



HAL
open science

Étude de l'impact des changements climatiques et d'utilisation du sol sur l'évolution de la forêt et de sa limite supérieure dans le massif du Mont-Blanc entre 1952 et 2006

François-Marie Martin

► **To cite this version:**

François-Marie Martin. Étude de l'impact des changements climatiques et d'utilisation du sol sur l'évolution de la forêt et de sa limite supérieure dans le massif du Mont-Blanc entre 1952 et 2006. Milieux et Changements globaux. 2014. dumas-01112578

HAL Id: dumas-01112578

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01112578v1>

Submitted on 3 Feb 2015

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.

Master 2 recherche « Sciences du Territoire »
Mention « Systèmes Territoriaux, Aide à la Décision, Environnement »
(STADE)

Mémoire de M2 - Recherche
Etude de l'impact des changements climatiques et d'utilisation
du sol sur l'évolution de la forêt et de sa limite supérieure dans
le massif du Mont-Blanc entre 1952 et 2006

Mémoire soutenu le 3 septembre 2014
Par **François-Marie MARTIN**

Devant un jury constitué de :

- *Monsieur Franck Giazzi - Enseignant-chercheur et tuteur pédagogique, UMR Pacte - Institut de Géographie Alpine de Grenoble*
- *Monsieur Philippe Schoeneich - Enseignant-chercheur, UMR Pacte - Institut de Géographie Alpine de Grenoble*
- *Madame Anne Delestrade - Biologiste, maître de stage et directrice du Centre de Recherche sur les Ecosystèmes d'Altitude, Chamonix*

RESUME

L'élévation des températures et la déprise agro-pastorale sont connues pour avoir un impact important sur les communautés végétales, notamment en montagne. Il semble donc important d'étudier les effets du changement global sur les écosystèmes alpins afin d'être en mesure de pouvoir protéger les sociétés et l'environnement. Or il s'avère que les études écologiques ou biogéographiques sont particulièrement rares dans le massif du Mont-Blanc, pourtant largement étudié dans d'autres disciplines.

Dans cette étude, on a cherché à étudier l'influence respective des changements climatiques et d'utilisation du sol sur l'évolution de la couverture forestière de ce massif emblématique qu'est le Mont-Blanc. On a également d'observer les variations et les raisons de l'évolution de la limite supérieure de la forêt, la *treeline*.

Grâce à la télédétection et aux Systèmes d'Information Géographiques (SIG), il a été possible d'observer l'augmentation très importante de la surface forestière entre 1952 et 2006 sur les versants suisses, italiens et français du massif. La forêt a en effet augmentée sa superficie de 60% et s'est nettement élevée au cours de la période d'étude, principalement à cause de l'abandon des terres agricoles. Toutefois, l'influence du climat semble également assez importante, notamment sur l'élévation de 59m de la *treeline* potentielle observée depuis le milieu du XX^{ème} siècle.

Ces résultats intéressants méritent cependant d'être approfondis, notamment pour améliorer la distinction entre les influences de l'utilisation du sol, du climat, ou encore de la géomorphologie dans les dynamiques forestières de la région.

Mots clés : Forêt ; changement climatique ; utilisation du sol ; *treeline* ; pastoralisme ; télédétection ; SIG ; Mont-Blanc ; Alpes ; écologie ; biogéographie.

ABSTRACT

Thermal rising and agricultural decrease are well-known phenomenon affecting plant communities especially in mountainous regions. Thus, it seems pretty important to look upon the effects of global change on alpine ecosystems to be able to ensure the preservation of societies and of the environment. Yet it appears that there is a lack of ecological and biogeographical studies in the Mont-Blanc massif.

In this study, we tried to emphasize the respective influence of climate change and landuse modifications on the forest evolution of this emblematic range that is the Mont-Blanc. We also tried to understand the variations of the regional climatic treeline and the factors involved in its evolution.

Thanks to the use of remote sensing and Geographical Information Systems, it has been possible to observe the great expansions of the forest cover that took place between 1952 and 2006 on the Swiss, Italian and French sides of the mountain. Indeed, the forest cover has increased by 60% and has rose significantly during the study period, mainly because of land abandonment. However, the influence of climate cannot be ignored, especially as an explaining factor of the major rise of the treeline of about 59m recorded since the middle of the 20th century.

Though these results are quiet interesting, they still need further analysis to emphasize the actual role of land use, climate or geomorphology on plant dynamics in the Alps.

Key words : Forest ; climate change ; landuse ; treeline ; grazing ; remote sensing ; GIS ; Mont-Blanc ; Alps ; ecology ; biogeography.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je souhaiterais remercier Anne Delestrade de m'avoir donné la chance de réaliser mon stage au sein de ce formidable organisme qu'est le CREA. Merci pour les conseils, les orientations et les « tempêtes de cerveau ». Merci encore d'avoir accepté de faire partie de mon jury de soutenance aux côtés de Messieurs Philippe Schoeneich et Franck Giazzi que je remercie également.

Monsieur Franck Giazzi que je souhaiterais remercier tout particulièrement pour son temps, ses contacts, sa patience et pour avoir accepté d'être mon tuteur pédagogique durant les 6 derniers mois.

Un grand merci aussi à Brad Carlson du LECA et à Christophe Randin du WSL pour toutes les pistes sur lesquelles vous m'avez envoyé, pour tous les coups de mains et surtout pour tous les conseils en statistiques ou en SIG que vous m'avez prodigué (et pour les suées que j'ai pu avoir en vous écoutant parler de R ou de modèles). J'espère pouvoir continuer à travailler avec vous à l'avenir. Merci aussi à Francis Randin pour son soutien et l'intérêt qu'il a porté à mon travail.

Je remercie également sincèrement Daphné Asse, Irène Alvarez et Geoffrey Klein, mes collègues du CREA, pour leurs conseils, leur soutien et les bons moments passés durant ce stage.

Je voudrais maintenant remercier tout particulièrement Amélie Arnould, pour ses nombreux conseils, ses relectures et son soutien infailible durant la rédaction de ce mémoire.

Je souhaiterais également remercier chaleureusement mes parents, et notamment ma mère, pour avoir pris le temps de relire ce mémoire « barbant » à la dernière minute. Merci à vous pour m'avoir toujours soutenu et pour m'avoir offert la chance de faire des études.

Un grand merci à toute la promotion 2012 - 2014 du Master Stade pour les deux années formidables que l'on a passé ensemble et pour toutes celles que l'on passera encore.

Je voudrais également remercier pour leur temps et leurs réponses Sandrine Bottollier de la Communauté de Commune de la Vallée de Chamonix, Edoardo Cremonese de l'ARPA, Frédéric Ponsart et Patrick Bouchard de l'ONF, Sylvain Ougier du CRPF, Aurore Schack de la SEA et Caroline Duc du Canton du Valais. Merci aussi à Sandra Rome de l'IGA pour m'avoir mis en relation avec le directeur du Corps Forestier de l'Etat Italien.

Enfin, je voudrais remercier l'ensemble de l'équipe enseignante de l'IGA, pour les 6 (et pas 5) années que j'ai passé avec vous. Merci surtout aux enseignants de la spécialité « environnement » pour votre engagement, votre temps, vos conseils et pour tous les bons (et moins bons) moments que j'ai passé à vos côtés. J'espère avoir la chance, un jour, de vous compter parmi mes collègues et mes pairs.

Merci donc à tout le monde, et merci de ne pas me tenir rigueur de ces remerciements qui sont, comme à mon habitude, beaucoup trop longs...

LISTE DES ACRONYMES ET DES ABREVIATIONS

- ACP: Analyse en Composantes Principales ;
- ARPA : Agence Régionale de Protection de l'Environnement (Italie) ;
- CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique ;
- CREA: Centre de Recherches sur les Ecosystèmes d'Altitude ;
- CRPF : Centre Régional de la Propriété Forestière ;
- EMB : Espace Mont-Blanc ;
- GLM : *Generalized Linear Model* ;
- LECA : Laboratoire d'Ecologie Alpine ;
- LGGE : Laboratoire de Glaciologie et de Géophysique de l'Environnement ;
- MNE : Modèle Numérique d'Elévation ;
- NA : *Not Available* ;
- ONF : Office National des Forêts ;
- OSUG : Observatoire des Sciences de l'Univers de Grenoble ;
- RMS : *Root Mean Square Error* ;
- SEA : Société d'Economie Alpestre ;
- SPOT : *Satellite* Pour l'Observation de la Terre ;
- TIN : *Triangulated Irregular Network* ;
- UGB : Unité Gros Bétail ;
- WSL : *Wald, Schnee und Landschaft* – Institut de Recherche Fédéral sur la Forêt, la Neige et le Paysage.

SOMMAIRE

RESUME.....	2
ABSTRACT.....	2
REMERCIEMENTS.....	3
LISTE DES ACRONYMES ET DES ABREVIATIONS.....	4
SOMMAIRE	5
AVANT-PROPOS.....	6
INTRODUCTION	7
1. METHODOLOGIE.....	23
2. RESULTATS	35
3. DISCUSSION.....	48
4. PERSPECTIVES	55
CONCLUSION.....	56
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	58
WEBOGRAPHIE.....	60
TABLE DES FIGURES.....	61
TABLE DES TABLEAUX.....	62
TABLE DES ANNEXES	62
TABLE DES MATIERES	63
ANNEXES.....	64

AVANT-PROPOS

PRESENTATION DE LA STRUCTURE D'ACCUEIL – LE CREA

Le présent mémoire a été réalisé dans le cadre du stage de Master 2 « Sciences du Territoire » mention « Systèmes Territoriaux, Aide à la Décision, Environnement » effectué au sein du CREA.

Le Centre de Recherches sur les Ecosystèmes d'Altitude (CREA) est un organisme de recherche scientifique basé à Chamonix Mont-Blanc (Haute-Savoie). Etabli sous le statut d'association loi 1901, le CREA cherche à allier recherche scientifique sur les milieux d'altitude et communication auprès du grand public. Pour ce faire, l'organisme a notamment lancé il y a 10 ans un programme de sciences participatives unique en France visant à suivre et analyser l'évolution de la phénologie de diverses espèces montagnardes face au changement climatique, le programme « PhénoClim ».

Afin de renforcer et de faire avancer la compréhension des milieux alpins, le CREA a également développé un vaste programme transfrontalier de suivi et de modélisation de l'évolution environnementale d'un massif emblématique des Alpes : l'« Atlas du Mont-Blanc ». Ce projet cherche à fédérer et à développer autour d'un même site les différents champs disciplinaires qui s'intéressent à l'évolution environnementale des milieux de montagne : glaciologie, climatologie, écologie, géomorphologie etc. C'est dans le cadre de ce projet qu'a été réalisé le mémoire de recherche présenté ici.

Les résultats de ce mémoire viendront par conséquent enrichir le site de l'Atlas du Mont-Blanc, consultable à cette adresse : www.atlasmontblanc.org

S'il tient à son statut d'association qui lui autorise une grande indépendance, le CREA travaille cependant en collaboration directe avec de nombreux autres organismes de recherche réputés, dont le « Laboratoire d'Ecologie Alpine » et le « Laboratoire de Glaciologie et de Géophysique de l'Environnement » (LECA et LGGE, Université Joseph Fourier - Grenoble), l'« Institut Fédéral d'étude sur la Forêt, la Neige et les Paysages » (WSL, Suisse), l'Université de Bâle, l'Université de Neuchâtel, le laboratoire « Environnement, Dynamiques et Territoires de Montagne » (EDYTEM, Université de Savoie - Chambéry) ou encore l'« Agence Régionale de Protection de l'Environnement » (ARPA, Val d'Aoste - Italie) etc.

Ce travail s'inscrit également dans le cadre de la thèse de doctorat de Bradley Z. Carlson du Laboratoire d'Ecologie Alpine de Grenoble réalisée sous la direction de Wilfried Thuiller. Au niveau du massif du Mont-Blanc, Bradley Carlson cherche à mesurer l'effet combiné du changement climatique (températures et précipitations) et du régime d'enneigement (durée) sur la distribution spatiale des communautés végétales dominantes grâce au modèle FATE développé au LECA. Le modèle FATE combine l'influence des facteurs environnementaux, de l'utilisation des terres, de la compétition et des stratégies de dispersion pour modéliser l'évolution probable des écosystèmes alpins dans le futur (plus de détails sur le modèle FATE dans Boulangeat *et al.*, 2013 et Carlson *et al.*, 2013).

Le travail présenté ici sera utile en tant que source d'information sur l'utilisation du sol dans le massif du Mont-Blanc pour la calibration du modèle FATE. La couche forestière de 1952 développée au cours de ce stage servira également de variable contextuelle pour la modélisation des dynamiques végétales.

INTRODUCTION

PRESENTATION DU CONTEXTE DE L'ETUDE

LE CHANGEMENT CLIMATIQUE ET LES MILIEUX DE MONTAGNE

La température moyenne de l'air connaît une augmentation significative depuis le XIX^{ème} siècle, notamment entre les années 1920 et 1944, et depuis 1975. Cependant depuis 1975, les températures ont augmenté près de deux fois plus vite dans l'hémisphère boréal que dans l'hémisphère austral (Rebetez & Reinhard, 2008).

En France, on a pu observer une augmentation de la température annuelle moyenne de l'ordre de 0,6°C au cours du siècle dernier (Lenoir *et al.*, 2008). En revanche, l'analyse des précipitations sur la même période ne semble pas indiquer de changement de régime. Par conséquent, d'importantes réponses au réchauffement climatique sont observables dans la phénologie et la distribution des espèces (Lenoir *et al.*, 2008 ; Carlson, 2012). Il apparaît donc que le changement climatique risque d'être la principale cause d'extinction des espèces dans un futur proche. Le péril est d'autant plus grand que les effets du changement climatique risquent de s'additionner avec les effets d'autres menaces pesant sur les espèces et les écosystèmes : destruction des habitats, pollution, modification des cycles géochimiques, invasions d'espèces exotiques etc. (Thomas *et al.*, 2004).

En moyenne, pour toute la planète, le taux d'extinction projeté en 2050 face à un scénario de changement climatique minimum (donc déjà probablement inévitable) est de 18%, contre 24% pour un scénario intermédiaire. Ce taux grimpe même jusqu'à 35% pour un scénario pessimiste (Thomas *et al.*, 2004) et ce, sans compter les éventuelles extinctions « en cascade » (Folke *et al.*, 2004).

Les systèmes montagneux représentent environ un cinquième des terres émergées. De plus, excepté l'Antarctique, tous les massifs montagneux du monde sont habités. Ainsi, les montagnes font vivre directement 10% de la population mondiale et, de manière indirecte, près de la moitié de la planète dépend de leurs ressources (Beniston *et al.*, 1997). Par ailleurs, grâce à leur grande amplitude altitudinale, les massifs montagneux rassemblent sur de courtes distances des régimes climatiques très différents, équivalents aux milliers de kilomètres que l'on retrouve dans les différentes ceintures latitudinales. Il en résulte une grande diversité biologique et il est couramment admis que les montagnes abritent environ un tiers de la biodiversité terrestre (Beniston *et al.*, 1997 ; Körner, 2007a).

Le climat des Alpes est particulièrement complexe. Cela s'explique d'une part à cause de l'effet orographique du massif sur la circulation atmosphérique générale, et d'autre part parce que les Alpes reçoivent l'influence compétitive de plusieurs régimes climatiques : i.e. méditerranéen, continental, atlantique et polaire (Beniston *et al.*, 1997; Beniston, 2006). Or, « depuis 1850, on estime que 40% de la surface occupée par les glaciers dans les Alpes et plus de 50% de leur volume ont disparu en conséquence du changement climatique » (Haeberli, 1990 *in* Beniston, 2006).

En Suisse, au cours des 30 dernières années, l'élévation des températures a été de 0,57°C par décennie. Au cours de la même période, les températures moyennes ont été 2 fois plus grandes que les moyennes de l'hémisphère nord (Rebetez & Reinhard, 2008). La température moyenne a même augmentée de 2°C dans la station helvète de Säntis (Beniston *et al.*, 1997). Dans les Alpes françaises, la température s'est élevée d'environ 1°C depuis le milieu du siècle dernier et ce, principalement depuis les années 1980 et aux altitudes comprises 1500 et 2000m (Durand *et al.*, 2009).

Parmi toutes les régions biogéographiques, les écosystèmes polaires et alpins sont certainement les plus contraints par les températures. Par conséquent, ces écosystèmes sont parmi les plus menacés par le changement climatique et de nombreuses extinctions locales risquent de survenir dans un futur proche (Albert *et al.*, 2008 ; Dedieu *et al.*, 2014). Les espèces subalpines et alpines qui ne sont pas dispersées par le vent sont particulièrement menacées puisque les barrières naturelles qui les entourent (neige, glaces et falaises au-dessus, forêts, paysages fragmentés, et zones anthropisées en-dessous) leurs sont particulièrement difficiles à franchir (Theurillat & Guisan, 2001). De manière générale, les espèces les plus menacées sont celles dont l'aire de répartition est déjà faible ou qui sont distribuées dans des microsites aux conditions très particulières, sans possibilités de migrations immédiates.

