The United Nations Convention on Biological Diversity - 2010 Biodiversity target United Nations Environment Programme, <http://www.cbd.int/2010-target/>.
- Chalfoun, A., D., F. Thompson, R. and M. Ratnaswamy, J. (2002). "Nest predators and fragmentation: A review and meta-analysis." *Conservation Biology* 16(2): 306-318.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack and S. Diaz (2000). "Consequences of changing biodiversity." *Nature* 405(6783): 234-242.
- Chave, J. and N. Norden (2007). "Changes of species diversity in a simulated fragmented neutral landscape." *Ecological Modelling* 207: 3-10.
- Chevassus-au-Louis, B., J.-M. Salles and J.-L. Pujol (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes Contribution à la décision publique France*, Centre d'analyse stratégique: 378 p.
- Chust, G. (2002). *Descripteurs du paysage dérivés d'images satellitales et leur utilisation dans la cartographie de la biodiversité*. CESBIO (CNES-CNRS-UPS):France, Departament d'Ecologia:Spain. Toulouse, Barcelona, Universitat de Barcelona. Ph.D Studen: 298 p.
- Cody, M., L. (1985). *Habitat Selection in Birds*. Academic Press: 558 p.
- Corsi, F., A. Skidmore and J. de Leeuw (2000). *Modelling species distribution with GIS*. Columbia University Press. New York.
- Couturier, M. (1964). *La Gélinothe. Le gibier des montagne françaises*, ARTHAUD: 375-421.
- Dale, V. H. and S. C. Beyeler (2001). "Challenges in the development and use of ecological indicators." *Ecological Indicators* 1(1): 3-10.
- Davidson, C. (1998). "Issues in measuring landscape fragmentation." *Wildlife Society Bulletin* 26(1): 32-37.

De Groot, R., M. Wilson and R. Boumans (2002). "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services." *Ecological Economics* 41(3): 393-408.

Decout, S. (2007). Effets des patrons d'organisation spatiale du paysage sur l'habitat d'une espèce animale à gestion conservatoire: le cas de l'habitat de reproduction du Tétrás-lyre (*Tetrao tetrix*L.) dans un contexte d'expansion des aulnaies vertes (*Alnus alnabetula* (Ehrh.) C. Koch). Cemagref. Grenoble, Université Joseph Fourier: 235 p.

Decout, S., S. Manel, C. Miaud and S. Luque (2010). Connectivity and landscape patterns in human dominated landscape: a case study with the common frog *Rana temporaria*. "LandMod 2010 : International Conference on Integrative Landscape Modelling. Montpellier, France.

Delahaye, L. (2006). Sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers et modélisation de leur distribution potentielle en chênaie et hêtraie ardennaises : impact de la composition et de la structure forestière. Faculté Universitaires des Sciences Agronomiques. Gembloux, Belgium. PhD 290 p.

Delcros, P., J. Brun, J., A. Roland, J. and N. Rothstein (1999). Gestion de la diversité des Galliformes de montagne (Gélinotte des bois et tétaras-Lyre) à l'échelle des unités écologiques et paysagères d'une commune de Chartreuse (St-Pierre- de- Chartreuse), Cemagref,Grenoble: 92 p.

Desbrosses, R. (2002). "Réponse comportementales de la Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* à l'utilisation du rappel." *Alauda* 1: 131-136.

Desjardins, J. (2007 ). "L'analyse de régression logistique." Tutorial in *Quantitative Methods of Psychology* 1: 35-41.

Díaz, S., J. Fargione, S. Chapin III F and D. Tilman (2006). "« Biodiversity loss threatens human well-being »." *PLOS Biology* 6( 3): 1300-1305.

Donovan, T., M. and C. Flather (2002). " Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy." *Ecological Application* 12: 364-374.

Dronneau, C. (1984a). "La Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*): synthèse bibliographique: première partie." *Bulletin Mensuel de l'O.N.C* 76: 33-41.

Dronneau, C. (1984b). "La Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*): synthèse bibliographique: deuxième partie." *Bulletin Mensuel de l'O.N.C* 77: 43-47.

Dronneau, C. (1984c). "La Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*): synthèse bibliographique: troisième partie." *Bulletin Mensuel de l'O.N.C* 78: 27-36.

Drop, D., V. and P. Opdam, F, M. (1987). "Effect of patche size, isolation and regional abundance on forest bird communities." *Landscape Ecology* 1: 59-73.

Duckworth, J., C., R. Bunce, G. H. and A. Malloch, G. C. (2000). "Modelling the potential effects of climate change on calcareous grasslands in Atlantic Europe " *Biogeography* 27: 347-358.

Ducourtioux, S., P. Delcros, C. Rothstein, C. Piedallu and J. J. Brun (1998). Gestion d'ela diversité biologique à l'échelle des unités écologiques et paysagères d'une commune: Evaluation écologique de l'intérêt des clairières dans l'habitat de la Gélinothe des bois (*Bonasa bonasia*) en Chartreuse Cemagref, Grenoble.

EEA (2008). Ecosystem services- accounting for what matters European Environment Agency Breifing. Copenhagen: 4 p.

EEA (2010). Assessing Biodiversity in Europe - the 2010 report. EEA 58 p. <http://www.eea.europa.eu/publications/assessing-biodiversity-in-europe-84>.

Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R. Hijmans, F. Huettmann, J. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, M. Jacob, T. Peterson, S. Phillips, K. Richardson, R. Pereira, R. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M. Wisz and N. E. Zimmermann (2006). "Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data." *Ecography* 29(2): 129-151.

Elith, J., M. Kearney and S. Phillips (2010). "The art of modelling range-shifting species." *Methods in Ecology and Evolution* 1(4): 330-342.

Elith, J., S. Phillips, J., T. Hastie, M. Dudík, Y. Chee, En. and C. Yates, J. (2011). "A statistical explanation of MaxEnt for ecologists." *Diversity and Distributions* 17(1): 43-57.

Estades, C., F. and S. Temple, A. (1999). "Deciduous-Forest Bird Communities in a Fragmented Landscape Dominated by Exotic Pine Plantations." *Ecological Applications* 9(2): 573-585.

EU (2011). Forestry in the EU and the world. European Union. Luxembourg,, [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY\\_OFFPUB/KS-31-11-137/EN/KS-31-11-137-EN.PDF](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-31-11-137/EN/KS-31-11-137-EN.PDF).

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487-515.

Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F. Burel, G., T. Crist, O., R. Fuller, J., C. Sirami, G. Siriwardena, M. and J. Martin, L. (2011). "Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes." *Ecology Letters* 14(2): 101-112.