L'ÉVOLUTION DE LA FORÊT ET DE L'UTILISATION DU SOL

Malgré les forts taux de déforestation observables à travers le monde, la couverture forestière dans la plupart des pays développés est en accroissement (Gellrich & Zimmermann, 2007 ; Améztegui *et al.*, 2010). Cela est imputable majoritairement à deux facteurs : le changement climatique et la modification de l'utilisation du sol.

En Europe depuis les années 1960, il semblerait que la durée de la période de croissance des végétaux ait augmenté de 10,8 jours et ce, en raison du réchauffement thermique (Theurillat & Guisan, 2001 ; Kerr & Ostrovsky, 2003). En milieu de montagne, cela se traduit notamment par une augmentation de la croissance radiale des arbres (Vittoz *et al.*, 2008). Mais bien qu'une partie de l'accroissement forestier puisse être expliqué par une augmentation du diamètre des arbres et une densification des forêts, une grande partie relève d'une réelle expansion géographique (Améztegui *et al.*, 2010). En effet, des preuves paléo-écologiques indiquent que face au changement climatique, les espèces ont plutôt tendance à migrer qu'à s'adapter génétiquement (Theurillat & Guisan, 2001).

Par conséquent, il est attendu qu'une grande partie des limites de présence des espèces, et donc des limites forestières, se déplacent vers des positions plus élevées ou plus septentrionales pour compenser l'élévation des températures (Theurillat & Guisan, 2001 ; Grace *et al.*, 2002 ; Körner & Paulsen, 2004 ; Holtmeier & Broll, 2005 ; Gehrig-Fasel *et al.*, 2007 ; Lenoir *et al.*, 2008 ; Randin *et al.*, 2009 ; Carlson, 2012 ; Case & Duncan, 2014).

Il y a au moins trois aspects du changement global auxquels les plantes sont censées répondre : l'élévation des températures, l'accroissement des taux de dioxyde de carbone, et l'augmentation des dépôts d'azote (Grace *et al.*, 2012). De nombreuses études témoignent des diverses réponses observables dans les communautés végétales alpines ou boréales.

Lenoir *et al.*, (2008) ont pu observer que l'altitude du pic d'abondance de 118 espèces (sur 171) s'était élevée au cours du siècle dernier à cause du réchauffement climatique. Du reste, Harsch *et al.* (2009) ont conduit une méta-analyse sur l'évolution de la *treeline* à travers le monde de laquelle il est ressorti que toutes les *treelines* étudiées s'étaient élevées ou s'étaient maintenues en réponse à l'élévation des températures.

Par ailleurs, il semblerait également que la position actuelle de la forêt boréale coïncide pratiquement avec sa position reconstituée durant l'Atlantique (la période la plus chaude de l'Holocène, *ca.* 10000 à 5000 B.P.) sans l'atteindre pour autant (Kerr & Ostrovsky, 2003 ; MacDonald *et al.*, 2008). De plus, d'après Kullman et Öberg (2009), la position de la *treeline* dans les Scandes suédoises a atteint sa position anté-Petit Âge Glaciaire. Or, il est possible qu'une extension vers le nord de la forêt boréale diminuerait l'albédo des régions arctiques,

ce qui contribuerait à amplifier davantage le réchauffement de l'atmosphère (Tasser & Tappeiner, 2002 ; MacDonald *et al.*, 2008).

Malgré toutes ces études, dans bon nombre de régions, la limite forestière a bien moins avancé que ce que la hausse des températures aurait pu laisser suggérer (Holtmeier & Broll, 2005).

Si l'élévation des limites forestières en montagne est souvent attribuée au changement climatique, il faut se rappeler que, dans le même temps, les régions montagneuses ont subi d'importants changements démographiques, économiques et sociaux (Améztegui *et al.*, 2010). « En Europe, les arbres ont été coupés il y'a longtemps pour libérer de l'espace pour les usages agricoles, et les prairies ont été dominantes sur les coteaux exposés au sud depuis au moins le XVème siècle (Quétier *et al.*, 2007 in Albert *et al.*, 2008) ». Ainsi, le début de l'expansion des *treelines* en Europe aux alentours de 1850 coïncide certes avec la fin du Petit Age Glaciaire mais aussi avec le début de la révolution industrielle et donc de la déprise agricole qui l'a suivie (Vittoz *et al.*, 2008). Le pastoralisme, modèle agricole dominant dans les Alpes, a donc grandement diminué depuis 150 ans (FIGURE 1).

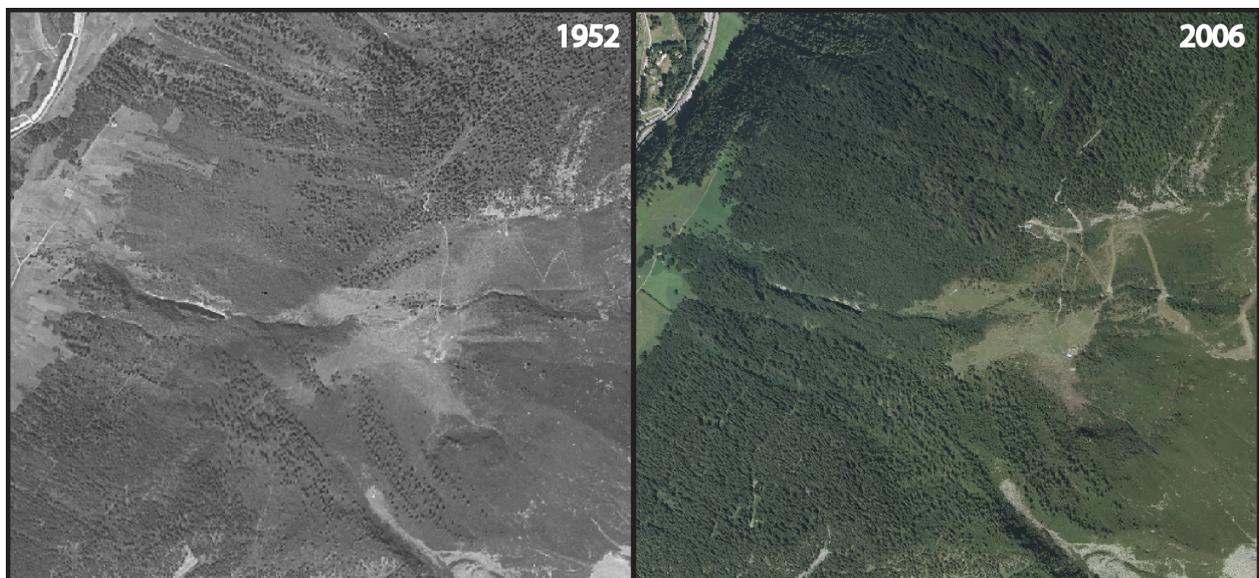


FIGURE 1 : EXEMPLE D'UNE FERMETURE FORESTIERE A LA SUITE D'UNE DIMINUTION DE L'ACTIVITE PASTORALE ET SYLVICOLE (SECTEUR DE LA PENDANT - CHAMONIX. SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

La tendance générale en Europe à l'arrêt du pastoralisme tient notamment du fait que l'agriculture de montagne ne se révèle plus suffisamment rentable dans une économie globale mondialisée (Randin *et al.*, 2009). L'abandon des terres agricoles arrive plus fréquemment là où les pentes sont raides, les sols peu épais, le réseau routier peu développé et où le nombre d'exploitations permanentes est faible. En clair, les zones les plus susceptibles d'être abandonnées sont là où le rendement ne compense pas les coûts de productions (Gellrich & Zimmermann, 2007).

Il apparaît aussi que les pratiques pastorales ont évolué dans de nombreux massifs alpins. Par exemple, les éleveurs tendent à arrêter de maintenir de grands espaces d'alpages ouverts comme ils le faisaient autrefois en brûlant et en coupant, mais cherchent plutôt à regrouper leurs troupeaux près des habitations dans des zones exploitées plus intensivement (FIGURE 1). Les éleveurs aspirent désormais à un certain confort. L'agriculture est devenue plus sédentaire et les pâturages en « parcours » moins fréquents. Ainsi, certaines parcelles peuvent s'embroussailler alors que les alpages dont elles dépendent sont encore en activité (Camarero & Gutiérrez, 2004 ; Carlson, 2012). De plus,

les transhumances se font de plus en plus rares, et les bêtes passent désormais souvent de la vallée à l'alpage sans pâturer les versants, ce qui contribue à la fermeture forestière (Améztegui *et al.*, 2010). On retrouve également beaucoup d'exploitations non-permanentes, où les agriculteurs et éleveurs ont d'autres activités professionnelles complémentaires (gîtes, guides, artisans, ouvriers etc.). Entre 1965 et 1990 en Suisse, le nombre d'exploitations a baissé de 33%, passant de 83 600 à 56 220 alors que dans le même temps, la taille moyenne des exploitations a augmenté. Ces chiffres semblent donc témoigner d'une évolution des pratiques agricoles vers une agriculture plus intensive et plus localisée (Gellrich & Zimmermann, 2007). En France, le pastoralisme représente encore 60 000 exploitations, valorisant ainsi près de 2 millions d'hectares en comptant les alpages et les prairies de fauche en fond de vallée (Pinson, 2013).

Les pratiques agricoles sont donc connues pour modifier la composition floristique des pelouses et des prairies, notamment à cause de la concentration en nutriments ou de la fréquence de fauche. La fauche peut d'ailleurs avoir des effets négatifs, en empêchant les plantes de terminer leur cycle de reproduction (Randin *et al.*, 2009), ou positifs, en limitant l'exclusion compétitive par des espèces à succession tardive comme les végétaux ligneux (Albert *et al.*, 2008).

Dans tous les cas, le pâturage, les cultures et l'exploitation forestière tendent à abaisser la position de la *treeline* dans les Alpes de 150 à 300m en moyenne par rapport à sa position théorique et à diminuer la densité boisée en-dessous de la limite supérieure de la forêt. (Holtmeier & Broll, 2005 ; Carlson, 2012).

D'ailleurs, bien que des graines d'arbres puissent être présentes en grande quantité après l'arrêt de l'activité pastorale, la colonisation des anciennes pâtures par les ligneux peut souvent être entravée par des conditions stationnelles défavorables. Dans un tel cas, la *treeline* anthropogénique est donc devenue une limite écologique de la même manière que la *treeline* climatique l'avait été par le passé. En effet, les conditions stationnelles, notamment les conditions microclimatiques, l'épaisseur du sol, l'insolation et donc la température et l'humidité du sol, ainsi que l'exposition aux vents peuvent changer de manière très importante après la suppression de la forêt, créant ainsi des conditions défavorables pour le ré-établissement des arbres (Holtmeier & Broll, 2005).

Enfin, comme les agriculteurs n'arrêtent pas tous leur activité la même année, cela favorise l'hétérogénéité de la fermeture forestière (Tasser & Tappeiner, 2002). En outre, toutes les régions ne sont pas frappées de la même manière par la déprise agro-pastorale. Ainsi, dans un contexte de grandes modifications de l'usage du sol, certains auteurs suggèrent même que les conséquences de l'abandon des pelouses d'alpages surpasseraient celles du changement climatique sur la végétation alpine (Randin *et al.*, 2009 ; Améztegui *et al.*, 2010 ; Carlson *et al.*, 2013). En effet, bien que les Alpes présentent une certaine inertie protégeant les biocénoses des effets du changement climatique, l'utilisation du sol risque fort d'atténuer voire d'annuler cette inertie dans bien des régions (Theurillat & Guisan, 2001 ; Holtmeier & Broll, 2005 ; Albert *et al.*, 2008).

LES DYNAMIQUES VEGETALES DANS LES MILIEUX D'ALTITUDE

LA LIMITE SUPERIEURE DE LA FORET, LA *TREELINE*

On peut considérer qu'en théorie, en l'absence de perturbations, les arbres poussent jusqu'à l'altitude de leur limite climatique. Toujours en théorie, sur un massif idéalement uniforme, cette limite correspondrait à une ligne régulière sur tout le versant représentant la position du seuil au-dessus duquel la croissance des arbres est impossible. Bien

évidemment, une telle situation est très peu probable, et sur un même versant, la limite supérieure de la forêt varie grandement (Case & Duncan, 2014). La position de la *treeline* varie ainsi spatialement de manière importante suivant l'échelle d'observation. En effet, au niveau global, l'altitude de la *treeline* varie de plusieurs centaines de mètres. Au niveau local en revanche, les variations sont plus de l'ordre de la dizaine de mètres en fonction des paramètres stationnels (Körner, 2007b ; Case & Duncan, 2014). Cependant, il apparaît que tout le monde ne s'accorde pas sur la définition de cette limite.

Il est tout d'abord important d'établir une convention sur ce qui forme la limite de la forêt : les arbres isolés, les groupes d'arbres proches, ou les parterres totalement recouverts d'arbres (i.e. la forêt fermée). D'après Körner (2007a et b), les arbres isolés induisent trop de « bruits » statistiques pour être retenus comme limite d'extension de la forêt. En effet, ceux-ci peuvent être des reliques d'anciennes forêts ou occuper des petits micro-habitats et ne témoignent pas nécessairement de la possibilité d'une colonisation locale par la forêt (Körner, 2007b).

Une représentation satisfaisante serait de considérer cette limite comme étant la ligne connectant le lobe le plus haut des taches forestières non-perturbées. On pourrait alors distinguer la « ligne de présence maximale de l'espèce » (« *tree species line* »), qui correspond à la ligne virtuelle connectant les arbres individuels les plus élevés ; la « *treeline* », qui correspond à ligne reliant les extrémités supérieures des taches ou des avancées forestières ; et enfin la « *timberline* » ou « limite supérieure de la forêt », qui correspond à l'altitude maximale de la forêt fermée continue (FIGURE 2 ; Körner, 2007b).

Bien sûr, le concept de « ligne » est lui aussi très abstrait. Ces lignes ne sont pas des droites

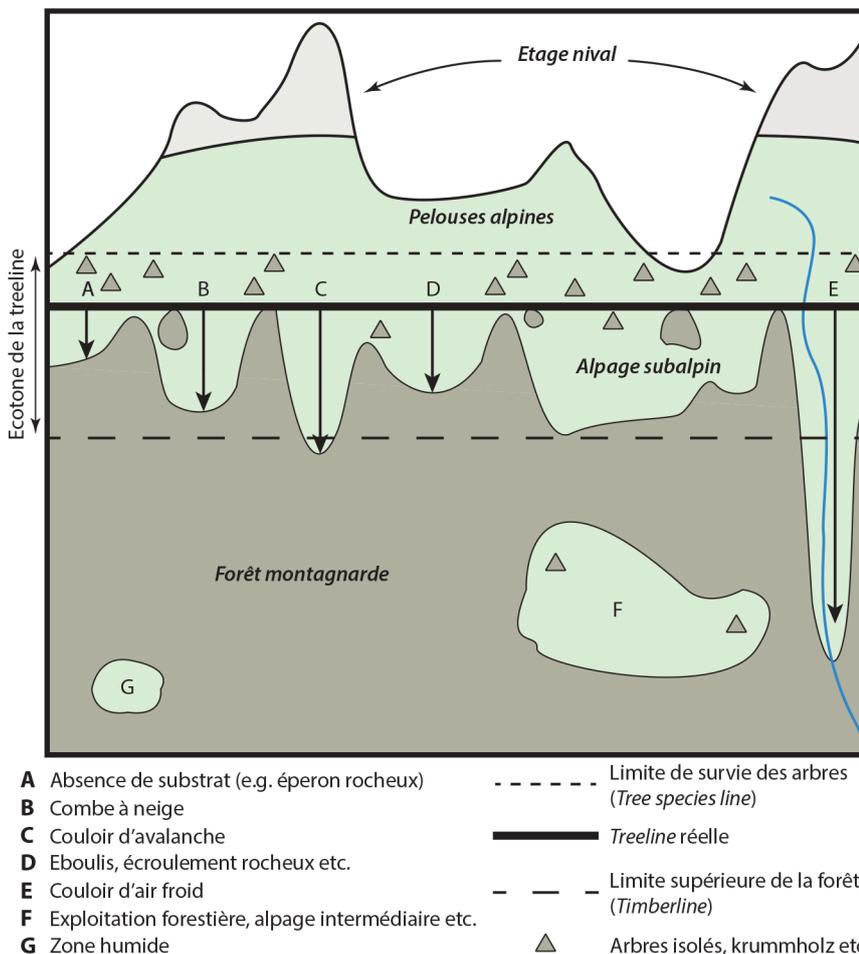


FIGURE 2 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DU CONCEPT DE TREELINE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014, D'APRES KÖRNER, 2007B)

parallèles mais des lignes qui fluctuent, se rapprochent et s'éloignent les unes des autres en fonction des différents facteurs limitant. (Körner, 2007b). En réalité la transition entre la forêt montagnarde fermée et la végétation alpine ouverte et non-arborée ne forme quasiment jamais une ligne mais plutôt un gradient élevé d'augmentation de la fragmentation du couvert boisé. Cette zone est généralement appelée écotone subalpin, écotone de la limite supérieure de la forêt, ou encore *treeline ecotone* en anglais (Körner & Paulsen, 2004).