Fang, Y. and Y. Sun, H. (1997). "Brood movement and natal dispersal of hazel grouse *Bonasa bonasia* at Changbai Mountain, Jilin Province, China." *Wildlife Biology* 3: 261-264.

FAO (1988). An interim report on the state of forest resources in the developing countries Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: 18 p.

FAO (2011). Situation des forêts dans le monde Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome: 176 p. <http://www.fao.org/docrep/013/i2000f/i2000f.pdf>.

Ferrafait, L. and Y. Orecchioni (2008). Evaluation de l'abondance de la gélinotte des bois Bonasa Bonasia sur un territoire du massif de Chartruese. ONF, Office National des Forêts, Université Joseph Fourier: 8 p.

Ferrier, S. (2002). "Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here?" *Systematic Biology* 51: 331-363.

Ferrier, S., G. Waston, J. Pearce and M. Drielsma (2002). "Extended statistical approaches to modeling spatial pattern in biodiversity: the northe-east new South Wales experience. i. species level modeling." *Biodiversity and Coservation* 11: 2275-2307.

Ferrier, S. and G. Watson (1997). An evaluation of the effectiveness of enviromental surrogates and modeling techniques in predicting the distribution of biological diversity, NSW, Nathional Parks and Wildlife Service: 184 p.

Ferrier, S., G. Watson, J. Pearce and M. Drielsma (2002). "Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling." *Biodivers Conserv* 11(12): 2275-2307.

Fielding, A., H. and J. Belle, F. (1997). "A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models." *Environmental Conservation* 1(24): 38-49.

Forman, R., T, T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. New York, Cambridge University Press.

Forman, R., T, T., A. Galli, E. and C. Leck, F. (1976). "Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications." *Oecologia* 26(1): 1-8.

Franklin, J. (1995). "Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients." *Progress in Physical Geography* 19(4): 474-499.

Franklin, J. (1998). "Predicting the distribution of shrub species in southern California from climate and terrain-derived variables." *Journal of Vegetation Science* 9: 733-748.

Franklin, J. (2009). *Mapping spcies Distribution: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)* Saint Diego State. , Cambridge University Press.

Gaucherel, C., M. Balasubramanian, P. V. Karunakaran, B. R. Ramesh, G. Muthusankar, C. Hély and P. Couteron (2010). "At which scales does landscape structure influence the spatial distribution of elephants in the Western Ghats (India)?" *Journal of Zoology* 280(2): 185-194.

Gibbs, J., P. and E. Stanton, J. (2001). "Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies." *Ecological Application* 11: 79-85.

- Gibson, L., A., B. Wilson, A., D. Cahill, M. and J. Hill (2004). "Modelling habitat suitability of the swamp antechinus (*Antechinus minimus martimus*) in the coast healthlands of southern Victoria, Australia." *Biology Conservation* 117: 143-150.
- Graf, R., F., K. Bollmann, W. Suter and H. Bugmann (2005). "The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps." *Landscape Ecology* 20: 703-717.
- Grand, J., J. Buonaccorsi, S. Cushman, A., , C. Griffin, R. and M. Neel, C. (2004). "A multiscale landscape approach to predicting bird and moth rarity hotspots in a threatened pitch pine-scrub oak community." *Conservation Biology* 18: 1063-1107.
- Guillaument, J., L., A. Laques, E., P. Léna and B. De-Roberts, Eds. (2009). *Spatialisation de la biodiversité pour la gestion durable des territoires*. Marseille, 164 p.
- Guisan, A., O. Broennimann, R. Engler, M. Vust, N. G. Yoccoz, A. Lehmann and N. Zimmermann, E. (2006). "Using Niche-Based Modeling to Improve the Sampling of Rare Species." *Conservation Biology* 20: 501-511.
- Guisan, A., T. Edwards, C. and T. Hastie (2002). "Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene." *Ecol Modell* 157: 89-100.
- Guisan, A., J.-P. Theurillat and F. Kienast (1998). "Prediction the potential distribution of plant species in an alpin environment." *J Neg Sci* 9: 65-47.
- Guisan, A. and J. Theurillat, P. (2000). "Equilibrium modelling of alpine plant distribution and climate change: how can we go?" *Phytocoenologia* 30: 353-383.
- Guisan, A. and W. Thuiller (2005). "Predicting species distribution: offering more than simple habitat models." *Ecology Letters* 8(9): 993-1009.
- Guisan, A., S. Weiss, B. and A. Weiss, D. (1999). "GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution." *Plant Ecology* 143: 107-122.
- Guisan, A. and N. E. Zimmermann (2000). "'Predictive habitat distribution models in ecology." *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Gurnell, J., M. Clark, J. , P. Lurz, W, W. , M. Shirley, D, F. and S. Rushton, P. (2002). "Conserving red squirrels (*Sciurus vulgaris*): mapping and forecasting habitat suitability using Geographic Information Systems approach." *Biological Conservation* 105: 53-64.
- Gustafson, E., J. (1998). "Quantifying Landscape spatial Pattern: What Is the State of the Art?" *Ecosystems* 1: 143-156.
- Gustafson, E. J. and R. H. Gardner (1996). "The Effect of Landscape Heterogeneity on the Probability of Patch Colonization." *Ecology* 77(1): 94-107.
- Hall, L., P., P. Krausman, R. and M. Morrison, L. (1997). "The habitat concept and a plea for standard terminology  
" *Wildlife Society Bulletin* 25: 173-182.

Hanski, I. (2000). "Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation." *Annales Zoologici Fennici* 37: 271-280.

Hanski, I. (2005). "Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response." *EMBO reports* 6 (5): 388-392.

Hansson, L. and P. Angelstam (1991). "Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation." *Landscape Ecology* 5(4): 191-201.

Harvey, J., M. and R. Barbour, W. (1965). "Home range of *Microtus ochrogaster* as determined by a modified area method." *J. Mammal* 46: 398-406.

Hastie, T., J. and R. Tibshirani (1990). *Generalized Additive Models*. London,UK., Chapman and Hall/CRC.

Helfer, V. and F. Métral (2000). *Comparaison et évaluation de l'ENFA et du GLM à l'aide d'une espèce virtuelle: le marsupilami*, Institut de Zoologie et d'Ecologie Animale- Université de Lausanne: 19PP+Annexe.

Herkt, M. ( 2007). *Modelling Habitat Suitability To Predict The Potential Distribution Of Erhard's Wall Lizard Podarcis erhardii On Crete*. Geo-Information Science and Earth Observation for Environmental Modelling and Management, International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation, Enschede, The Netherlands. Master of Science (MSc) 86p.

Hernández-Stefanoni, J., J. Dupuy, M., F. Tun-Dzul and F. May-Pat (2011). "Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales." *Landscape Ecology*: 1-16.

Hirzel, A. and A. Guisan (2002). "Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling." *Ecological Modelling* 157(2-3): 331-341.

Hirzel, A., H., J. Haussez, D. Chessel and N. Perrin (2002). "Ecological-Niche Factor Analysis: How to compute habitat suitability maps without absence data?" *Ecology* 7: 2027-2036.

Hirzel, A., H., V. Helfer and F. Metral (2001). "Assessing habitat-suitability models with a virtual species " *Ecological Modelling* 145: 111-121.

Hirzel, A., H. and G. Le Lay (2008). "Habitat suitability modelling and niche theory." *Journal of Applied Ecology* 45: 1372-1381.

Hutchinson, G., E. (1957). "Concluding remarks " *Cold Spring Harbor Symposia On Quantitative Biology* 22: 415-427.

Hutchinson, G., E. (1959 ). "Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals?" *American Naturalist* 93: 145-159.

IUCN (2010) La colonne vertébrale de la nature est en péril <http://www.iucn.org/>.

Jackson, H. and L. Fahrig (2012). "What size is a biologically relevant landscape?" *Landscape Ecology* 27(7): 929-941.

Jansson, G., P. Angelstam, J. Aberg and J. Swenson, E. (2004). "Management targets for the conservation of Hazel Grouse in boreal landscape." *Ecolo. Bull* 51: 259-264.

Jetz, W., J. McPherson, M. and R. Guralnick, P. (2012). "Integrating biodiversity distribution knowledge: toward a global map of life." *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* 27(3): 151-159.

Jiménez-Valverde, A., J. Gomez, F., J. Lobo, M., A. Baselga and J. Hortal (2008). "Challenging species distribution models: the case of *Maculinea nausithous* in the Iberian Peninsula." *Annual Zoological Fennici* 45: 200-210.

Jiménez-Valverde, A., J. Lobo, M. and J. Hortal (2008). "Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling." *Diversity and Distributions* 14(6): 885-890.

Joachim, J., B. Cargnelutti, C. Cibien and C. Nappée (1998). "Evaluation par télédétection des biotopes à gélinotte des bois (*bonasa bonasia*) dans le parc nationale des Cévennes." *Gibier Faune Sauvage, Game Wildi* 15: 31-45.

Kajtoch, L., M. Zmihorski and Z. Bonczar (2012). "Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality." *European Journal of Forest Research*: 1-13.

Kati, V., K. Poirazidis, M. Dufrêne, J. M. Halley, G. Korakis, S. Schindler and P. Dimopoulos (2010). "Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece." *Biological Conservation* 19: 1585-1597.

Klaus, S. (2007). "A33-years of hazel grouse *Bonasa bonasia* in bohemain forest, sumava, Czech Republic: effects of weather on density in autumn." *Wildl.Biol* 13: 105-108.

Kliskey, A., D. , E. Lofroth, C., W. Thompson, A. , S. Brown and H. Schreier (1999). "Simulating and evaluating alternative resource-use strategies using GIS-based habitat suitability indices." *Landscape and Urban Planning* 45: 163-175.

Komonen, A., R. Penttilae, M. Lindgren and I. Hanski (2000). "Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus." *Oikos* 90: 119-126.

Krausman, P., R. (1999). Some basics principles of habitat use. In *Grazing behavior of livestock and wildlife*. Idaho Forest, Wildlife and Range University of Idaho-Moscow. 70: 85-90.

Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S. J. Phillips, C. D. Thomas, H. Beentje, J. Dransfield, B. L. Fisher, F. Glaw, T. C. Good, G. J. Harper, R. J. Hijmans, D. C. Lees, E. Louis, R. A. Nussbaum, C. J. Raxworthy, A. Razafimpahanana, G. E. Schatz, M. Vences, D. R. Vieites, P. C. Wright and

- M. L. Zjhra (2008). "Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools." *Science* 320(5873): 222-226.
- Krummel, J., R., R. Gardner, H., G. Sugihara, R. O'Neill, V. and P. Coleman, R. (1987). "Landscape Patterns in a Disturbed Environment." *Oikos* 48: 321-324
- Kumar, S. and T. J. Stohlgren (2009). "Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in new Caledonia." *Ecology and natural Environment* 1(4): 094-098.
- Kumar, S., T. J. Stohlgren and G. W. Chong (2006). "Spatial Heterogeneity Influences Native and Nonnative Plant Species Richness." *Ecology* 87(12): 3186-3199.
- Kurki, S., A. Nikula, P. Helle and H. Linden (2000). "Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. ." *Ecology* 81: 1985–1997.
- Landeau, R. (2005). Comment favoriser le maintien de la gélinotte des bois ? Exemple de la commune d'Auzet dans les Alpes de Hautes-Provence. BTSA Gestion et Protection de la Nature, ONCFS. Master: 51p.
- Lavorel, S., K. Grigulis, P. Lamarque, M.-P. Colace, D. Garden, J. Girel, G. Pellet and R. Douzet (2011). "Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services." *Journal of Ecology* 99(1): 135-147.
- Lehmann, A., J. Overton, M. and M. Austin, P. (2002). "Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation." *Biodiversity and Conservation* 11: 2085-2092.
- Leonard, P. (1993). La Gélinotte (*Bonasa bonasia*). Office national de la Chasse et de la Faune Sauvage (Espèce/Habitat).
- Léonard, P. and L. Ellison (2004). "Fiche ONCFS sur la gélinotte des bois." [http://www.chiendarret.com/index.php?option=com\\_content&view=article&id=35:gelinotte&catid=10:les-especes&Itemid=13](http://www.chiendarret.com/index.php?option=com_content&view=article&id=35:gelinotte&catid=10:les-especes&Itemid=13).
- Levin, S., A. (1992). "The problem of pattern and Scale n Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture." *Ecology* 73: 1943-1967.
- Levrel, H. (2007). "Changement global, biodiversité et les écosystèmes: Vers quels services écologiques? quelles indicateurs pour la gestion de la biodiversité?" 5eme journée de l'institut français de la biodiversité: 94 p.
- Li-guang, L., H. Xing-yuan, L. Xiu-zhen, W. Qing-chun and Z. Yong-hua (2005). "Comparison of two approaches for detecting the depth of edge influence on vegetation diversity in the arid valley of southwestern China." *Journal of Forestry Research* 16(2): 105-108.
- Li, H. and J. Reynolds (1994). "A Simulation Experiment to Quantify Spatial Heterogeneity in Categorical Maps." *Ecology* 75(8): 2446-2455.