Une autre convention importante sur la *treeline* est qu'elle représente une « limite de forme de vie » au-dessus de laquelle la vie

et la croissance d'individus droits et à la stature arborée sont impossibles, peu importe l'espèce considérée. Par conséquent, pour qu'une *treeline* se forme il faut que des taxons puissent vivre au niveau de cette limite de forme de vie. En effet, seuls certains genres évolués de certaines familles parviennent à atteindre les *treelines* climatiques à travers le monde : *Asteraceae*, *Betulaceae*, *Cupressaceae*, *Ericaceae*, *Myrtaceae*, *Pinaceae* et *Rosaceae*. Si de tels taxons n'existent pas régionalement, alors les espèces présentes forment des « lignes de présence maximale de l'espèce » bien en-deçà de l'altitude où l'on pourrait trouver des taxons importés (Körner & Paulsen, 2004 ; Körner, 2007b).

Il est ensuite intéressant de rechercher les mécanismes qui régissent la position de la *treeline* potentielle. Il faut souligner que l'altitude, en tant que telle, ne représente rien pour une plante (Randin *et al.*, 2013). Ainsi les montagnes ne peuvent être définies ni par leur élévation (puisqu'il existe des hauts plateaux), ni par leur climat (puisqu'il existe des montagnes tropicales chaudes ou des plaines froides). En revanche, on peut définir les montagnes par leur déclivité, puisque toutes les montagnes présentent des pentes et des versants et que c'est justement les gradients altitudinaux et leurs conséquences qui intéressent les écologues (Körner *et al.*, 2011).

Or, la position de la *treeline* varie grandement d'une région à l'autre. Elle se situe à quelques mètres au-dessus du niveau de la mer dans les régions polaires et peut dépasser les 4000m dans les régions tropicales ou équatoriales (Körner, 2007b ; Körner *et al.*, 2011). Dans les Alpes, la position de la *treeline* varie d'environ 1900m dans les Alpes « périphériques » (Leonelli *et al.*, 2011) à approximativement 2300m dans les Alpes centrales (Gellrich & Zimmermann, 2007). Il semble donc qu'il y ait une relation entre la position de la *treeline* et les gradients altitudinaux.

De nombreux facteurs peuvent limiter ou empêcher le développement des arbres et de la forêt (FIGURE 3). Mais en réalité, il n'y a que très peu de facteurs climatiques importants pour la vie des végétaux qui présentent globalement des tendances unidirectionnelles avec l'altitude :

- la baisse graduelle de pression absolue et relative de tous les gaz atmosphériques (dont l'O₂ et le CO₂ sont particulièrement importants pour la vie) qui a une influence sur les échanges gazeux des plantes ;
- la réduction de la température et ses conséquences sur l'humidité ambiante ;
- l'augmentation des radiations sous un ciel dégagé (à la fois des rayonnements solaires et des infrarouges thermiques nocturnes) lié au concept de « turbidité atmosphérique » ;
- et une proportion plus élevée de rayonnements UV-B (Körner, 2007a).

Par conséquent, après les travaux de Köppen (1931), on a longtemps considéré que la *treeline* théorique se trouvait au niveau de l'isotherme 10°C de la température de l'air du mois de juillet (*in* Grace *et al.*, 2002). Puis Ellenberg (1963) a relevé une corrélation entre les sites connaissant 100 jours dépassant les 5°C et la position de la *treeline* dans les Alpes (*in* Leonelli *et al.*, 2011).

En réalité, il apparaît que la température moyenne au sol au niveau de la *treeline* durant la période de croissance des végétaux est globalement comprise entre 5 et 8°C avec comme moyenne globale 6,7 ± 0,8°C pour 30 sites étudiés (Körner, 2007b). La tendance montre une moyenne plus proche de 5,5°C près de l'équateur (peut-être grâce à l'absence de saison hivernale) ou dans les hautes latitudes (peut-être à cause de la durée d'ensoleillement), et une moyenne comprise entre 7 et 7,5°C en région tempérée (Körner & Paulsen, 2004 ; Körner, 2007b). On considère également qu'il faut une durée minimale de la période végétative de 94 jours, que l'on peut calculer comme étant la période entre la première et la

dernière semaine où la température hebdomadaire de l'air est supérieure à 0,9°C (Körner *et al.*, 2011 ; Randin *et al.*, 2013).

En résumé, la *treeline* théorique se situe à l'altitude où il y a au moins 94 jours dont la température moyenne de l'air est de 6,7°C ±0,8°C, et où les précipitations annuelles dépassent les 250mm (Körner, 2007b ; Körner *et al.*, 2011 ; Case & Duncan, 2014).

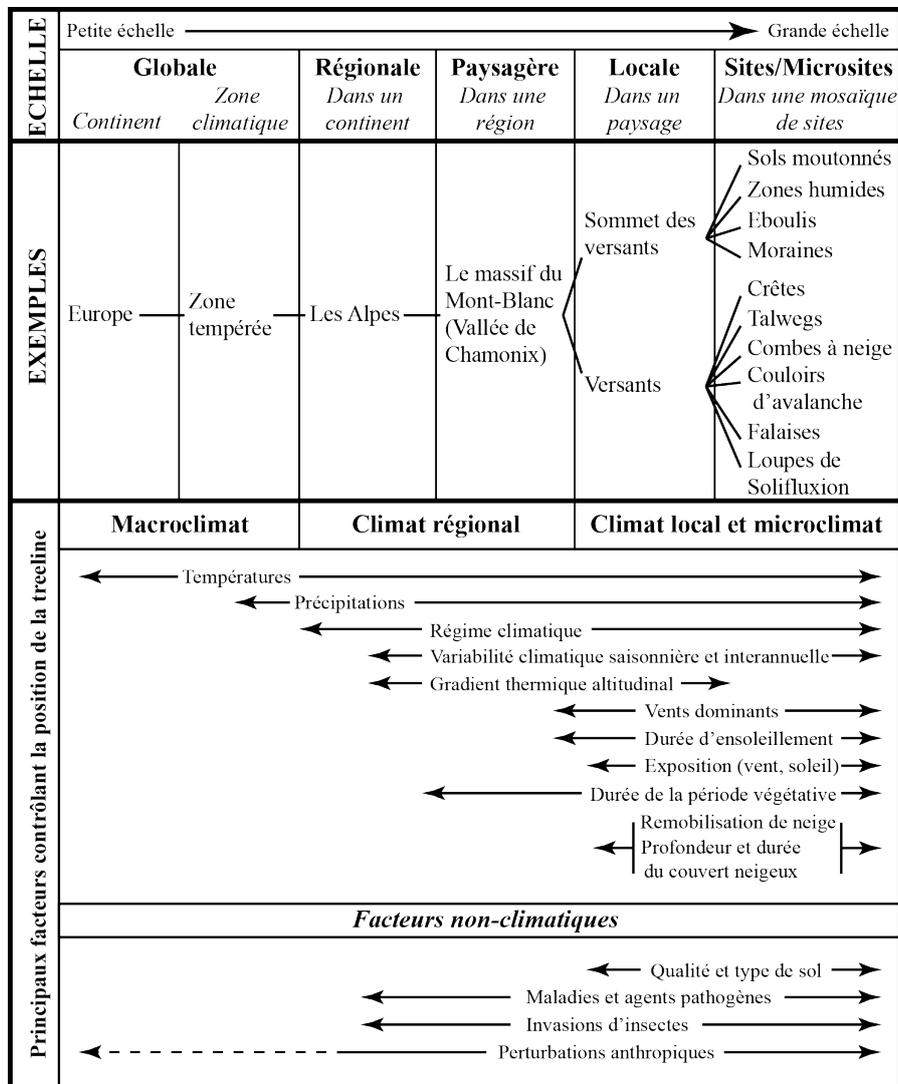


FIGURE 3 : RECAPITULATIF DES PRINCIPAUX FACTEURS CONTROLANT LA POSITION DE LA VEGETATION EN FONCTION DE L'ECHELLE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014, D'APRES HOLTMEIER & BROLL, 2005)

On peut alors s'interroger sur ce qui empêche les arbres de se développer au-delà d'une certaine altitude/latitude. Des études ont montré que la quantité de photoassimilation des végétaux augmentait avec l'altitude, ce n'est donc pas la photosynthèse qui prévient le développement des arbres dans les milieux froids (Grace *et al.*, 2002 ; Case & Duncan, 2014). Des expériences menées sur la plante modèle *Arabidopsis thaliana* montrent que l'effet du froid reste identique, que la contrainte s'opère sur les méristèmes apicaux des racines ou des tiges (le méristème est une cellule végétale indifférenciée à la base de la division et de la différenciation cellulaire des plantes) ou sur les méristèmes médullaires du cambium (Körner, 2007b ; Meyer *et al.*, 2012). Par conséquent, il suffit qu'une petite partie des organes d'une plante subisse une température inférieure à 6°C pour que celle-ci cesse son activité métabolique (Körner & Hoch, 2006 *in* Körner, 2007b).

En réalité, il apparaît que les températures basses empêchent les plantes d'utiliser leurs réserves d'énergies pour la croissance du méristème et donc, la croissance du végétal

(Rossi *et al.*, 2008 ; Hoch & Körner, 2012 *in* Case & Duncan, 2014). En effet, lorsqu'il fait froid, les plantes accumulent dans leurs feuilles du glucose qui ne peut plus être utilisé pour la croissance. En cas d'augmentation des températures, le rythme de la division cellulaire est augmenté et la plante peut alors utiliser toutes ses réserves de carbone et se développer à nouveau (Körner & Paulsen, 2004 ; Grace *et al.*, 2002).

Il semble donc que, bien que les températures basses n'empêchent pas la vie des plantes à proprement dit, ce sont elles qui limitent leur croissance et donc qui régissent en grande partie la position de la *treeline* (Case & Duncan, 2014).

Ce n'est pas une faiblesse dans leur physiologie qui empêche les arbres de se développer au-delà d'une certaine altitude. Les plantes herbacées et les arbustes peuplant les étages alpins et subalpins sont soumis aux mêmes limitations que les arbres, mais leur morphologie leur permet d'y être soumis à des altitudes supérieures (Körner & Paulsen, 2004). En effet les arbres, par leur architecture, créés eux-mêmes les conditions qui leur sont défavorables. De fait, la canopée est directement couplée avec l'atmosphère, favorisant ainsi les échanges thermiques avec celle-ci, et la couronne des arbres bloque une grande partie des rayonnements solaires limitant ainsi le réchauffement du sol (Grace *et al.*, 2002 ; Körner & Paulsen, 2004 ; Körner, 2007a ; Körner, 2007b).

Les plantes herbacées en revanche possèdent certains avantages : période végétative plus courte grâce à un *turnover* des feuilles plus rapide ; aérodynamisme diminuant les échanges convectifs ; position souterraine des méristèmes principaux ; réchauffement direct du sol par le rayonnement solaire etc. (Körner & Paulsen, 2004 ; Körner, 2007a). De même, grâce à un plus faible transfert de chaleur avec l'atmosphère, les buissons et autres arbustes forment des microclimats directement dépendants des radiations solaires qui leur permettent de survivre à des altitudes supérieures à celles des arbres (Grace *et al.*, 2002 ; Körner, 2007b). C'est la raison qui explique que les plantes de stature inférieure puissent pousser plusieurs centaines de mètres au-dessus de la *treeline* alors qu'elles ne présentent pas de différences physiologiques apparentes. D'ailleurs, la stature est le seul trait commun entre les différentes espèces d'arbres qui peuplent les *treeline* : pins, eucalyptus, bouleaux etc. (Körner, 2007b).

Des graines d'arbres peuvent profiter des conditions créées par la lande et se développer sous le couvert « matelassé » des arbustes. Cependant, à mesure que ces plantules grandissent, leur température et notamment la température de leur méristème apical va se rapprocher de celle de l'atmosphère et donc ralentir voire stopper leur croissance. C'est ainsi que l'on peut trouver certains arbres nains ou déformés, qu'on appelle alors des *krummholz*, au-dessus de la *treeline* (FIGURE 4 ; Grace *et al.*, 2002 ; Körner, 2007b).

Certains auteurs pensent également que la taille et la complexité des arbres cause, au niveau de la *treeline*, un ratio défavorable entre la production et la consommation d'énergie. En revanche, les végétaux herbacés présenteraient une relation beaucoup plus favorable entre leurs tissus productifs et leurs tissus de soutien, expliquant leur dominance dans des conditions climatiques plus rudes (Stevens & Fox, 1991 *in* Grace *et al.*, 2002).

MIGRATION, DISPERSION, COLONISATION

Pour bien saisir l'impact du changement global sur les communautés végétales des Alpes, il est nécessaire de comprendre les processus de colonisation et de migration végétales qui dépendent principalement de trois grands concepts : les niches, les successions végétales, et les interactions spécifiques.

Hutchinson a défini ce qu'était la « niche fondamentale » d'une espèce (ou « niche grinnellienne ») comme étant « un hypervolume à n -dimensions » dans lequel chaque point correspond à un état de l'environnement qui permettrait à l'espèce de vivre indéfiniment (Hutchinson, 1957 *in* Pulliam, 2000). En clair, la niche fondamentale représente un espace où toutes les conditions environnementales conviennent à l'espèce considérée et où donc, le taux de croissance de la population de l'espèce est supérieur ou égal à 1 (Guisan & Thuiller, 2005).

Cependant, une espèce n'occupe que rarement toute sa niche fondamentale puisqu'elle peut se faire exclure par la compétition, la prédation, ou les perturbations (anthropiques, géomorphologiques etc.). La « niche réelle » de Hutchinson correspond donc aux espaces de la niche fondamentale où l'espèce est compétitivement dominante (Pulliam, 2000 ; Guisan & Thuiller, 2005).

Puisque certaines espèces sont présentes en grand nombre dans des espaces dans lesquels les conditions de vie leur sont défavorables (les « zones puits », i.e. des secteurs où la mortalité est supérieure à la reproduction) grâce à une immigration régulière d'individus (depuis les « zones sources »), on peut considérer que bien souvent, la niche réelle est plus grande que la niche fondamentale (Pulliam, 2000). Cependant, la situation inverse existe où une espèce est fréquemment absente d'un habitat favorable à cause d'extinctions récurrentes et d'une capacité de dispersion limitée qui empêche sa colonisation (Guisan & Thuiller, 2005).



FIGURE 4 : EXEMPLE D'UN KRUMMHOLZ CERTAINEMENT FACILITE PAR LA LANDE (SOURCE : WWW.WOODSABOLD.COM)

De fait, les capacités de dispersion varient grandement d'une espèce à l'autre, c'est pour cela que les espèces ne sont pas égales dans leur réponse face aux changements climatiques (Araùjo & Pearson, 2005). Par exemple, des études ont montré que les espèces dont les graines dispersées par ornithochorie (comme l'arolle) peuvent migrer plus rapidement que celles dispersées par le vent, la gravité ou les insectes (Pulliam, 2000). De manière générale, les espèces de la *treeline* présentent une maturité tardive, et ne dispersent leurs graines que rarement au-delà de 20m, ce qui est peu pour établir des stratégies d'émigration

efficaces (Grace *et al.*, 2002).

Toutefois, une fois installés au-delà de la *treeline*, les arbres peuvent devenir très persistants et servir de sources de graines et de foyers d'inoculation pour coloniser les espaces ouverts à proximité (Holtmeier & Broll, 2005). Cependant, certains groupes d'arbres sont présents au-dessus de leur *treeline* théorique simplement à cause d'une succession d'années favorables sans que cela soit imputable au changement climatique. Les îlots ainsi formés résistent car ils modifient en partie les conditions stationnelles. Ces arbres ont peu de chance de faciliter la colonisation des espaces environnants sans élévation des températures car, en théorie, la production de graines viables nécessite des conditions thermiques favorables (Holtmeier & Broll, 2005 ; Meyer *et al.*, 2012).

B) SUCCESSIONS VEGETALES ET INTERACTIONS SPECIFIQUES

Lorsqu'un nouvel espace devient disponible pour la végétation (retrait glaciaire, déforestation, incendie, déprise agricole etc.), il survient une série de séquences de colonisations appelées « successions végétales » (Connell & Slatyer, 1977). Ces successions peuvent être « primaires » (lorsque le sol est vierge de toute présence végétale) ou « secondaires » (lorsqu'un terrain déjà végétalisé devient disponible pour la colonisation). En théorie, ces successions conduisent l'écosystème à un stade d'équilibre optimal que l'on appelle « climax » (Lacoste & Salanon, 1999 ; Pinson ; 2013).

Par exemple, le retrait des glaciers en réponse à l'élévation des températures a permis de libérer de nouveaux espaces colonisables où peuvent s'établir des dynamiques de successions primaires (Carlson, 2013). Toutefois, dans les Alpes, le changement climatique et le changement d'utilisation des terres induisent plutôt des dynamiques de successions secondaires (FIGURE 5).

En théorie, il n'y a que trois réponses possibles pour les plantes de montagne face aux changements environnementaux : (i) persistance dans le nouvel environnement modifié, (ii) migration vers des habitats plus favorables, (iii) extinction. De même, trois types de persistance sont possibles : l'adaptation génétique graduelle de la population, la plasticité phénotypique (i.e. les variations individuelles des propriétés produites par un caractère génétique donné en conjonction avec l'environnement), ou l'atténuation écologique (*ecological buffering* – i.e. si le caractère de succession végétale le plus déterminant n'est pas le climat mais le sol par exemple, ce qui peut atténuer les effets du changement environnemental) (Theurillat & Guisan, 2001). Ces processus de succession sont souvent interrompus par des perturbations naturelles ou anthropiques, conduisant à l'hétérogénéité spatiale et structurelle des milieux (Connell & Slatyer, 1977 ; Holtmeier & Broll, 2005). Cette hétérogénéité modifie à son tour les conditions stationnelles et donc, les dynamiques de colonisation et de migration des espèces qui s'y déroulent (Pinson, 2013).

LES SUCCESSIONS SECONDAIRES

L'évolution d'un pré de fauche abandonné en étage montagnard (Alpes du Nord) (1 200m)

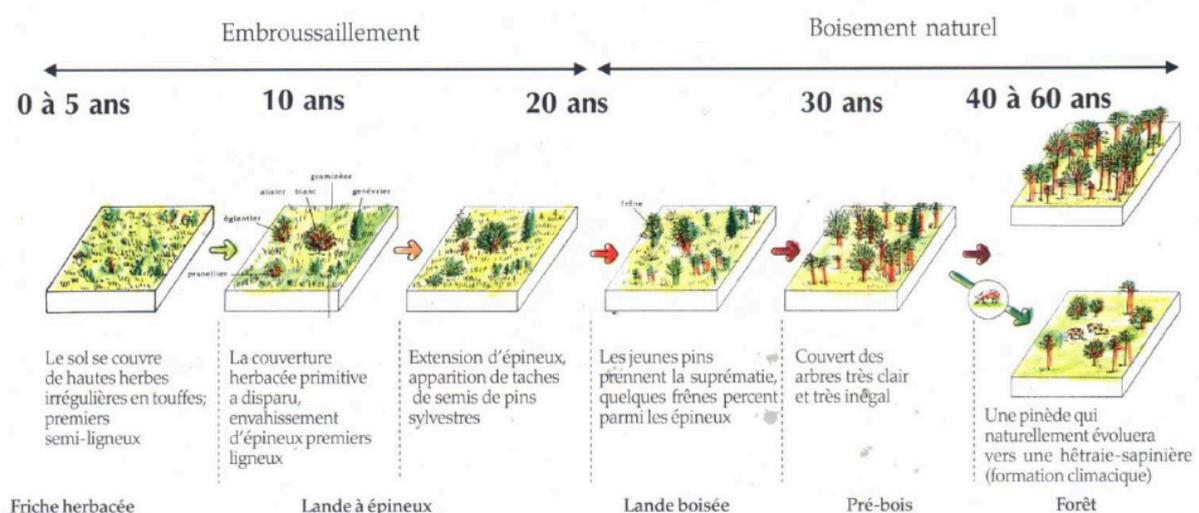


FIGURE 5 : EXEMPLE THEORIQUE D'UNE SUCCESSION SECONDAIRE (SOURCE : [HTTP://LAMAISONDALZAZ.WORDPRESS.COM](http://lamaisondalzaz.wordpress.com))

En général, en cas de migration, les espèces « opportunistes » sont les premières à s'implanter. Ce sont des espèces à croissance rapide et à fort potentiel de dispersion que l'on appelle aussi « espèces pionnières » (e.g. le mélèze, *Larix decidua*). Ce sont

généralement des espèces héliophiles qui ne tolèrent pas l'ombre que leur apportent les individus de plus haute stature (Connell & Slatyer, 1977 ; Albert *et al.*, 2008). Paradoxalement, il apparaît que le mélèze entretient une relation inverse entre la lumière disponible et son taux de germination. En effet, les graines de mélèze germent bien mieux si elles sont à l'ombre que si elles sont au soleil. Cependant, les plantules ont très vite besoin de lumière pour se développer et supplanter le reste de la végétation (Albert *et al.*, 2008). C'est le phénomène dit de la « facilitation », où la croissance d'une espèce est favorisée par la présence d'une autre (Connell & Slatyer, 1977). Pour le cas du mélèze dans les Alpes (succession secondaire), ce sont surtout les espèces herbacées ou buissonnantes qui facilitent son développement.

Dans le même temps, on retrouve souvent des espèces qui s'accommodent des faibles ressources que leur laissent les espèces pionnières dominantes et qui donc parviennent à cohabiter avec ces dernières (Connell & Slatyer, 1977).

Dans la plupart des cas cependant, l'interaction spécifique dominante dans les écosystèmes n'est pas la « cohabitation » mais la « compétition ». Le modèle de l' « inhibition » suggère que toutes les espèces tolèrent l'invasion de compétiteurs et que la lutte pour les ressources se base sur la dominance. Les espèces pionnières empêchent les espèces suivantes de s'installer en s'accaparant les ressources jusqu'à ce qu'elles finissent par disparaître ou qu'une perturbation laisse de la place pour les espèces suivantes, et ainsi de suite jusqu'à l'arrivée d'espèces qui cohabitent et qui éventuellement facilitent l'immigration d'autres espèces (Connell & Slatyer, 1977).

Les sites abandonnés par l'Homme voient donc souvent disparaître des espèces non-adaptées à la compétition face aux espèces héliophiles qui d'ailleurs se reproduisent généralement de manière végétative et donc, plus rapidement (Tasser & Tappeiner, 2002 ; Haugo *et al.*, 2011). En outre, avec le changement climatique, la quantité de litière va certainement augmenter dans les étages subalpins et alpins (voir plus bas). Or, lorsque les sols s'enrichissent, les plantes appréciant les sols pauvres périssent : soit parce qu'elles ne peuvent pas supporter le surplus de nutriments, soit parce qu'elles ne peuvent tolérer la compétition des nouvelles espèces qui se développent de pair avec l'eutrophisation du sol (Tasser & Tappeiner, 2002).

LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX

Si la réponse des plantes et de la *treeline* face aux perturbations climatiques ou anthropiques est si difficile à prévoir, c'est parce que de nombreux facteurs stationnels influencent les dynamiques naturelles d'adaptation ou de migration. Ces facteurs, dont l'influence varie selon l'échelle considérée, peuvent donc fortement modifier l'effet du climat sur la végétation (FIGURE 6).

A) LE SOL

Le sol influe énormément sur la capacité des arbres à se développer. Certains auteurs pensent même que la position de la *treeline* serait en partie déterminée par l'accessibilité aux nutriments du sol, notamment de l'azote. D'ailleurs, il apparaît que les arbres se développent plus aisément sur des terrains qui ont été amendés (Case & Duncan, 2014). En outre, la décomposition et la minéralisation de la matière organique au sol étant grandement dépendante de la température, de l'humidité et de la microtopographie, une élévation des températures pourrait entraîner une augmentation de la quantité de litière

disponible aux hautes altitudes/latitudes, favorisant ainsi une expansion de la forêt (Grace *et al.*, 2002 ; Holtmeier & Broll, 2005).

En outre, les arbres eux-mêmes modifient certaines caractéristiques du sol. Ils créent de l'ombre, ils tempèrent les températures du sol, ils ont un impact sur l'accumulation de neige et les précipitations qui touchent le sol, ils effectuent une compétition pour les ressources et ils influencent l'accumulation de matière organique et le cycle des nutriments (Haugo *et al.*, 2011). Par conséquent, cela influe sur le développement des autres végétaux mais également sur d'autres facteurs limitant, comme l'humidité.

B) LES FACTEURS CLIMATIQUES

En montagne, le vent peut agir indirectement sur le développement des végétaux. Les brises de pentes par exemple permettent une singularisation du microclimat et jouent un rôle important de brassage et de dissipation des polluants atmosphériques dans les vallées urbanisées et industrialisées. Or, il se trouve qu'il est possible de trouver dans les Alpes de fortes concentrations d'ozone (O₃, gaz corrosif responsable de dégâts importants sur les arbres), ou encore d'observer des « pluies acides » (issues d'une dissolution du dioxyde de soufre dans l'eau atmosphérique conduisant à la formation d'acide sulfurique : H₂SO₄) libérant des métaux lourds dans l'environnement comme le cuivre, l'aluminium ou le mercure (Beniston, 2006).

A contrario, les vents violents peuvent induire une dessiccation de l'appareil foliaire par transpiration (e.g. par un effet d'abrasion), notamment en hiver si l'humidité n'est pas suffisante. Les vents violents et les fortes températures peuvent également amincir le couvert neigeux et ainsi réduire les réserves d'eau du sol au printemps et diminuer la protection contre l'insolation qu'offre la neige aux plantules (Camarero & Gutiérrez, 2004 ; Holtmeier & Broll, 2005 ; Van Bogaert *et al.*, 2011).

Par ailleurs, le développement d'îlots boisés peut augmenter la quantité de neige accumulée, notamment pour les espaces « sous le vent », conduisant ainsi à une diminution de la période végétative, à une augmentation de la pression sur les plantules (pouvant mener à des blessures, des déformations etc.), et à une augmentation du risque d'infections fongiques hivernales (Holtmeier & Broll, 2005).

Une faible humidité atmosphérique et édaphique peut donc limiter la germination et le développement des jeunes arbres (Vittoz *et al.*, 2008). Mais les précipitations présentent d'autres intérêts indirects qu'un simple apport en eau. Körner (1995) a en effet suggéré que les phases de sécheresse diminueraient l'activité biologique des sols et donc la disponibilité en nutriments (*in* Vittoz *et al.*, 2008).

L'effet de la variabilité climatique sur la *treeline*, bien que peu étudiée, semble également être un facteur important pouvant limiter l'expansion de la forêt. En effet, de longues périodes d'élévation de la *treeline* ont semble-t-il été interrompues lorsque l'instabilité du climat s'est accentuée et que des vagues de températures extrêmes sont survenues (Camarero & Gutiérrez, 2004 ; Harsch *et al.*, 2009). On sait par exemple qu'il existe une relation entre le gel et la survie des graines et des plantules au printemps et en automne. Un réchauffement durant ces périodes favorisent ainsi la colonisation et la densification forestière (Camarero & Gutiérrez, 2004).

La variabilité interannuelle des précipitations quant à elle, déjà extrêmement importante dans les Alpes, risque d'augmenter grandement dans le futur avec les conséquences que cela aurait pour la végétation (Beniston *et al.*, 1997 ; Rebetz & Dobbertin, 2004). Ainsi, certains auteurs pensent qu'une élévation des températures n'est pas susceptible de provoquer une élévation de la *treeline* si elle s'accompagne d'une augmentation de la

variabilité climatique (Camarero & Gutiérrez, 2004). Or, dans les Alpes, il devrait y avoir à l'avenir de plus en plus d'hivers très rigoureux ou anormalement doux (Beniston *et al.*, 1997), ainsi que des vagues de chaleur plus fréquentes, plus intenses et plus longues (Meehl & Tebaldi, 2004).

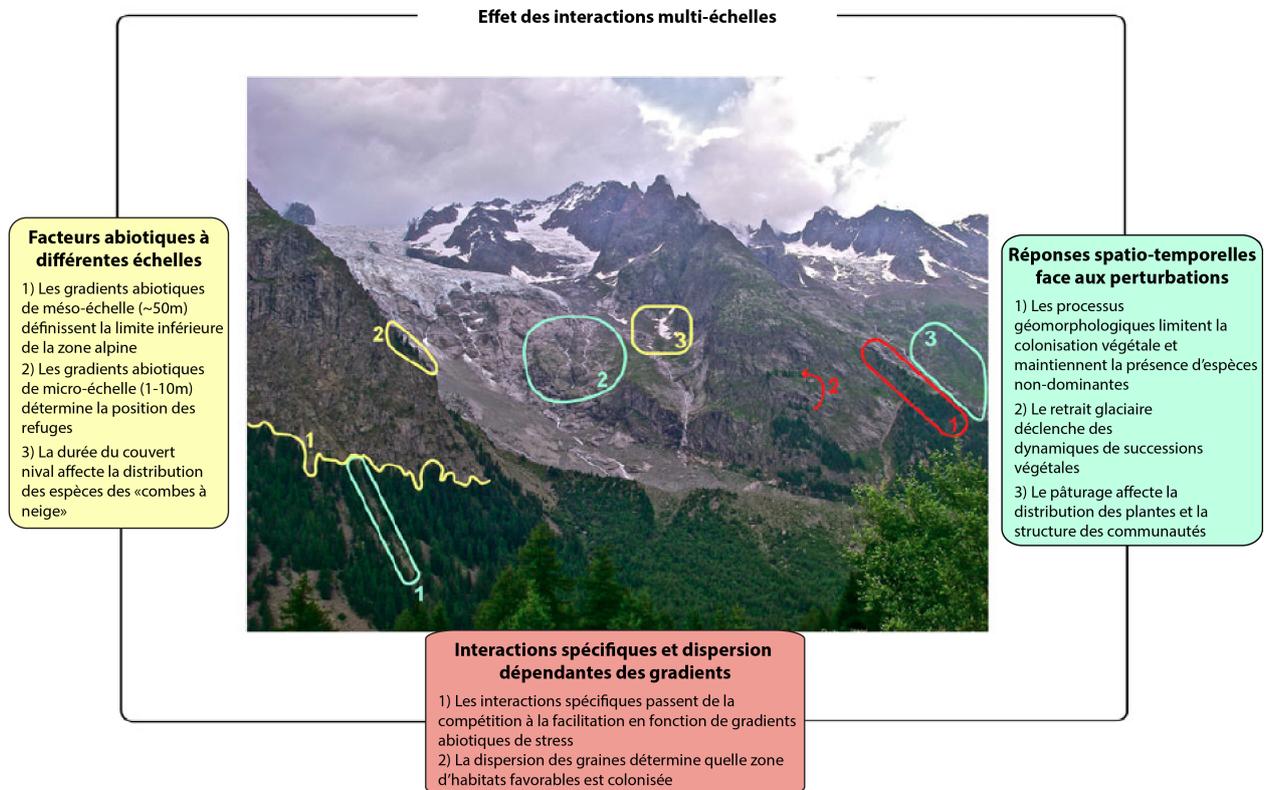


FIGURE 6 : ILLUSTRATION DES PRINCIPALES INTERACTIONS ENTRE LES PLANTES ET LEUR ENVIRONNEMENT (SOURCE : MARTIN, 2014 CREA, D'APRES CARLSON *ET AL.*, 2013)

C) LES INTERACTIONS BIOTIQUES

Les interactions biotiques jouent également un rôle important dans la distribution des plantes et donc, de la *treeline*. Une herbivorie trop importante peut mener à des extinctions locales d'espèces végétales. D'ailleurs, l'augmentation de la concentration en CO₂ atmosphérique peut produire un « effet de dilution de l'azote » (i.e. une augmentation du ratio carbone/azote) dans les tissus végétaux, conduisant à une augmentation du prélèvement par les herbivores cherchant à compenser le manque en azote (Theurillat & Guisan, 2001). En général, les espèces qui vivent à proximité d'importantes populations d'herbivores possèdent peu de nutriments dans leurs feuilles mais sont en revanche chargées de composés phénoliques « anti-pâturage » qui se retrouvent dans la litière, empêchant ainsi les autres espèces de s'installer, ce qui peut limiter la migration des espèces en réponse au changement climatique (Virtanen *et al.*, 2010 ; Meyer *et al.* 2012). Enfin, au niveau local ou régional, le changement global risque de favoriser la prolifération des insectes xylophages potentiellement dangereux pour les peuplements forestiers : e.g. comme le bostryche (*Ips typographus* L.) (Theurillat & Guisan, 2001 ; Rebetez & Dobbertin, 2004).