- Lindström, J. (1996). "Weather and grouse population dynamics." *Wildlife Biology* 2(2): 93-99.
- Liu, C., M. White and G. Newell (2009). Measuring the accuracy of species distribution models: a review. 18th World IMACS/MODSIM Congress. Carine, Australia.
- Longru, J., H. He, S., Z. Yufei, B. Rencang and S. Keping (2010). "Assessing the effects of management alternatives on habitat suitability in a forested landscape of Northeastern China." *Environmental Management* 45(5): 1191-1200.
- Loose, D. (2006). Inventaire et suivi des stations de Gélinoite des bois Bonasa bonasia réserve naturelle des hautes Plateaux de Chartreuse, Centre Ornithologique Rhône- Alpes tsère (CORA): 17p.
- Loose, D. (2007). Inventaire et suivi des stations de Gélinoite des bois Bonasa bonasia réserve naturelle des hautes Plateaux de Chartreuse, Centre Ornithologique Rhône- Alpes tsère (CORA): 17p.
- Luck, G., R. Harrington, P. Harrison, C. Kremen, P. Berry, R. Bugter, T. Dawson, F. de Bello, S. Diaz, C. Feld, J. Haslett, D. Hering, A. Kontogianni, S. Lavorel, M. Rounsevell, M. Samways, L. Sandin, J. Settele, M. Sykes, S. van den Hove, M. Vandewalle and M. Zobel (2009). "Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services." *BioScience* 59(3): 223-235.
- Ludwig, G. (2007). Mechanisms of Population Declines in Boreal Forest Grouse.
- Ludwig, L., I. Storch and J. Wu"bbenhorst (2008). "How the Black Grouse was lost: historic reconstruction of its status and distribution in Lower Saxony (Germany)." *Ornithol* 149: 587–596.
- Luque, S., j. Joensuu, R. Calcerrada, R. and E. Tomppoa (2006). "Changes in the Finnish forest landscape: A multicriteria biodiversity assessment approach." *Landscape and Urban Planning*: 14 p.
- Luque, S. and N. Vainikainen (2006). Mapping spatial patterns from National Forest Inventory data: A tool for a sustainable forest, in : IUFRO Proceedings edited by Laforteza, R., Sanesi, G. Landscape Ecology Conference: Patterns and Processes in Forest Landscapes: Consequences of Human Management, Locorotondo Bari, Italy, 379-386.
- Luque, S. and N. Vainikainen (2008). Habitat Quality Assessment and Modelling for Forest Biodiversity and Sustainability. 241-264. L. In, R. Chen, J. Sanesi, G. Crow, T. (Eds). Patterns and Processes in Forest landscapes: Multiple Use and Sustainable management - Part III Landscape-scale indicators and projection models, Springer publications 370 pages.
- MA (2005). (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. Island Press. Washington, DC, World Resources Institute: 155p.
- Mahan, C., G. and R. Yahner, H. (1999). "Effects of forest fragmentation on behaviour patterns in the eastern chipmunk (*Tamias striatus*)." *Can . J. Zool* 77: 1991-1997.

Manel, S., J. M. Dias, S. T. Buckton and S. J. Ormerod (1999). "Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds." *Journal of Applied Ecology* 36: 734-747.

Manton, G., M., P. Angelstam and G. Mikusinski (2005). "Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data." *Landscape Ecology* 20: 827-839.

Martínez-Meyer, E., A. Townsend P and W. Hargrove, W. (2004). "Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity." *Global Ecology and Biogeography* 13(4): 305-314.

Mathys, L., N. Zimmermann, E., N. Zibindes and W. Suter (2006). "Identifying habitat suitability for hazel grouse (*Bonasa bonasia*) at the landscape scale." *Wildl. Biol* 12: 357-366.

McGarigal, K. and S. Cushman (2002). "Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effects." *Ecological Applications* 12(2): 335-345.

McGarigal, K. and B. Marks, J. (1995). *Fragstats - Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. In: General Technical Report RN:351. U.S. Forest Service, Portland, OR, USA

Meine, C., M. Soulé and R. Noss, F. (2006). "'A Mission-Driven Discipline': the Growth of Conservation Biology" *Conservation Biology* 20(3): 631-651.

Milhé, N. (2003). *CONTRIBUTION A L'ÉLABORATION D'INDICATEURS SPATIAUX POUR LE SUIVI DES HABITATS NATURELS PAR UTILISATION D'INDICES DE STRUCTURE DU PAYSAGE*. U.F.R. des sciences géographiques et de l'aménagement. Aix en Provence, Université de Provence (Aix-Marseille I) Diplôme d'Études Approfondies: « Structures et dynamiques spatiales - Evaluation et modélisation des territoires »: 73.

Mohr, C., O. (1947). "Table of equivalent populations of North American mammals." *American Midland Naturalist* 37: 223-247.

Moilanen, A. and M. Cabeza (2007). "Accounting for habitat loss rates in sequential reserve selection: Simple methods for large problems." *Biological Conservation* 136: 470-482.

Moilanen, A. and I. Hanski (1998). "Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure." *Ecology* 79(7): 2503-2515.

Monfort, J., L. (2008). *Habitat suitability modelling for the Alaotran gentle lemur (*Hapalemur alaotrensis*)*. Science and the Diploma of Imperial College London, . Master 92p.

Montadert, M. (1995). "Occupation de l'espace par les mâles de gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) dans le Doubs (France)." *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 12: 197-212.