D) LA TOPOGRAPHIE

De nombreux paramètres topographiques influencent la présence des végétaux. Par exemple, les trous et autres cuvettes vont avoir tendance à maintenir l'enneigement, influant ainsi sur la durée de la période végétative, l'humidité du sol, les ressources en eaux ou en nutriments (Lassueur *et al.*, 2006). Les effets de versant importent également. En fonction de l'exposition des versants, à altitude égale, la quantité d'énergie solaire reçue au sol n'est pas identique. Cela induit des différences de températures entre les différents versants et donc des positions variables de la *treeline* (Case & Duncan, 2014). Un autre facteur clé à prendre en compte est la perte de surface avec l'altitude qui induit une baisse de la richesse spécifique. En effet, en montant en altitude, la quantité de terres disponibles diminue et sa fragmentation augmente (Körner, 2007a). Avec l'élévation des étages de végétation inférieurs, certaines espèces des étages supérieurs vont donc être condamnées à disparaître à mesure que leur propre habitat se réduira (Carlson *et al.*, 2013). L'effet de masse joue lui aussi un rôle dans le positionnement de la *treeline*. Les grosses montagnes ont tendances à modifier l'environnement thermique en agissant comme des remparts contre les vents dominants. Par ailleurs, les massifs importants présentent une amplitude thermique annuelle plus élevée, de même que les milieux à forte continentalité. On trouve donc généralement des *treelines* plus élevées dans les massifs à fort effet de masse ou à forte continentalité (Leonelli *et al.*, 2011 ; Case & Duncan, 2014). S'il peut arriver que la microtopographie favorise l'apparition de « refuges » pour certaines espèces face au changement climatique (Carlson *et al.*, 2013), de manière générale, la topographie risque plutôt d'agir comme un obstacle à l'immigration des espèces que comme une protection (Randin *et al.*, 2013).

Les facteurs géomorphologiques jouent également un rôle important dans la dynamique des communautés végétales de montagne. Les phénomènes glaciaires et périglaciaires par exemple (pergélisols, gélifluxion, cryoturbation etc.) ont une influence sur la distribution des espèces végétales, sur l'humidité du sol, de l'air ou encore sur la température (Holtmeier & Broll, 2005 ; Virtanen *et al.*, 2010). De plus, les perturbations géomorphologiques favorisent généralement l'hétérogénéité du paysage ainsi que l'immigration en maintenant les milieux ouverts ou en générant de nouvelles surfaces à conquérir (Virtanen *et al.*, 2010).

Cependant, en milieu de haute-montagne, il est très important de prendre en compte l'effet de l'élévation des températures sur les processus géomorphologiques. Les effets d'un tel réchauffement sur les milieux glaciaires et périglaciaires peuvent être nombreux : retrait et désagrégation des glaciers, augmentation des écroulements rocheux à cause du réchauffement du pergélisol, modification de la durée d'enneigement etc. (Leonelli *et al.*, 2011). En outre, le changement climatique risque d'impacter la magnitude et la fréquence des glissements de terrain, des laves torrentielles, ou encore des taux d'érosion et de sédimentation via une augmentation de la fréquence et de l'intensité des inondations (Beniston, 2006).

Au final, dans les zones où la forêt est limitée par des facteurs géomorphologiques ou orographiques, le changement climatique ne devrait pas visiblement modifier la localisation de la forêt. Toutefois, si les dynamiques de migration de la *treeline* s'intensifient, la forêt devrait se rapprocher de plus en plus des pics et aiguilles alpines et donc, des contraintes géomorphologiques. Cela pourrait, à terme, entraîner la disparition (au moins locale) de nombreuses espèces à cause de la diminution et de la fragmentation des habitats ouverts (Leonelli *et al.*, 2011).

Il est donc clair que de nombreux facteurs peuvent moduler voire annuler l'influence du climat sur la position et la structure de l'écotone de la *treeline*. Ainsi, il est attendu que, malgré des élévations importantes des températures moyennes, dans la plupart des sites, la position de la *treeline* ne montre pas de tendance significative à l'élévation à cause de l'influence d'autres facteurs (Kullman & Öberg, 2009).

PROBLEMATIQUE ET HYPOTHESES

Il apparaît donc que les dynamiques végétales, notamment celles de la *treeline*, sont particulièrement complexes. De nombreux facteurs influent sur la physiologie et les dynamiques spatiales des végétaux : températures, humidité, sol, vent, interactions spécifiques, herbivorie, couverture nivale, variabilité climatique, processus géomorphologiques, perturbations etc. De plus, les changements climatiques et d'utilisation du sol influent eux-mêmes sur tous ces facteurs. Compte tenu de la complexité des interactions entre le changement global et les milieux d'altitude, l'étude de l'impact potentiel de tels changements sur les sociétés anthropiques et sur l'environnement semble plus que jamais indispensable.

En effet, la diminution de l'activité agro-pastorale dans les Alpes présente un certain nombre de conséquences économiques, sociales et écologiques. Certaines peuvent s'avérer positives comme l'augmentation de la séquestration du carbone, une légère amélioration de la richesse spécifique et une stabilisation des sols. En revanche, on dénote la disparition progressive d'une activité traditionnelle patrimoniale, une augmentation du risque d'incendies, et la destruction d'habitats particulièrement riches en biodiversité (Grace *et al.*, 2002 ; Gellrich & Zimmermann, 2007 ; Améztegui *et al.*, 2010). Par ailleurs, l'extension de la forêt qui en découle va accentuer le phénomène de fermeture paysagère ainsi que ses conséquences esthétiques et donc, touristiques (Gellrich & Zimmermann, 2007 ; Martin, 2013).

L'élévation des températures, au-delà des impacts directs qu'elle aura sur les écosystèmes alpins, va fortement diminuer la quantité de précipitations neigeuses dans les Alpes. Si l'on considère le gradient altitudinal théorique de $-0,5^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ (dans l'atmosphère basse), cela veut dire que depuis 1975, la limite pluie/neige s'est élevée de 200m en décembre et en janvier, de 250m en février, de 450m en mars et de 400m en avril (Rebetez & Reinhard, 2008). Le changement global pourrait ainsi réduire voire empêcher totalement l'activité hivernale de nombreuses stations de ski. Par ailleurs, cela aura de graves conséquences sur le recul des glaciers et donc, sur les stocks d'eau. Or, une telle diminution des réserves en eau aura à son tour un impact néfaste sur l'irrigation agricole, la production d'électricité (nucléaire et hydroélectrique) et bien sûr, sur l'environnement (Beniston, 2006).

Par conséquent, l'étude des dynamiques forestières prend alors tout son sens. Cependant, il est difficile de distinguer l'influence respective du climat, de l'utilisation du sol ou encore de la concentration en CO_2 dans la dynamique de colonisation des prairies et pelouses de montagne par les arbres (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007 ; Albert *et al.*, 2008 ; Carlson, 2012).

Si le massif du Mont-Blanc a été grandement étudié par les glaciologues, les climatologues ou les géomorphologues, le nombre d'études sur l'évolution écologique et biogéographique de ce site pourtant emblématique est faible.

Dans ce contexte et dans le cadre du projet « Atlas du Mont-Blanc » porté par le Centre de Recherches sur les Ecosystèmes d'Altitude (CREA), cette étude va permettre de **suivre l'évolution du couvert forestier du massif du Mont-Blanc depuis le milieu du XXème siècle, et d'étudier l'influence respective des changements climatiques et d'utilisation du sol dans la dynamique spatiale de sa *treeline*.**

Pour parvenir à répondre à cette problématique, plusieurs hypothèses ont été dressées afin de circonscrire les différents éléments du problème :

- la première hypothèse suppose que la forêt de l'ensemble du massif du Mont-Blanc a étendu sa surface et s'est élevée au cours des 60 dernières années ;
- la seconde hypothèse suppose que la *treeline* du massif s'est élevée depuis les années 1950 ;
- enfin, la troisième hypothèse suppose que l'utilisation du sol est le principal facteur explicatif des évolutions forestières observables dans le massif depuis le milieu du siècle dernier, y compris les évolutions de la position de la *treeline*.

Après une description des particularités géographiques du massif du Mont Blanc, la méthodologie employée pour répondre à la problématique sera exposée. Il s'en suivra une présentation des résultats et de leur interprétation. Enfin, comme cette étude ne fait qu'effleurer les nombreuses questions de recherches concernant l'évolution des forêts et des écosystèmes alpins face au changement global, une partie traitant des perspectives de recherche sur le sujet précèdera les conclusions.

1. METHODOLOGIE

1.1 PRESENTATION DU SITE D'ETUDE : LE MASSIF DU MONT-BLANC

Le massif du Mont-Blanc, connu aussi sous le nom de « Toit de l'Europe », est l'un des massifs les plus emblématiques des Alpes. Culminant à 4810 mètres, il est le massif le plus élevé d'Europe occidentale et forme la ligne de partage des eaux entre le bassin versant du Rhône, qui se jette dans la Méditerranée, et celui du Pô, qui se jette dans l'Adriatique. Le massif s'étend à la fois sur la Suisse, l'Italie et la France et leurs frontières se rejoignent au niveau du Mont Dolent (3820m). Le massif du Mont-Blanc possède une altitude médiane de 2380m et concentre la plus grande part des surfaces glaciaires de France métropolitaine (FIGURE 7).

Au sens large, le massif mesure environ 50km de long, entre Martigny (Valais, Suisse) et le hameau des Chapieux sur la commune de Bourg St-Maurice (Savoie, France), pour 14km de large, entre Chamonix (Haute-Savoie, France) et le Val Ferret (Val d'Aoste, Italie), pour une superficie approximative de 700km². Le massif est bordé au nord par la vallée du Rhône, à l'ouest par les vallées de l'Arve et du Bon Nant, à l'est par le Val Ferret et le Val Vény, et au sud, le massif se termine au niveau du Col de la Croix du Bonhomme qui le sépare du massif du Beaufortain.

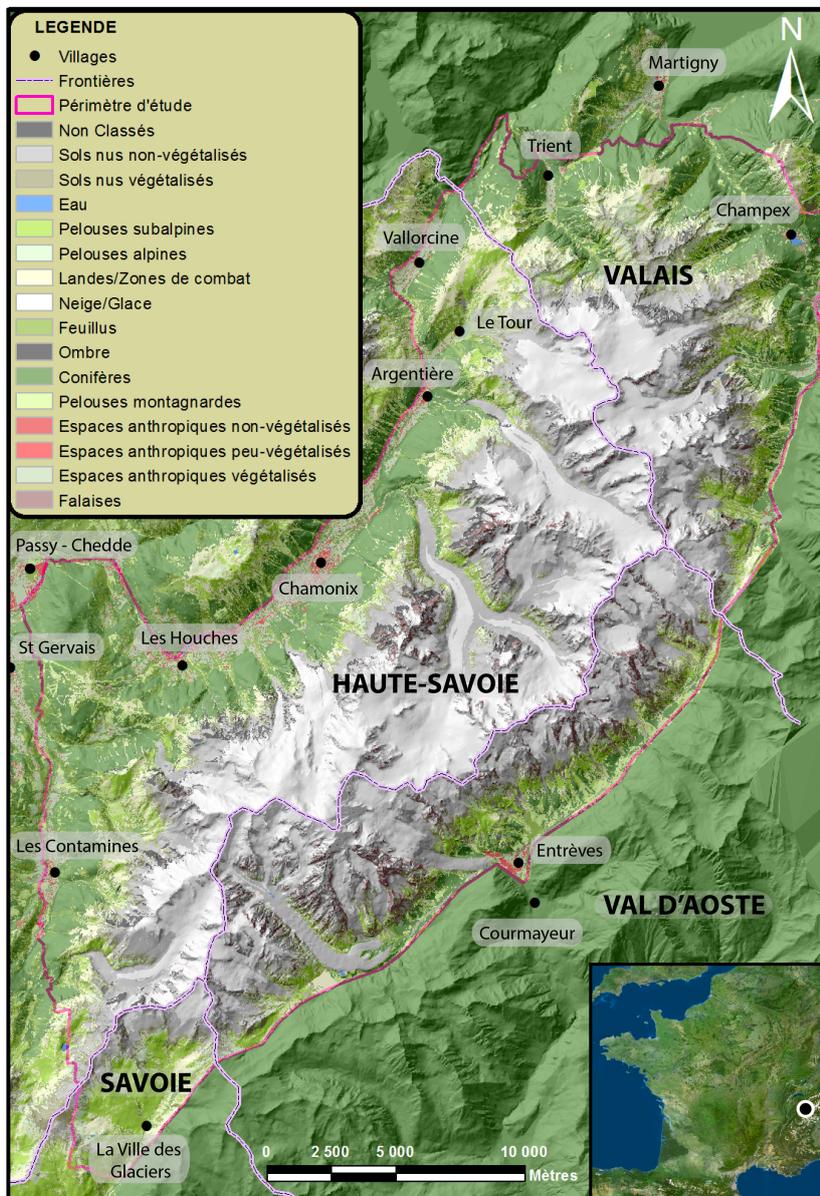


FIGURE 7 : CARTE D'OCCUPATION DU SOL ET DE PRESENTATION DU MASSIF DU MONT-BLANC

Le massif du Mont-Blanc se situe approximativement au niveau « du coude » de l'arc alpin et fait partie des Alpes externes. En conséquence, c'est un massif cristallin composé essentiellement de granite et de gneiss. Sur le bas de son versant Est, le massif est recouvert d'une couverture sédimentaire¹. Sa végétation est typique des paysages granitiques des Alpes françaises du nord (Lauber & Wagner, 2008 in Carlson, 2013). On retrouve

¹ D'après www.geol-alp.com

dans le massif de nombreux habitats sensibles abritant des espèces rares telles que : l'Achillée musquée, le Génépi noir, l'Orchis nain, la Renoncule des glaciers, la Sélaginelle de Suisse, le Chardon bleu, la Laïche de Magellan, la Racine de corail ou encore de nombreuses espèces de lichens, de mousses ou de lycopodes (Châtelain, 2014).

Dans l'ensemble, le massif étant assez élevé, les forêts sont principalement composées de résineux. On y retrouve ainsi beaucoup d'épicéas (*Picea abies*) et de mélèzes (*Larix decidua*). Dans une moindre mesure on trouve aussi beaucoup de pins à crochets (*Pinus uncinata*), de pins cembro (*Pinus cembra*) ou encore de pins sylvestre (*Pinus sylvestris*). A faible altitude on retrouve également de nombreux feuillus comme le hêtre (*Fagus sylvatica*), le bouleau (*Betulus pendula*), le frêne (*Fraxinus excelsior*), le sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*) ou encore l'aulne vert (*Alnus veridis*) qui se développe souvent assez haut sur les versants².

Le climat du massif du Mont-Blanc est classé comme continental, bien qu'il reçoive également des influences océaniques ou méditerranéennes (Corbel 1963 ; Carlson, 2013). Le versant valdotain du Mont-Blanc s'avère être un peu plus sec que le versant français (TABLEAU 1), mais cela s'explique par la situation du Val d'Aoste qui est protégée des flux d'ouest par les hauts sommets du massif du Mont-Blanc et de la Vanoise (Leonelli *et al.*, 2011). Le versant valaisan est également plus sec mais aussi plus chaud que les versants italiens et français. Cette situation est due à la « continentalité » plus élevée du Valais qui connaît donc une plus grande amplitude thermique et de plus faibles précipitations (Rebetez et Reinhard, 2008). Dans l'ensemble, on peut constater dans le massif une augmentation importante de la température et des précipitations moyennes depuis 1952, notamment durant la période de croissance des végétaux (TABLEAU 1). On notera tout de même que la température moyenne durant la période végétative a diminué entre 1952 et 2006 pour la station de Chamonix (une telle diminution, assez faible au regard des intervalles de confiance, peut du reste être expliquée par la topographie encaissée de la vallée de Chamonix qui favorise les descentes d'air froid, faussant ainsi les mesures).

	CHAMONIX Altitude : 1042m		GRAND St BERNARD Altitude : 2472m		BOURG St MAURICE Altitude : 865m		SION Altitude : 482m		COURMAYEUR Altitude : 1224m
	1952 (1934 - 1964)	2006 (1976 - 2006)	1952 (1922 - 1952)	2006 (1976 - 2006)	1952 (1946 - 1966)	2006 (1976 - 2006)	1952 (1922 - 1952)	2006 (1976 - 2006)	Actuel
Températures annuelles moyennes	6,1	6,47	-1,29	-0,73	8,86	9,67	9,04	9,86	6,3
<i>Ecart-type</i>	7,29	6,53	5,81	5,84	6,82	6,78	7,35	7,2	NA
<i>Intervalle de confiance (α=0,05)</i>	±0,74	±0,66	±0,59	±0,59	±0,84	±0,69	±0,75	±0,73	NA
Températures moyennes - période végétative	11,61	11,32	2,65	3,18	13,87	14,55	14,42	15,12	11,04
<i>Ecart-type</i>	3,33	4,14	4,09	4,25	3,54	3,98	3,93	3,98	NA
<i>Intervalle de confiance (α=0,05)</i>	±0,44	±0,55	±0,54	±0,57	±0,57	±0,53	±0,52	±0,53	NA
Précipitations annuelles moyennes	106,55	108,58	178,4	197,95	79,57	83,01	47,49	50,84	94,92
<i>Ecart-type</i>	79,22	60,18	88,78	120,27	57,56	55,62	33,22	34,23	NA
<i>Intervalle de confiance (α=0,05)</i>	±8,05	±6,12	±9,02	±12,22	±7,11	±5,65	±3,38	±3,48	NA
Précipitations moyennes - période végétative	104,89	116,94	167,27	176,53	70,97	74,19	46,61	49,11	92,14
<i>Ecart-type</i>	45,76	62,35	80,23	99	38,3	39,49	27,44	28,2	NA
<i>Intervalle de confiance (α=0,05)</i>	±6,09	±8,3	±10,67	±13,17	±6,19	±5,25	±3,65	±3,75	NA
Coordonnées	45°55'23"N - 6°52'11"E		45°52'12"N - 7°10'19"E		45°36'55"N - 6°45'58"E		46°13'40"N - 7°21'31"E		45°47'N - 6°58'E

TABLEAU 1 : MOYENNES DE TEMPERATURES ET DE PRECIPITATIONS A PROXIMITE DU MASSIF DU MONT-BLANC (SOURCES : METEO-FRANCE ; METEOSUISSE ; WWW.CLIMAT-DATA.ORG)

Pendant longtemps, le pastoralisme a été la principale économie du massif du Mont-Blanc. A partir de la fin du XIXème siècle cependant, les premiers alpinistes ont initié le développement de l'industrie touristique, d'abord du côté de Chamonix, puis sur tout le massif. Désormais, comme dans bon nombre de vallées alpines, le tourisme est la principale activité économique de la région. En 2011, il y a eu près de 4,6 millions de nuitées rien que

² Source : Office National des Forêts (ONF)

dans la haute-vallée de l'Arve³. Les vallées du massif comprennent de nombreux domaines skiables, mais seuls certains d'entre eux sont situés « versant Mont-Blanc » : Les Houches, les Planards, les Grands-Montets, le Tour, Vallorcine, Champex-Lac et Helbronner (Courmayeur).

Le massif présente en outre une grande dissymétrie au niveau de sa démographie. En effet, si le « Pays du Mont-Blanc » (Haute-Savoie) possède près de 65 000 habitants permanents, les versants valaisans et valdotains comptent respectivement environ 20 000 et 5000 habitants à l'année, et le versant savoyard n'en compte aucun⁴.

La région connaît également quelques particularités qui la distinguent de la plupart des autres régions alpines. Tout d'abord, le massif abrite le tunnel du Mont-Blanc, l'un des trois principaux points de passage franco-italien avec le tunnel du Fréjus et la Côte d'Azur. Il en résulte un transit routier extrêmement important qui, couplé avec d'autres facteurs comme l'afflux touristique ou la mauvaise aération des vallées, induit une pollution atmosphérique très importante.

Par ailleurs, contrairement aux autres vallées de la région, le « Pays du Mont-Blanc » ne vit pas uniquement du tourisme ou de l'agriculture. En effet, la vallée de l'Arve (surtout en aval de Chamonix) est connue pour être la « capitale mondiale du décolletage », une industrie grande pourvoyeuse d'emplois dans les environs. De plus, la vallée compte de très nombreux « frontaliers » qui vont travailler chaque jour à Genève ou dans le Canton de Vaud (Martin, 2013).

La région présente donc une situation environnementale et socio-économique unique en son genre qui, dans une certaine mesure, peut avoir un impact sur les dynamiques forestières du massif du Mont-Blanc.

1.2 ETUDE DE L'ÉVOLUTION SPATIALE DE LA FORÊT DU MASSIF DU MONT-BLANC

De nombreuses données sont nécessaires si l'on souhaite étudier de manière exhaustive l'influence de l'utilisation du sol sur la végétation : localisation et historique des activités pastorales et sylvicoles, localisation des domaines skiables et des infrastructures touristiques, données sur la fréquentation des sentiers etc. Or, malgré diverses démarches auprès de nombreuses structures (ONF, CRPF, Corps des Forestiers de l'Etat Italien, services de l'environnement, de l'agriculture ou de la forêt du Val d'Aoste et du Canton du Valais, Sociétés d'Economie Alpestre etc.), très peu de ces données se sont avérées accessibles. En réalité, seule la localisation et la charge pastorale des alpages haut-savoyards et valaisans ont pu être recueillies au format « vecteur » grâce aux services de l'agriculture du Canton du Valais et aux Communautés de Communes du Pays du Mont-Blanc et de la Vallée de Chamonix.

Différentes méthodes peuvent alors être employées pour étudier l'évolution historique des surfaces forestières en l'absence de données spatiales adéquates : analyse de cartes anciennes et d'archives, enquêtes, étude dendrochronologiques etc. (Kerr & Ostrovsky, 2003 ; Leonelli *et al.*, 2011). Cependant, au vu de l'étendue de la zone d'étude et de sa situation transnationale, la méthode la plus efficace pour obtenir des résultats d'une précision exploitable est sans doute l'emploi de la télédétection (Galochet *et al.*, 2002 ; Turner *et al.*, 2003 ; Améztegui *et al.*, 2010). Dans cette étude, le choix a donc été fait d'effectuer une comparaison diachronique de l'étendue de la forêt via l'utilisation de la télédétection et d'un Système d'Information Géographique (SIG).

³ Source : Communauté de Communes de la Vallée de Chamonix Mont-Blanc.

⁴ Sources : INSEE, Région Autonome du Val d'Aoste, Canton du Valais.

1.2.1 CREATION D'UNE COUCHE DE FORET POUR 1952

La télédétection est la science qui consiste à recueillir des informations sur les éléments de la surface terrestre à l'aide de capteurs satellitaires ou aéroportés. Si les images satellites couvrant de grandes surfaces et exploitant plusieurs canaux spectraux sont efficaces pour déceler certains phénomènes invisibles à l'œil nu (productivité primaire, humidité du sol etc. (Turner *et al.*, 2003 ; Kerr & Ostrovsky, 2003)), les photographies aériennes présentent l'avantage de l'historicité. En effet, les campagnes de photographies aériennes du milieu du XX^{ème} siècle coïncident assez bien avec le début des importants changements d'utilisation du sol et des modifications climatiques observées depuis la fin de la seconde Guerre Mondiale (Carlson, 2012).

Pour créer une couche raster (grille) de la forêt au milieu du siècle dernier, une mosaïque d'orthophotographies de 1952 couvrant presque l'intégralité du massif du Mont-Blanc a été utilisée. La mosaïque ne couvrant pas certaines parties marginales du massif (Mont de l'Arpille, versant nord du Catogne, la frange ouest de la vallée du Bon-Nant, et le secteur du Col de la Croix du Bonhomme et des Chapieux), ces parties n'ont pas été prises en compte dans cette étude (FIGURES 7 et 8).

Cette mosaïque a été obtenue grâce à Bradley Carlson du LECA. Elle a été élaborée dans le cadre du LabEx 2020 de l'OSUG (Observatoire des Sciences de l'Univers de Grenoble). Elle a été créée à partir de multiples photographies aériennes de juillet 1952 sous format papier d'une résolution de 50cm. Ces photographies ont été scannées à une résolution de 1000dpi (*dots per inch* – nombre de points par pouce) et orthorectifiées grâce à une « transformation linéaire directe » via le logiciel Erdas Image [version 9.2 (2011) Huntsville, AL, USA]. Pour chaque photographie, 25 points de contrôles ont été utilisés pour l'orthorectification, et l'erreur RMS (*Root Mean Square*) a été maintenue en-dessous de 5. Les orthophotographies ont ensuite été assemblées en une mosaïque via la technique de l'« *histogram matching* » (qui utilise l'histogramme de valeur des photographies pour faire coïncider au mieux les superpositions). La mosaïque a été ensuite importée sous ArcGIS [version 10.1 (2010) Redlands, CA, USA] et orthorectifiée à nouveau grâce à 200 points de contrôle et l'option de géoréférencement « Spline » (Carlson, 2013).

Pour créer une couche binaire de forêt (1 : forêt ; 0 : non-forêt), une classification par photo-interprétation a ensuite été effectuée sous ArcGIS [ESRI, version 10.0 (2010) Redlands, CA, USA]. Pour ce faire, la mosaïque a subi une « reclassification » en fonction de ses « niveaux de gris » (en fonction de l'intensité du gris de l'image, il a été possible de déterminer si les pixels correspondants appartenaient à de la forêt ou à un autre type de surface). Comme la mosaïque est issue de différents clichés, l'orthophotographie présentait en fait de nombreuses nuances de gris (en fonction de la luminosité au moment du cliché, de la nébulosité, de l'effet de versant etc.). En réalité, ce sont donc 74 « reclassifications » qui ont été effectuées sur 74 extractions de la mosaïque (FIGURE 8), avec chacune un bornage du gris « forestier » différent.

Les erreurs de classification ont ensuite été corrigées à la main en comparaison avec la mosaïque originale (comme il n'est pas forcément aisé de différencier les arbres de petite ou de haute stature, tous les arbres clairement identifiés ont été gardés, même s'ils sont juvéniles). Puis les 74 grilles binaires de forêt ont été réassemblés et exportés en une couche raster d'une résolution de 5m (ANNEXE 1) projetée en RGF93 (projection conique conforme de Lambert).

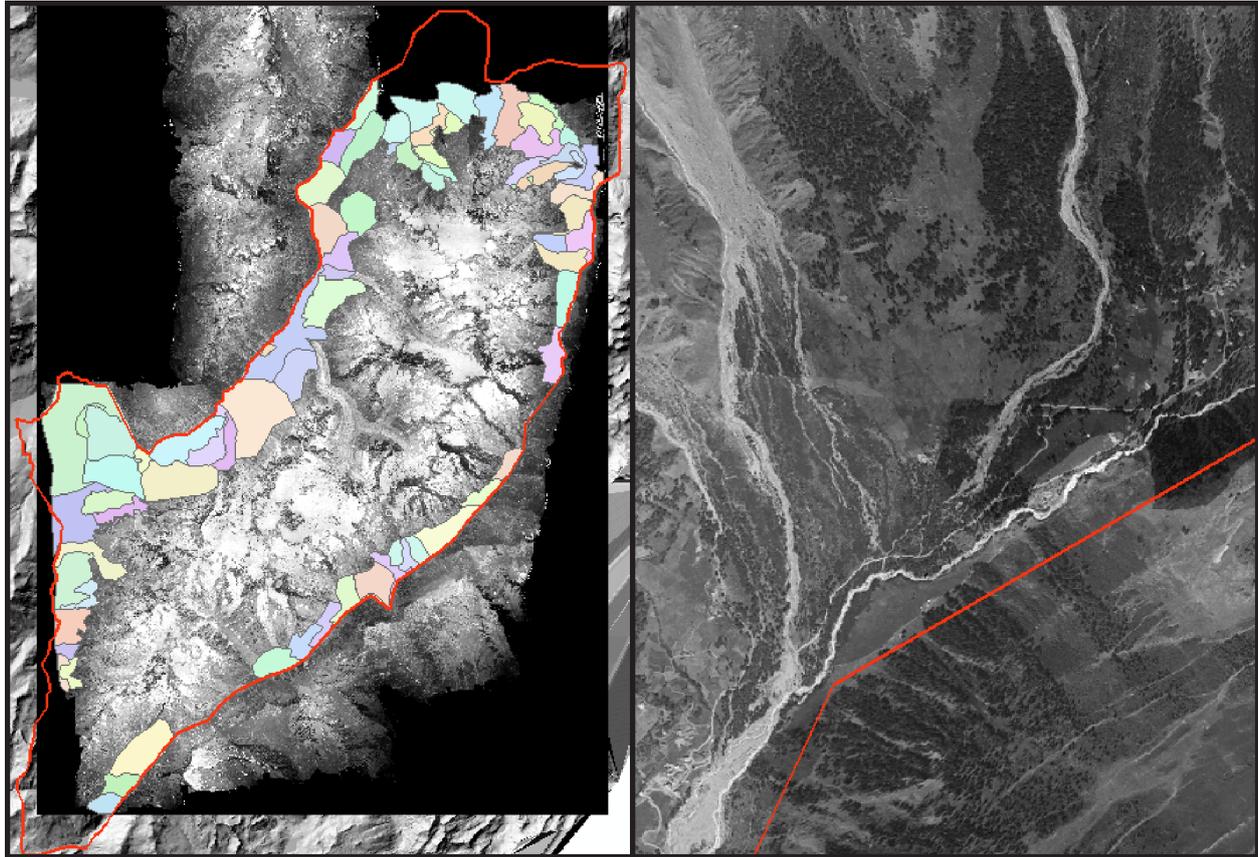


FIGURE 8 : PRESENTATION DES 74 ZONES DE RECLASSIFICATION (A GAUCHE), ET ILLUSTRATION DES DIFFERENCES DE "NIVEAUX DE GRIS" (A DROITE) – LA LIGNE ROUGE REPRESENT L'EXTENSION MAXIMALE DU MASSIF (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

1.2.2 CREATION D'UNE COUCHE DE FORET POUR 2006

Afin d'obtenir une couche de forêt récente, une extraction d'une couche d'occupation du sol du massif du Mont-Blanc de 2006 a été utilisée. Cette couche présente de manière synthétique les différentes classes d'occupation du sol du massif. Elle a été créée par Julien Renaud du LECA pour le compte du CREA dans le cadre de l' « Atlas du Mont-Blanc ». A l'origine, le but de cette couche était de faciliter la modélisation des dynamiques spécifiques des plantes du massif du Mont-Blanc en intégrant dans le modèle leurs « habitats » non-favorables (Renaud, 2012).

Cette couche a été créée par classification automatique supervisée d'une image SPOT. L'intérêt des images satellites, outre leurs résolutions et leurs différents canaux spectraux, réside dans le fait qu'elles présentent peu de distorsions géométriques. En effet, puisque les satellites naviguent dans l'espace, ils sont moins sujets que les avions aux changements de trajectoires, aux effets panoramiques ou aux turbulences (Aplin, 2003).

L'image SPOT 5 utilisée a été prise en septembre 2006, à une résolution de 10m pour les canaux du Vert, du Rouge et du Proche Infra-Rouge, et à une résolution de 20m pour le Moyen Infra-Rouge. Le niveau de prétraitement choisi pour l'image, 1B, correspond « à des traitements radiométriques des distorsions dues aux écarts de sensibilité entre les détecteurs des instruments de prises de vue, ainsi que des corrections géométriques autorisant par la suite des mesures d'angles et de surface (Renaud, 2012) ». Ce traitement a été privilégié car les traitements supérieurs (2A etc.), qui apportent d'autres orthorectifications, présentent le risque de modifier la réponse spectrale des pixels. Or la signature spectrale des surfaces doit être la plus claire possible pour réduire le taux d'erreur des classifications automatiques (Galochet *et al.*, 2002 ; Turner *et al.*, 2003 ; Renaud, 2012).

Ensuite, l'image a donc subi une classification automatique supervisée via le logiciel eCognition [version 8.0 (2012) Munich, Allemagne]. Cette méthode consiste à présenter au logiciel des échantillons de surfaces connues afin que celui-ci classifie les autres zones de l'image possédant la même signature spectrale que l'échantillon. Cette technique est donc basée sur une connaissance *a priori* de la position et de la nature d'un thème quelconque de l'image (Renaud, 2012). Ici, la typologie choisie pour la classification était assez simple (15 classes d'occupation du sol, sans les zones « non-classées »), puisqu'elle devait être intégrée dans un modèle.

La classification a ensuite été validée via la construction d'une matrice de confusion basée sur 257 points de contrôle obtenus par photo-interprétation. La matrice a montré une précision globale de la classification de 91%. Les principales erreurs de classification concernant la distinction par endroit entre la forêt, les pelouses et la lande. Cela serait dû à l'effet de la topographie sur la réflectance des surfaces, et donc des effets de versant (Renaud, 2012).