- Montadert, M. (2005). Fonctionnement démographique et sélection de l'habitat d'une population en phase d'expansion géographique. Cas de la Gélinotte des bois dans les Alpes du Sud, France. INRA. France, Université de Franche-Comte: 353 p.
- Montadert, M. (2007). Distribution géographique des habitats forestiers potentiels pour la Gélinotte des bois en Isère. Analyse des résultats d'une enquête de présence organisée par la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Isère: 32 p.
- Montadert, M., R. Desbrosses, R. Huboux, P. Léonard and A. Bernarde-Laurent (1994). "Plan de restauration pour la gélinotte des bois (*Bonasa Bonasia*) en France." *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 11: 41-62.
- Montadert, M. and P. Leonard (2003). "Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps." *Wildlife Biology* 9(4): 357-364.
- Montadert, M. and P. Léonard (2006). "Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps." 148: 1-13.
- Montadert, M. and P. Léonard (2007). La dispersion post-natale de la gélinotte des bois dans les Alpes-de-Haute-Provence. *Petits Gibiers et Migrateurs Terrestres, Rapport scientifique, ONCFS*: 7p.
- Montadert, M., P. Léonard and P. Longchamp (2006). Les méthodes de suivi de la Gélinotte des bois :Analyse comparative et proposition alternative, *Faune Sauvage* n° 271.
- Morgan, G. A., J. J. Vaske, J. A. Gliner and R. J. Harmon (2003). "Logistic Regression and Discriminant Analysis: Use and Interpretation." *Journal of the American Academy of Child and Adolescent Psychiatry* 42(8): 994-997.
- Mulhauser, B. and P. Jundo ( 2006). "Sylviculture et revitalisation des habitats des Tétraoïdés dans le canton de Neuchâtel (Suisse)." *Schweiz. Z. Forstwes.* 7: 263–270.
- Müller, D., B. Schröder and J. Müller (2009). "Modelling habitat selection of cryptic hazel Grouse *Bonasa Bonasia* in montane forest." *Journal Ornithology* 6: 20p.
- Murcia, C. (1995). "Edge effects in fragmented forests: implications for conservation." *Trends in Ecology & Evolution* 10(2): 58-62.
- Nagoya (2010). Report of the tenth meeting of the conference of the parties to the convention on biological diversity. Conference of the parties to the convention of biological diversity. UNEP, CDB and COP. Japan 339p.
- Nelder, J., A. and R. Wedderburn, W, M. (1972). "Generalized linear models." *Journal of the Royal Statistical Society* 135: 370-384.
- Nicolé, F. (2005). *Biologie de la conservation appliquée aux plantes menacées des Alpes.* Ecole doctorale Chimie et Sciences du Vivant. Grenoble- France, Université Joseph Fourier Phd: 227 p.

- Noss, R., F. (1990). "Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach." *Conservation Biology* 4(4): 355-364.
- Noss, R., F. (1999). "Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators." *Forest Ecology and Management* 115(2): 135-146.
- Noss, R., F. (2007). "Values Are a Good Thing in Conservation Biology." *Conservation Biology* 21(1): 18-20.
- Noss, R., F., A. Dobson, P., R. t. Baldwin, P. Beier, C. Davis, R., D. Dellasala, A., J. Francis, H. Locke, K. Nowak, R. Lopez, C. Reining, S. Trombulak, C. and G. Tabor (2012). "Bolder Thinking for Conservation." *Conservation Biology* 26(1): 1-4.
- O'Neill, R., C. Hunsaker, S. Timmins, B. Jackson, K. Jones, K. Riitters and J. Wickham (1996). "Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale." *Landscape Ecology* 11(3): 169-180.
- O'Neill, R., V., B. Milne, T., M. Turner, G. and R. Gardner, H. (1988). "Resource utilization scales and landscape pattern." *Landscape Ecology* 2(1): 63-69.
- O'Neill, R. V., J. R. Krummel, R. H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D. L. DeAngelis, B. T. Milne, M. G. Turner, B. Zygmunt, S. W. Christensen, V. H. Dale and R. L. Graham (1988a). "Indices of landscape pattern." *Landscape Ecology* 1(3): 153-162.
- O'Neill, R. V., K. H. Riitters, J. D. Wickham and K. B. Jones (1999). "Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment." *Ecosystem Health* 5(4): 225-233.
- OGM (2006). *Territoire Écrins: Les galliformes Poules et coqs de montagne. Les cahiers thématiques du Parc national des Écrins – N°2 – Les galliformes.*
- OGM (2011). "Évolution de la répartition communale du petit gibier de montagne en France Décennie 2000-2009." ONCFS (1er trimestre) N° 290.
- Öhman, K., L. Edenius and G. Mikusiński (2011). "Optimizing spatial habitat suitability and timber revenue in long-term forest planning." *Canadian Journal of Forest Research* 41(3): 543-551.
- ONF (2000). "L'aménagement forestier dans les forêts publiques françaises : instrument fondamental d'une gestion durable des écosystèmes forestiers, ONF." 12 p.
- Ortega-huerta, M., A. and A. T. Peterson (2008). "Modeling ecological niches and prediction geographic distributions: a test of six presence-only methods." *Revista mexicana de Biodiversidad* 79: 205-216.
- Osborne, P. E., J. C. Alonso and R. G. Bryant (2001). "Modelling Landscape-Scale Habitat Use Using GIS and Remote Sensing: A Case Study with Great Bustards." *Journal of Applied Ecology* 38(2): 458-471.

- Ottaviani, D., G. Lasinio, J. and L. Boitani (2004). "Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data." *Ecological Modelling* 179(4): 417-443.
- Pache, G. (1998). Les humus forestiers du massif d'ela Chartreuse l'apporte macro-écologique à l'approche micro-écologique. Grenoble, Université Joseph Fourier. PHD: 110p
- Paillet, Y. (2002). Biodiversité et dynamique des érablaies de versant dans le Massif de Grand Chartreuse. Grenoble, Cemagref, ENGREF: 189 p.
- Pascual-Hortal, L. and S. Saura (2008). "Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (&i&Tetrao urogallus&/i&) in Catalonia (NE Spain)." *European Journal of Forest Research* 127(1): 23-31.
- Pawar, S., M. Koo, S., C. Kelley, M. Ahmed, F., S. Choudhury and S. Sarkar (2007). "Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. ." *Biological Conservation* 136: 346-361.
- Pearce, J. and S. Ferrier (2000). "Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression." *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Pearson, R. G. (2007). Species'distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. <http://ncep.amnh.org>.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura and T. Peterson (2007). "Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar." *Journal of Biogeography* 34(1): 102-117.
- Peidallu, C. (1997). "Typologie des clairières de Saint Pierre de Chartreuse en vue d'une gestion patrimoniale fondée sur diversité biologique." Cemagref de Grenoble, DNP Ministère de l'Environnement, PNR de Chartreuse: 21P.
- Peterson, A., T. and D. Kluza, A (2005). "Ecological Niche Modeling as a new Paradigm for large-scale Investigations of Diversity and Distribution of Birds." USDA Forest Service Gen. Tech. rep. PSW-GTR-191: 1201-1204.
- Peterson, A., T., D. Stockwell and D. Kluza, A (2002). Distribution Prediction based on Ecological Niche Modeling of Primary Occurrence Data. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. J. Scott, M., P. Hegland, J., M. Morrison, L. et al. Washington: 617-623.
- Peterson, A. T., M. Papes and M. Eaton (2007). "Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent." *Ecography* 30: 550-560.
- Philips, S., J., M. Dudik, J. Elith, C. Graham, H., A. Lehamann, J. Leathwick and S. Ferrier (2009). "Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data." *Ecological Applications* 19: 181-197.