Maintenant, pour obtenir une couche de forêt exploitable pour une comparaison diachronique, plusieurs opérations ont été nécessaires. Tout d'abord, le niveau de prétraitement 1B de l'image SPOT 5 peut induire des décalages de l'ordre de 100 – 150m avec la position réelle des objets dans l'espace⁵. Comme certains décalages existaient entre la couche « habitat » et la couche de forêt de 1952 (FIGURE 9), il a donc fallu rectifier la « classification habitat ». Pour ce faire, 179 points de calage sélectionnés sur l'orthophotographie de 1952 ont été appliqués sur la couche « habitat » via la fonction « Spline » de l'outil de géoréférencement d'ArcGIS (la fonction « Spline » permet d'opérer des rectifications locales sans déformer l'intégralité de l'image).

Ensuite, comme les classifications automatiques supervisées présentent des taux d'erreur et qu'ici, la plupart des erreurs de classification concernaient la distinction entre la forêt, la pelouse et la lande (FIGURE 9 ; Renaud, 2012), une correction manuelle par photo-interprétation a été opérée. En effet, les ombres induites par le relief peuvent fausser les réponses spectrales des objets à la surface du sol. Par ailleurs, des éléments plus petits que la résolution de l'image satellite (comme des arbres) peuvent être omis s'ils ne présentent pas des valeurs spectrales fortes qui contrastent avec les éléments environnants (Galochet *et al.*, 2002).

Comme il est impossible de modifier la valeur d'un pixel (ou d'un groupe de pixels) directement sous ArcGIS, une nouvelle méthode a dû être employée :

- dans un premier temps, il a fallu créer une « grille de correction » contenant les secteurs corrigés par photo-interprétation et les nouvelles valeurs de leur table attributaire ;
- puis, il a fallu multiplier cette grille avec le raster d'occupation du sol (la couche « habitat ») à l'aide de la Calculatrice Raster de l'extension Spatial Analyst d'ArcGIS
- après avoir créé une matrice contenant toutes les combinaisons possibles de la multiplication des anciennes valeurs de la grille « habitat » avec les nouvelles valeurs de la grille de correction, il a suffi d'opérer une reclassification des valeurs obtenues pour réorganiser et recréer la grille raster « habitat » (i.e. indiquer que les nouvelles combinaisons de valeurs correspondent à telle ou telle classe d'occupation du sol : e.g. **21** (ancienne valeur pour la « forêt de feuillus ») x **9** (valeur de correction pour la lande) = **189** (les nouveaux pixels possédant cette valeur étaient donc classés comme des feuillus mais sont désormais classés comme de la lande)).

⁵ Source : www.astrum-geo.com

Au total, ce sont plus de 12 000 corrections (généralement sur de petits secteurs) qui ont été effectuées sur toute la zone d'étude pour corriger les erreurs de classification et créer une couche « habitat » plus fiable (FIGURE 7). Enfin, les classes d'occupation du sol « Résineux » et « Feuillus » ont été extraites de la nouvelle couche « habitat » et exportées en couche raster d'une résolution de 10m pour créer une carte de la forêt en 2006 pour tout le massif du Mont-Blanc (ANNEXE 2).

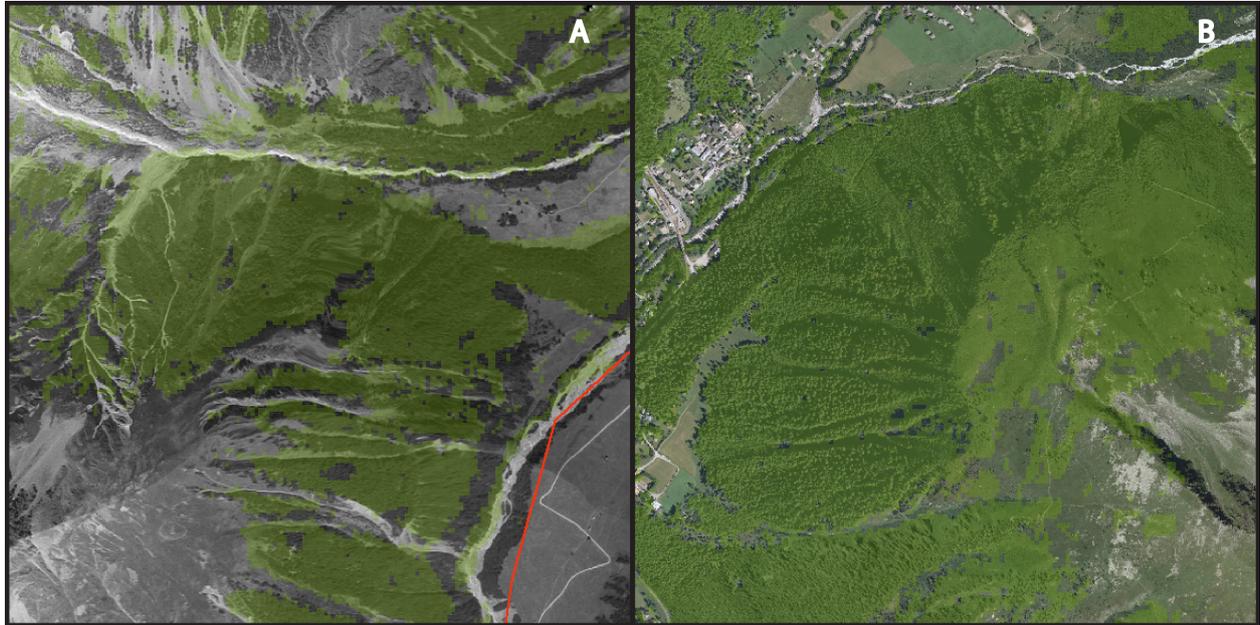


FIGURE 9 : ILLUSTRATION DES PHENOMENES DE "DECALAGE" (A), ET D'ERREUR DE CLASSIFICATION (B) – LES PIXELS VERTS REPRESENTENT LA FORET EN 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

1.2.3 CREATION D'UNE COUCHE D'EVOLUTION FORESTIERE ENTRE 1952 ET 2006

Pour obtenir une couche présentant globalement l'évolution des surfaces forestières du massif à partir des deux couches de forêt créées précédemment, une simple opération d'algèbre spatial a suffi.

Tout d'abord, un ré-échantillonnage des deux couches de forêt a été effectuée pour leur donner la même résolution, ce qui facilite les calculs et les comparaisons. Une résolution de 15m a alors été choisie. Cette résolution plus grossière a été choisie pour lisser les couches et ainsi faire disparaître quelques pixels marginaux (représentant des arbres très isolés) durant le processus de ré-échantillonnage. En effet, les arbres trop isolés sont souvent de mauvais indicateurs de l'influence du climat et ne doivent pas être intégrés dans les études sur l'évolution de la *treeline* (Körner, 2007b).

Ensuite, il a fallu attribuer de nouvelles valeurs aux deux couches binaires de forêt. En effet, les couches possédaient toute deux un code binaire tel que : 0 = absence de forêt, et 1 = présence de forêt⁶. Or, pour opérer des calculs d'algèbre spatial, il n'est pas très opportun de n'utiliser comme multiplicateurs que des 0 ou des 1. Ainsi, les couches se sont vues attribuer un nouveau code binaire : 1 = forêt, 2 = absence de forêt.

Enfin, via la Calculatrice Raster d'ArcGIS, l'opération suivante a été réalisée :

Couche forêt 1952 x 2 (Couche forêt 2006)

⁶ Le terme « forêt » n'est pas forcément à interpréter *stricto sensu*, il s'agit plutôt du couvert boisé.

De cette manière, on obtient une nouvelle couche⁷ (avec 4 modalités de valeurs représentant les 4 évolutions (ou absence d'évolution) possibles entre les deux dates (FIGURE 10 ; Gehrig-Fasel *et al.*, 2007). Les quatre valeurs représentent donc :

- **1** = le maintien de la forêt (forêt en 1952 et en 2006, donc : $1 \times (1 \times 1) = 1$) ;
- **2** = les gains de forêt (pas de forêt en 1952 mais présence de forêt en 2006, donc : $2 \times (1 \times 1) = 2$) ;
- **4** = les pertes de forêt (forêt en 1952 mais pas en 2006, donc : $1 \times (2 \times 2) = 4$) ;
- **8** = le maintien d'un espace ouvert (pas de forêt ni en 1952 ni en 2006, donc : $2 \times (2 \times 2) = 8$).

1.2.4 DESCRIPTION SPATIALE DE L'ÉVOLUTION FORESTIÈRE

1.2.4.1 ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION FORESTIÈRE EN FONCTION DE L'ALTITUDE

Afin d'étudier les éventuelles particularités de l'évolution forestière du massif en fonction de l'altitude, la zone d'étude a été divisée en tranches altitudinales de 300m et les données d'évolution ont été extraites de chaque tranche grâce à la fonction de Statistiques Zonales d'ArcGIS. L'amplitude altitudinale et les bornes des tranches d'élévation ont été choisies car elles correspondent à l'amplitude des tranches du modèle météorologique SAFRAN de Météo-France (voir chapitre 1.3.2) (Durand *et al.*, 2009 ; Carlson *et al.*, 2014).

Comme les massifs montagneux présentent par définition des versants plus ou moins pentus, une surface virtuelle plane d'une superficie définie (e.g. $15 \times 15 = 225 \text{ m}^2$) sous-estime forcément la superficie réelle que représente cette surface sur une pente. Ainsi, il a été nécessaire d'estimer la surface réelle qu'occupait la forêt en 1952 et en 2006.

Pour ce faire, un MNE (Modèle Numérique d'Élévation, fournit ici par l'organisme « Espace Mont-Blanc ») d'une résolution de 10m a été transformé en TIN (*Triangulated Irregular Network*) et les couches de forêt et d'évolution forestière ont été converties au format vectoriel avant d'être « drapées » dessus via la fonction « Interpoler des polygones vers multipatchs » de l'extension 3D Analyst d'ArcGIS. Comme cette procédure est très lourde et n'est pas applicable pour certains traitements présentés ci-dessous, elle n'a été appliquée que pour la description générale de l'évolution forestière, les autres surfaces annoncées dans la partie **Résultats** sont donc exprimées en surfaces « planes » (il faut donc garder en mémoire qu'il existe une légère différence entre les surfaces exprimées et l'emprise réelle au sol). Par ailleurs, cette méthode demeure une approximation puisque le TIN n'est lui-même pas aussi précis que le MNE (qui n'est pas aussi précis que la réalité).

1.2.4.2 ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION FORESTIÈRE EN FONCTION DE LA RÉGION

Ensuite, afin d'étudier d'éventuelles tendances « régionales » dues aux différences d'occupation et d'utilisation du sol des différents versants du massif du Mont-Blanc, la zone d'étude a été divisée à nouveau, mais cette fois-ci en fonction des limites administratives. Quatre zones ont donc été créées : Valais, Haute-Savoie, Val d'Aoste et Savoie. Là encore, les données d'évolution forestière ont été extraites grâce aux Statistiques Zonales.

De plus, les données d'évolution ont également été extraites par région et en fonction des tranches d'altitude afin d'analyser les schémas « régionaux » d'évolution en fonction de l'élévation.

⁷ Connue désormais sous le nom de « couche d'évolution forestière ».

1.2.4.3 ETUDE DES AUTRES HABITATS POTENTIELLEMENT COLONISABLES

Au niveau mondial, les étages de végétation s'élèvent et les habitats subalpins et alpins voient leur superficie se réduire de manière inquiétante (Carlson *et al.*, 2013). Par conséquent, au-delà de la simple étude de la localisation des évolutions forestières, il est intéressant de se pencher sur les autres habitats naturels pouvant potentiellement être colonisés et donc, détruits (Leonelli *et al.*, 2011). Une quantification et une localisation des habitats menacés par les dynamiques forestières a donc été entreprise.

Pour commencer, la couche d'évolution forestière a été convertie en une couche vectorielle de points (où chaque point correspond à un pixel de la couche d'origine). Ensuite, grâce au MNE fourni par « Espace Mont-Blanc » (EMB), des données d'altitude, de pente et d'exposition pour tout le massif ont été extraites. Il a alors été possible d'attribuer à tous les points de la couche d'évolution forestière des informations topographiques et d'occupation du sol via la fonction « Extraction de Valeurs Multiples vers des Points » d'ArcGIS (la couche comporte plus de 2 800 000 points couvrant l'intégralité du site d'étude ; la plus grande part de ces points sont toutefois des points de « maintien ouvert » où il n'y avait pas de forêt ni en 1952 ni en 2006 : e.g. en zone urbanisée, au sommet du Mont-Blanc etc.).

Ensuite, il a suffi de quantifier la surface de chaque habitat (forêt, pelouse alpine, lande etc.) en fonction des facteurs topographiques. Le calcul de surface revient simplement à multiplier le nombre de points représenté dans chaque habitat et de le multiplier par 225 (puisque chaque point représente un pixel de 15x15m). De cette manière, il est possible d'obtenir très facilement un état des lieux de la surface restante de chaque habitat à différentes altitudes, orientations et degrés de déclivité.

1.3 TRAITEMENTS STATISTIQUES

1.3.1 ANALYSE DU TAUX DE COLONISATION DES ALPAGES

On peut sans doute avancer sans trop se tromper que l'activité pastorale dans le massif du Mont-Blanc n'a fait que diminuer depuis les années 1950. On peut aussi supposer qu'un alpage en activité tend à prévenir l'embroussaillage et à maintenir le milieu ouvert. Il peut donc s'avérer intéressant de vérifier si dans le massif du Mont-Blanc, il existe une relation entre la pression pastorale et le taux de colonisation forestière des alpages comme ce semble être le cas dans d'autres massifs (Améztegui *et al.*, 2010).

Pour vérifier cette théorie, une régression linéaire a été effectuée entre le taux de colonisation des alpages (variable à expliquer) et la charge pastorale (variable explicative). Ici, les alpages ont été extraits des deux Shapefiles contenant les « Unités Pastorales » du Valais et de la Haute-Savoie. Une unité pastorale correspond à « une portion de territoire toujours en herbe, d'au moins 10 hectares, exploitée par pâturage extensif. Le cheptel y est présent de façon saisonnière pour des raisons d'altitude ou de climat, sans retour journalier possible au siège d'exploitation » (Leroy, 2012). Dans cette étude, seuls les alpages d'un seul tenant pour lesquels leur UGB (Unité Gros Bétail) est connue ont été gardés.

Afin de calculer le taux de colonisation, il a suffi de calculer la proportion de gains de forêt pour chaque alpage par rapport à sa surface totale en ayant soustrait au préalable les surfaces déjà boisées en 1952 (pour ne garder que les zones ayant été colonisées depuis le début de la période d'étude).

1.3.2 ANALYSE DES FACTEURS D'ÉVOLUTION DE LA FORET

Afin d'étudier de manière plus poussée les dynamiques spatiales du couvert forestier du massif du Mont-Blanc et de faire ressortir les principaux facteurs explicatifs, plusieurs analyses statistiques ont été entreprise via des « modèles linéaires généralisés » (GLM – *Generalized Linear Model*). Les modèles linéaires généralisés font partie des méthodes les plus efficaces pour comparer le poids de plusieurs variables explicatives (Poinsot, 2004 ; Dedieu *et al.*, 2014). Les GLM sont des modèles prédictifs dérivés des régressions linéaires. Ils estiment la probabilité d'observer un certain type de distribution des valeurs en fonction des paramètres du modèle.

Pour tenter de déceler quels sont les facteurs expliquant le mieux l'évolution de la distribution du couvert boisé observées depuis 1952, il a fallu à nouveau associer à chaque point (représentant un pixel de la couche d'évolution forestière) une valeur pour chaque variable prédictive envisagée : altitude, pente, exposition, température, et pression pastorale.

Afin d'éviter de donner du poids à des secteurs qui n'ont aucune influence sur la distribution de la forêt, seuls les points situés en-dessous de 2800m ont été gardés (dans le massif du Mont-Blanc, il est impossible de trouver des arbres au-delà de 2800m). Ensuite, pour mieux cerner les éventuelles interactions entre la forêt et les différents facteurs étudiés, la variable à expliquer (l'évolution forestière) a été scindée en deux variables binomiales :

- une variable de changement appelée « CHANGE », ayant pour modalités 0 (pas de changements depuis 1952 : rassemble les points ayant pour valeur 1 ou 8 dans la couche d'évolution forestière), ou 1 (ce point a connu un changement, gain ou perte, entre 1952 et 2006 : rassemble les points ayant pour valeur 2 ou 4 dans la couche d'évolution forestière) ;
- une variable de gains et pertes appelée « GAIN_LOSS », ayant pour modalités 0 (pertes de forêt depuis 1952), 1 (gains de forêt depuis 1952), ou NA (pas de changements).