- Phillips, S., M. Dudík and R. Schapire (2004). A Maximum entropy approach to species distribution modeling. ICML '04: Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning, Banff, Alberta, Canada, ACM.
- Phillips, S., J., R. Anderson, P. and R. Schapire, E. (2006). "Maximum entropy modeling of species geographic distributions." *Ecological Modelling* 190(3-4): 231-259.
- Phillips, S., J., M. Dudik, J. Elith, C. Graham, H., A. Lehamann, J. Leathwick and S. Ferrier (2009). "Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data." *Ecological Application* 19: 181-197.
- Phillips, S. J. and M. Dudik (2008). "Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation." *Ecography* 31: 161-175.
- Piessens, K., O. Honnay, R. Devlaeminck and M. Hermy (2006). "Biotic and abiotic edge effects in highly fragmented heathlands adjacent to cropland and forest." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114(2-4): 335-342.
- Pinot, A. (2009). Densité et habitat en écologie des populations. Département Biologie des Organismes de des Populations de Poitiers. Poitiers, Université de Poitiers - CNRS du Centre d'Etude Biologique de Chizé "Équipe Biodiversité". Master2.
- PNRGC (2005). "Révision de la charte du Parc naturel régional de Chartreuse: Diagnostic de territoire." 175 p.
- Polechová, J. and D. Storch (2008). Ecological Niche in *Encyclopedia of Ecology*. S. E. Jørgensen and Brian D. Fath. Oxford, Elsevier. 2: 1088-1097.
- Preston, K., L., J. Rotenberry, T. and S. Knick, T. (2006). "GIS-Based Niche Modeling for Mapping Species Habitat." *Gap- Bulletin*, No14.
- Pulliam, H. R. (2000). "On the relationship between niche and distribution." *Ecology Letters* 3(4): 349-361.
- Reddy, S. and L. Davalos, M. (2003). "Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa." *Biogeography* 30: 1719-1727.
- Reid, W., V. , J. McNeely, A. and D. Tunstall, B. (1993). *Biodiversity Indicators for Policy-Makers* WRI (Washington, DC) 42 p.
- Rhim, J., S. and W. Lee, S. (2002). "Characteristic of seasonal movement of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in temperate forest." *Jornale of Forestry recherche* 2: 131-134.
- Rhim, J., S. and W. Lee, S. (2004). "Seasonal changes in territorial behaviour of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in a temperate forest of South Korea." *Ornitho* 145: 31-34.
- Rhim, S. (2006). "Home range and habitat selection of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in a temperate forest in south Korea." *Forest Ecology and Management* 226: 22-25.

Richard, I. (1971). Les conditions de milieu dans les diverses séries de végétation de la Chartreuse septentrionale. Colloque fore et végétation. Ann. Lit. Univ. Besançon: 7-45.

Rickers, J., R., L. Queen, P. and G. Arthaud, J. (1995). "A proximity-based approach to assessing habitat." *Landscape Ecology* 10: 309-321.

Riitters, K., H., J. Wickham, D., R. O'Neill, V., K. Jones, B. and E. Smith, R. (2000). "Global-scale patterns of forest fragmentation." *Conservation Ecology* 4((2)): 1-22

Riitters, K. H., R. V. O'Neill, C. T. Hunsaker, J. D. Wickham, D. H. Yankee, S. P. Timmins, K. B. Jones and B. L. Jackson (1995). "A factor analysis of landscape pattern and structure metrics." *Landscape Ecology* 10(1): 23-39.

Robel, R., J., L. Fox, B. and K. Kempt, E. (1993). "Relationship between habitat suitability index values and ground counts of beaver colonies in Kansas." *Wildlife Society Bulletin* 21: 415-421.

Roberge, J., M. and P. Angelstam (2004). "Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool." *Conservation Biology* 18: 76-85.

Rödger, D., J. Keilgast, J. Bielby, S. Schmidlein, J. Bosch, T. Grarner, W, J., M. Veith, S. Walker, M. Fisher, C. and S. Lötters (2009). "Global Amphibien Extinction Risk Assessment for the Panzootic Chytrid." *Diversity* 1: 52-66.

Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côte and D. Robison (2010). "Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés: utilisation des seuil critique d'habitat." *The Forestry Chronicle* 86: 572-579.

Rondinini, C., K. A. Wilson, L. Boitani, H. Grantham and H. P. Possingham (2006). "Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning." *Ecology Letters* 9(10): 1136-1145.

Rothstein, N. (1998). La gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) et l'hétérogénéité forestière en Chartreuse : éléments pour une gestion intégrée de l'animal et du milieu, Cemagref Grenoble, Université Joseph Fourier: 135 p.

Saari, L., J. Aberg and J. Swenson, E. (1998). "Factors Influencing the Dynamics of Occurrence of the Hazel Grouse in Fine-Grained managed Landscape." *Conservation Biology* 12: 586-592.

Sachot, S., N. Perrin and C. Neet (2003). "Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implication for conservation." *Biological Conservation* 112: 373-382.

Sahlsten, J. (2007). "Impact of Geographical and Environmental Structure on Habitat Choice, Metapopulation Dynamic and Genetic Structure for Hazel Grouse (*Bonasa Bonasia*)." *Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 314: 40pp.

- Saïd, S. and S. Servanty (2005). "The Influence of Landscape Structure on Female Roe Deer Home-range Size." *Landscape Ecology* 20(8): 1003-1012.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs and C. R. Margules (1991). "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review." *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Schatt, J. (1991). "La gélinotte des bois Biologie, Eco-Ethologie, Mesures Conservatoire." *Revue Forestière Française* 5: 445-462.
- Schatt, J. (1993). "Etude su régime alimentaire de la Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) dans l'AIN (deuxième partie)." *Alauda* 1: 19-34.
- Schäublin, S. and K. Bollmann (2010). "Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests." *Journal of Ornithology*: 1-14.
- Schäublin, S. and K. Bollmann (2011). "Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests." *Journal of Ornithology* 152: 179-192.
- Schermann, N. and J. Baugry (2002). "Analyse descriptive multi-échelle de la structure d'une paysage." *Revue internationale de géomatique - n°3-4* 12(17 p).
- Schindler, S., K. Poirazidis and T. Wrbaka (2008). "Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A cas study from Dardia National Park, Greece." *Ecological Indicators* 8: 502-514.
- Schindler, S., K. Poirazidis and T. Wrbka (2008). "Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dardia National Park, Greece." *Ecological Indicators* 8(5): 502-514.
- Schindler, S., H. Von Wehrden, K. Poirazidis, T. Wrbka and V. Kati (2012). "Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates." *Ecological Indicators*: In Press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.1004.1012>.
- Scott, J., M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L., J. Haufler, B., M. Raphael, G. and W. Wall, A. Samson, F, B., Eds. (2002). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, 868 p.
- Segurado, P. and M. Araùjo, B. (2004). "An evaluation of methods for modelling species distributions." *Journal of Biogeography* 31: 1555-1568.
- Seoane, S., S. and J. Baudry (2002). "Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception." *Ecography* 25(4): 499-511.
- Sisk, T., N. Haddad, J. Liu and W. Taylor (2002). *Incorporating the effects of habitat edges into landscape models: effective area models for cross - boundary management. Integrating landscape ecology into natural resource management.*, Cambridge University press.: 208-240.

Smée, V. (2010) Biodiversité : le sommet de Nagoya s'achève sur un bilan positif ? . Novethic <http://www.novethic.fr/>.

Soberon, J. and A. Peterson, T. (2005). " Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distribution areas." *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.

Soulé, M. (1985). "What is Conservation biology?" *BioScience* 35: 727-734.

Stage, A., R. and C. Salas (2007). "Interactions of Elevation, Aspect, and Slope in Models of Forest Species: Composition and Productivity." *Forest Science* 53: 486-492.

Stein, B., R. and J. Wiczorek (2004). "Mammals of the world: MaNIS as an exemple of data integration in a distribution network environment " *Biodiversity informatics* 1: 14-22.

Stephens, S., E., D. Koons, N., J. Rotella, J. and D. Willey, W. (2004). "Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: A review of the evidence at multiple spatial scales." *Biological Conservation* 115(1): 101-110.

Stockwell, D. and D. Peters (1999). "The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction." *Geographical Information Science* 13(2): 143-158.

Stockwell, D. and A. Peterson, T. (2002). "Effect of sample size on accuracy of species distribution models." *Ecological Modelling* 148: 1-13.

Stockwell, D. and A. Peterson, T. (2002a). *Controlling bias in biodiversity. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, Island press: 537-546.

Storch, D., P. Marquet, A. and J. Brown, H. (2007). *Scaling Biodiversity*. 470p.

Storch, I. (2000). "Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview." *Wildlife Biology* 6: 195-204.

Storch, I. (2002). "On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-Scale Forest Structure Explain Capercaillie Numbers?" *Conservation Biology* 6(1): 13 p.

Storch, I. (2007). "Grouse. Status survey and conservation actionplan 2006-2010." IUCN, the world feasant association: Gland, Switzerland.

Sun, Y., H., Z. Piao, J. and J. Swenson, E. (2003). "Occurrence of hazel grouse *Bonasa bonasia* in a heavily human-impacted landscape near the Changbai Mountains, northeastern China." *Wildlife Biology* 9(4): 371-375.

Swenson, J., E. (1991). *Social organisation of hazel grouse and ecological factors influencing it*. Phd Thesis, University of Alberta, Edmonton.

Swenson, J., E. (1993). "The Importance of Alder to Hazel Grouse in Fennoscandian Boreal Forest: Evidence from Four Levels of Scale." *Ecography* 16: 37-46.

- Swenson, J., E. (1995). "The habitat requirements of hazel grouse." Proceedings on the international symposium on Grouse 6: 155-159.
- Swenson, J., E. (1995b). "The ecology of hazel grouse and management of its habitat." Naturschutzreport 10: 227-238.
- Swenson, J., E. and P. Angelstam (1993). "Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession." Canadian Journal of Zoology 7: 1303–1310.
- Swenson, J., E. and J. Danielsen (1991). "Status and conservation of hazel grouse in Europe." Ornis Scandinavica 22: 297-298.
- Swenson, J. E., A. V. Andreev and S. V. Drovetskii (1995). "Factors shaping winter social organization in hazel grouse *Bonasa bonasia*: A comparative study in the eastern and western Palearctic." Journal of Avian Biology 26(1): 4-12.
- Swets, J., A. (1988). "Measuring the accuracy of diagnostic systems." Science 240: 1285-1293.
- Taylor, A., R. and R. Knight, L. (2003). "Wildlife responses to recreation and associated visitor perception." Ecological Society of America 4: 951-963.
- TEEB (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB United Nations Environment Programme, Leipzig, Germany: 36 p. [http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=bYhDohL\\_TuM%3d&tabid=1278&mid=2357](http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=bYhDohL_TuM%3d&tabid=1278&mid=2357).
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. Wichmann, C., M. Schwager and F. Jeltsch (2004). "Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures." Journal of Biogeography 31(1): 79-92.
- Thompson, C., M. and K. McGarigal (2002). "The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA)." Landscape Ecology 17(6): 569-586.
- Thorn, J., S., V. Nijman, D. Smith and K. Nekaris, A. I. (2009). "Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (*Primates: Nycticebus*)." Diversity and Distributions 15(2): 289-298.
- Thornton, D., H., L. Branch, C. and M. Sunquist, E. (2010). "The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies." Landscape Ecology: 1-12.
- Thuiller, W. (2003). "BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change." Global Change Biology 9: 1353-1362.

- Thuiller, W., M. Araùjo, B. and S. Lavorel (2003). "Generalized models vs. classification tree analysis: prediction spatial distribution of plant species at different scales." *Vegetation Science* 14: 669-680.
- Trall, L. W. and R. C. Bigalke (2006). "A presence-only habitat suitability model for large grazing. African ungulates and its utility for wildlife management." *Afr. J. Ecol* 45: 347-354.
- Trani, M., K. (2002). *The Influence of Spatial Scale on Landscape Pattern Description and Wildlife Habitat Assessment. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale.* J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al: 141-155.
- Turner, M. (2005). "Landscape Ecology: What Is the State of the Science?" *Ecology and systematics* 36: 319-344.
- Turner, M., D. Donato and W. Romme (2012). "Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research." *Landscape Ecology*: 1-17.
- Turner, M., G., R. Gardner, H., V. Dale, H. and R. O'Neill, V. (1989). "Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes." *Oikos* 55(1): 121-129.
- Turner, M. G. (1989). "Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process." *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- Turnhout, E., M. Hisschemöller and H. Eijsackers (2007). "Ecological indicators: Between the two fires of science and policy." *Ecological Indicators* 7(2): 215-228.
- Uuemaa, E., J. Roosaare and U. Mander (2005). "Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments." *Ecological Indicators* 5(4 SPEC. ISS.): 350-369.
- Vetaas, O., R. (2002). "Realized and potential climate niches: a comparison of four *Rhododendron* tree species." *Journal of Biogeography* 29: 545-554.
- Virkkala, R. and A. Rajasärkkä (2006). "Spatial Variation of Bird Species in Landscapes Dominated by Old-growth Forests in Northern Boreal Finland." *Biodiversity and Conservation* 15(7): 2143-2162.
- Ward, D., F. (2007). "Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand." *Biol Invasions* 9: 723-735.
- Weaver, J., C. (1995). "Indicator Species and Scale of Observation." *Conservation Biology* 9: 939-942.
- Wiens, J., A. (1989). *The ecology of bird communities.* Cambridge, Cambridge University Press: 539 p.

Wiens, J., A. (2002). Predicting Species Occurrence: Progress, Problem, and Prospects. *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. J. Scott, M., P. Heglaund, J., M. Morrison, L. et al: 739-771.

Wiens, J. A. (1989). "Spatial Scaling in Ecology." *Functional Ecology* 3(4): 385-397.

Wisz, M., S. and A. Guisan (2009). "Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information -theoretic approach based on simulated data." *BMC Ecology* 9: 1-13.

Woodhouse, S., A. Lovett, P. Dolman and R. Fuller (2000). "Using a GIS to select peiority areas for conservation." *Comput. Environ. Urnan Sys* 24: 79-93.

Wu, J., W. Shen, W. Sun and P. Tueller, T. (2002). "Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics." *Landscape Ecology* 17(8): 761-782.

Yueheu, S. and F. Yun (1998). "Spring home range and social behavior of hazel grouse at Changbai Mountain." *Journal of forestry research* 9: 199-202.

Zaniewski, A., E., A. Lehamann and J. Overton, McC. (2002). "Predicting species spatail distributions using presence- only data: a case study of native new Zealand ferns." *Ecological Modelling* 157: 261-280.

## Résumé

*Dans le contexte du changement global et de la perte de la biodiversité, la prise en compte de cette dernière dans la gestion forestière reste encore très générale (embryonnaire). Les démarches ne sont pas encore opérationnelles alors que les gestionnaires ont besoin d'outils destinés directement à la planification. Ainsi, il est devenu urgent d'améliorer les approches d'évaluation et de suivi de la biodiversité et de développer un cadre conceptuel à partir des indicateurs biologiques qui puisse servir dans la prise des décisions. Ce travail repose sur une approche associant l'enjeu de conservation d'une espèce sauvage patrimoniale dans un paysage de montagne à la maîtrise d'une gestion forestière qui détermine la qualité de son habitat. Dans le cadre concret de la gestion forestière d'un Parc Naturel Régional où les enjeux sont multiples (écologiques, économiques, touristiques), les acteurs concernés s'interrogent moins sur le « comment gérer » que sur le « où gérer » ; en d'autres termes, définir les périmètres de bonne qualité d'habitat est nécessaire afin d'optimiser la gestion à l'échelle optimale. Notre travail est à moins consisté de procurer des outils aux gestionnaires que de poser les jalons scientifiques d'une approche holistique inspirée de l'écologie du paysage. Nous partons ainsi de l'hypothèse selon laquelle les variables environnementales ainsi que la structure du paysage influencent la présence d'une espèce indicatrice de la diversité biologique d'un milieu. Dans ce travail nous nous appuyons sur cette hypothèse pour développer une démarche spatialement explicite qui permettrait d'atteindre l'objectif de conservation dans le cadre d'un processus de gestion forestière adaptative, en étudiant le cas de la gélinotte des bois (*Tetrastes bonasia* L. 1758) dans le Parc Naturel Régional de Grande Chartreuse (Alpes françaises). Ce modèle prédictif de l'occurrence de la gélinotte des bois en Chartreuse s'appuie sur des indicateurs environnementaux et paysagers aisément mesurables et spatialisables. Ceci permettra d'établir un diagnostic de la qualité de l'habitat, d'approfondir les connaissances sur les relations entre la structure du paysage et l'espèce à différentes échelles et de déterminer les secteurs d'habitat qui sont les plus appropriés à la gélinotte des bois en zone de montagne. La représentation spatiale de l'hétérogénéité à différentes échelles permet d'envisager de nombreuses applications dans les domaines de la conservation et de la gestion forestière multifonctionnelle. Nos résultats, relevant d'une approche spatialement explicite, valident l'hypothèse selon laquelle la qualité de l'habitat de la gélinotte peut être modélisée avec une précision acceptable uniquement à partir d'indices paysagers, s'ils sont calculés sur la bonne étendue. Ils constituent donc une avancée pour une aide à la gestion, puisqu'ils préfigurent un outil permettant la localisation de zones prioritaires sur lesquelles la conservation de la gélinotte (*Tetrastes bonasia*) peut être optimisée.*

**Mots-clés :** *écologie du paysage, Modélisation spatiale, Gélinotte des bois, Biodiversité, Conservation, Planification*

## Abstract

In the context of global change and current loss of biodiversity, there is an urgent need to improve spatial approaches for assessing and monitoring biodiversity in order to develop a conceptual framework based on biological indicators that can be used in conservation planning. The problem still remains in terms of decisions and knowledge on where to set appropriate conservation targets. Hence, we need detailed and reliable information about forest landscape structure and composition and methods for estimating this information over the whole spatial domain. This work is based on an approach involving conservation of a patrimonial species in a mountain landscape. The Regional Natural Park in the French sub-Alps, used for this study encounters multiple conflicts (i.e. ecological,

economic, tourism pressures). The stakeholders are then very concern on "where to manage" in other words, they need tools to define the perimeter of good quality habitat to optimize management at an optimal scale. Landscape metrics are widely used to explore the spatial heterogeneity of landscapes that influence several species distribution. Few empirical researches have comparatively examined their indicator value for certain species occurrence at different scales. Within the framework of this study we test hypothesis concerning the best scale at which Hazel Grouse respond to the landscape structure. Our aim was to evaluate significant relations between different landscape level indicators and species occurrence and to assess the effects of the extent of the considered landscape on their performance. Results showed that spatial scale affected the performance of the metrics, since Hazel Grouse occurrence was usually better predicted at relatively smaller extents of surrounding landscape. In all, outputs of this work constitute support for forest management, as they provide a methodological framework and indicators for prioritizing areas in terms of habitat quality where species conservation planning can be optimized.

*Key words: Landscape Ecology, spatial models, Hazel Grouse, Biodiversity, Conservation planning*