Dans le même temps, les variables prédictives d'altitude, de pente et d'exposition ont été recueillies à partir du MNE à 10m fournit par EMB. Toutefois, puisque l'exposition est une variable circulaire, elle est inappropriée pour être intégrée telle quelle dans un modèle (Lassueur *et al.*, 2006). En effet, si un point présente une valeur d'exposition élevée (e.g. 350°), cela ne veut pas dire qu'il est « plus exposé » qu'un autre point ayant une valeur d'exposition plus faible (e.g. 13°) comme ce serait le cas avec une variable linéaire. D'ailleurs, dans cet exemple, les deux points présentent des expositions relativement proches.

Pour régler ce problème, il a été nécessaire de séparer la variable exposition en deux variables linéaires de « Norditude » (*Northness*) et d'« Estitude » (*Eastness*), telles que :

$$(1) \textit{Eastness} = \sin\left(\frac{\textit{Exposition} \times \pi}{180}\right)$$
$$(2) \textit{Northness} = \cos\left(\frac{\textit{Exposition} \times \pi}{180}\right)$$

Ces formules donnent des valeurs comprises entre -1 et 1. Pour l'*eastness*, -1 représente l'ouest et 1 représente l'est. Pour la *northness*, une valeur de -1 représente le sud et 1 le

nord (Wallace & Gas, 2008). Les variables prédictives topographiques d'altitude, de pente, de norditude et d'estitude s'appellent donc respectivement « ELEVATION », « SLOPE », « NORTHNESS » et « EASTNESS » dans les GLM.

La variable de température quant à elle a été fournie par Bradley Carlson du LECA. Ces données de température ont été extraites à partir du modèle SAFRAN de Météo-France (SAFRAN : « Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige »). Le modèle SAFRAN est un modèle météorologique analysant les paramètres climatiques des Alpes françaises issus du réseau de stations météo. Il fournit des données horaires sur les principaux paramètres climatiques affectant le couvert neigeux, en fonction du versant et de l'altitude, pour chaque grand massif des Alpes françaises : i.e. température de l'air, vitesse du vent, humidité atmosphérique, nébulosité, précipitations, radiations solaires et radiations basses fréquences (Durand *et al.*, 2009 ; Carlson *et al.*, 2014). Plus de détails sur les caractéristiques et la validité du modèle SAFRAN sont disponibles dans l'article de Durand *et al.* (2009).

Les données utilisées pour attribuer une valeur de « température » aux points sont issues d'une spatialisation de la différence de températures annuelles moyennes entre les années 2000 (moyenne de la période 2000 - 2009) et les années 1960 (moyenne de la période 1959 - 1968). Puisque le modèle SAFRAN ne remonte que jusqu'en août 1958, il a été impossible de calculer la température moyenne durant les années 1950. Ces moyennes ont été spatialisées sur le même Modèle Numérique d'Élévation que les autres variables, à ceci près que pour faciliter les calculs, le MNE a été agrégé à 100m.

En clair, la couche de température présente la différence des moyennes de températures annuelles entre les années 2000 et 1960 pour tout le massif du Mont-Blanc en fonction de l'altitude et de l'exposition à une résolution de 100m. Dans les GLM, cette variable prédictive s'appelle « DELTA_TEMPERATURE06_52 ».

Enfin, la variable de pression pastorale, appelée « CATTLE_PRESSURE » dans les modèles linéaires généralisés, a été extraite des deux couches vecteurs contenant les « unités pastorales » de Haute-Savoie et du Valais. Elles ont été transformées en couches rasters dont les valeurs des pixels sont les UGB (Unité Gros Bétail) respectives des différents alpages. Ainsi, chaque point du massif en-dessous de 2800m situé sur un alpage en activité possèdera comme valeur l'UGB de son alpage d'appartenance. Si un point est situé en dehors d'un alpage en Haute-Savoie ou dans le Valais, sa valeur sera de 0. Pour les points situés dans des secteurs potentiellement pâturés du Val d'Aoste ou de la Savoie, des « NA » (*Not Available*) leurs seront attribués puisqu'aucune information sur le pastoralisme dans ces deux régions n'a pu être récupérée.

Avant de faire tourner les GLM, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée sur les 6 variables prédictives pour éviter la colinéarité : i.e. quand deux variables sont trop fortement corrélées ensemble (Albert *et al.*, 2008).

Les traitements statistiques uni- et multivariés ont tous été réalisés à l'aide du logiciel RStudio [*R Development Core Team*, version 0.98.953 (2013)] à partir d'un script développé par Christophe Randin, chercheur à l'Université de Lausanne et au WSL affilié au CREA.

1.4 ANALYSE DE L'ÉVOLUTION DE LA *TREELINE*

S'il est possible d'observer l'évolution de la *treeline* réelle du massif uniquement grâce à la couche d'évolution forestière, ce n'est pas le cas pour la *treeline* théorique/potentielle. Une manière d'étudier son évolution serait de calculer l'altitude

exacte où l'on trouve une période végétative d'au moins 94 jours ayant pour moyenne thermique $6,7^{\circ}\text{C} \pm 0,8^{\circ}\text{C}$ (Körner, 2007b) pour 1952 et pour 2006. Seulement, puisque le modèle SAFRAN offre une faible précision spatiale et ne remonte pas jusqu'en 1952, cette méthode n'est peut-être pas la plus indiquée pour cette étude.

Une autre technique, privilégiée ici, est celle utilisée par Gehrig-Fasel *et al.* (2007) pour étudier l'influence du climat et de l'abandon des terres agricoles sur la *treeline* des Alpes suisses. Elle s'intitule « méthode d'analyse focale » (*focalmax analysis*).

Cette méthode fonctionne un peu comme une moyenne mobile. On fait passer une fenêtre mobile (*moving window*) sur la zone d'étude afin de lisser l'altitude du pixel central (focal) grâce aux valeurs de ses voisins contenus dans le cadre de la fenêtre. En clair, on considère que l'altitude des pixels de forêt les plus élevés dans la fenêtre focale représente l'altitude de la *treeline* potentielle régionale. Bien sûr, cette technique n'est efficace que si par endroit, la forêt monte effectivement jusqu'à sa *treeline* climatique (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007). Cependant, pour des zones d'études très étendues, comme c'est le cas ici, la probabilité que plusieurs avancées de forêt non-perturbées atteignent leur *treeline* climatique est assez élevé, notamment sur les crêtes (Holtmeier & Broll, 2005).

Pour appliquer cette méthode, il a d'abord fallu multiplier chaque couche de forêt (1952 et 2006) avec le MNE afin d'attribuer une valeur d'altitude à chaque pixel tout en restant au format raster (donc sans transformer les couches en vecteurs de points).

Ensuite, il a été nécessaire de choisir la taille appropriée de fenêtre. Il apparaîtrait qu'une « fenêtre de 10km de côté est assez restreinte pour capturer les différences régionales dans l'élévation de la *treeline* climatique et suffisamment grande pour éviter les biais dus à des micro-conditions climatiques locales (Paulsen & Körner, 2001 *in* Gehrig-Fasel *et al.*, 2007) ». Comme cette recommandation s'applique pour des études à petite échelle, deux tailles de fenêtres ont été retenues : 5000 et 10 000m.

Ainsi, grâce à l'option « MAXIMUM » de l'outil de Statistiques Focales d'ArcGIS, deux fenêtres mobiles circulaires de 5 et 10km de rayon ont été appliquées sur les deux couches de forêt. Cela a permis d'obtenir pour chaque date, deux couches présentant l'altitude maximum de la forêt dans un rayon équivalent au rayon de la fenêtre. En utilisant une nouvelle fenêtre focale avec cette fois-ci l'option « MEAN » (moyenne) qu'on a appliqué sur les couches d'altitude maximum de la *treeline*, il a été possible de lisser les valeurs maximums et ainsi de représenter graphiquement la *treeline* potentielle régionale moyenne pour chaque taille de fenêtre et pour chaque date (FIGURE 10).

Maintenant, on peut supposer qu'en théorie, le changement climatique en tant que facteur de la régénération des forêts serait principalement responsable des modifications de la *treeline* au-dessus de la *treeline* climatique « historique » (ici celle de 1952), alors que l'abandon des terres serait plutôt responsable de ce qui se passe en-dessous de la *treeline* historique (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007 ; Améztegui *et al.*, 2010). En effet, s'il n'y a pas d'influence du changement climatique, alors l'utilisation du sol ne devrait pas modifier la structure ou la position de la *treeline* au-dessus de la limite supérieure « historique » de la forêt (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007).

Par conséquent, tous les pixels de forêt en 2006 situés au-dessus de la *treeline* climatique de 1952 peuvent être considérés comme ayant profité d'une élévation des températures (ou éventuellement de l'atténuation d'un autre facteur limitant : géomorphologie, humidité du sol etc.).

Pour repérer ces éventuels pixels de forêt dont l'élévation serait due au climat, il a suffi de soustraire aux deux couches représentant la *treeline* climatique potentielle de 1952 la couche de forêt de 2006 à l'aide de la Calculatrice Raster d'ArcGIS.

2. RESULTATS

2.1 LES DYNAMIQUES ALTITUDINALES ET REGIONALES DE LA FORET

Au vu de la FIGURE 10, on peut constater que la couverture boisée du massif du Mont-Blanc a grandement évoluée entre 1952 et 2006.

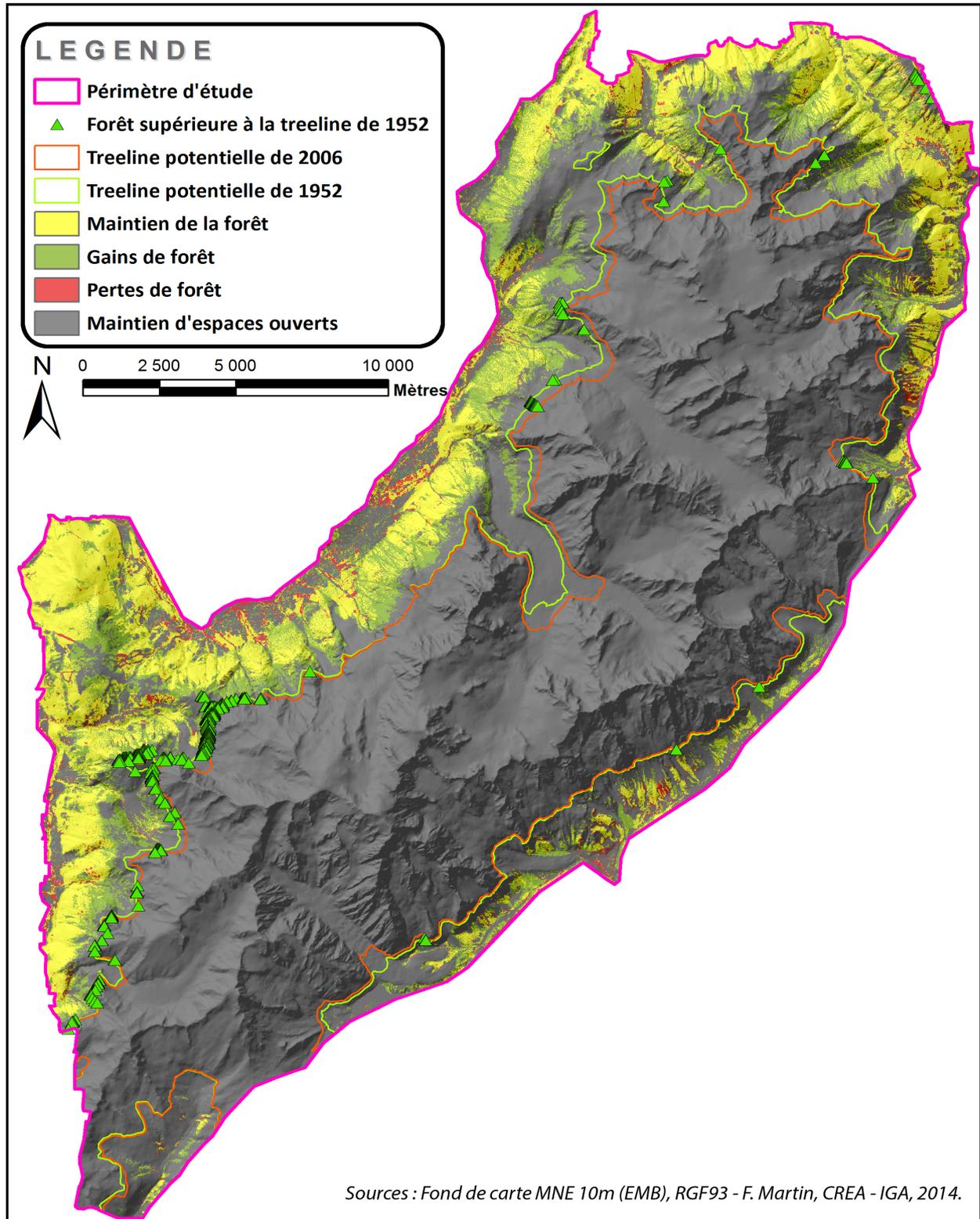


FIGURE 10 : CARTE D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL ENTRE 1952 ET 2006 DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC (LES TREELINES PRESENTEES SONT ISSUES DES FENETRES MOBILES A 10KM)

2.1.1 DESCRIPTION GENERALE DE L'EVOLUTION FORESTIERE

Le périmètre total de la zone d'étude mesure 139,4km pour une superficie « plane » de 635km² soit 63 560 hectares environ. Rappelons que puisque chaque pixel des couches de forêt mesure 15m de côté, un pixel couvre une surface de 225m².

En 1952, la forêt recouvrait une surface plane de 8942,5 hectares soit environ 14% de la surface totale du massif (FIGURE 11). En 2006 en revanche, la forêt recouvrait une surface plane de 14 316,1 hectares, soit 22,5% de la surface totale du massif du Mont-Blanc. On peut donc observer une augmentation relative de la surface forestière de 60,1% avec 5373,6 hectares de couvert boisé supplémentaire en 2006 par rapport à 1952.

Comme attendu, les estimations de surface réelle donnent des superficies beaucoup plus importantes que les superficies virtuelles planes et horizontales. En effet, la surface totale

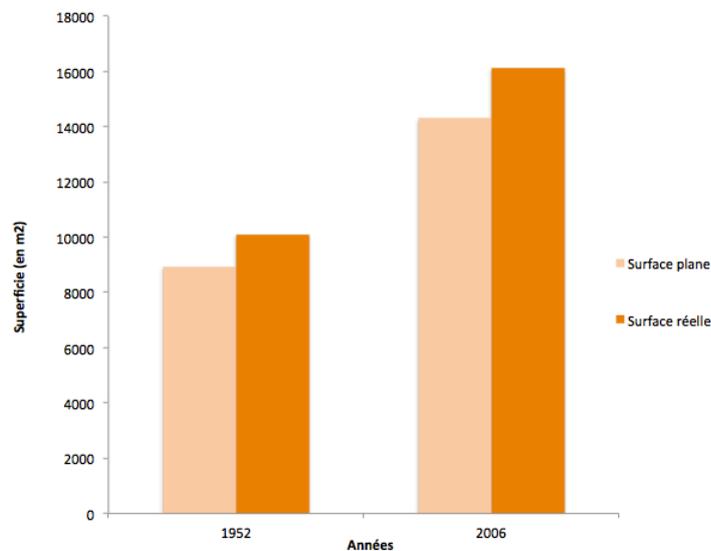


FIGURE 11 : EVOLUTION DE LA SURFACE BOISEE DU MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

de la zone d'étude en tenant compte du relief passe de 635 à 744 km² environ, et les surfaces forestières de 1952 et de 2006 passent respectivement de 89,42 à 100,93 km² et de 143,16 à 161,28 km².

Cependant, bien que ces écarts soient assez importants, ils ne changent pas réellement les tendances observées. En superficie réelle estimée, la forêt recouvrait 13,55% de la surface du massif en 1952 et environ 21,65% en 2006, ce qui est très proche des surfaces planes calculées.

Pour ce qui est de l'évolution détaillée de l'occupation forestière du sol, les différences entre surface théorique plane et surface réelle sont également importantes bien qu'encore une fois,

les tendances ne s'en trouvent pas profondément modifiées. Les zones où la forêt s'est maintenue entre 1952 et 2006 occupent 12,44% de la superficie totale du massif (soit 7901,8 ha), et le gain net de forêt est de l'ordre de 6400,7 ha, soit 10,07% de la surface totale. En revanche, le massif a tout de même perdu 1035,6 ha de forêt depuis 1952, soit 1,63% de sa surface totale.

Au vu de la FIGURE 12, on peut observer que dans l'ensemble, la distribution de la forêt en fonction de l'altitude en 1952 et en 2006 est plutôt régulière. On note cependant une très légère dissymétrie vers le haut, plus marquée pour 1952, indiquant une forte concentration de forêt au-dessus de 1500m environ, les distributions de la forêt en-dessous des altitudes médianes étant plus étalées. La dispersion des deux distributions est cependant comparable, avec un coefficient interquartile de 0,301

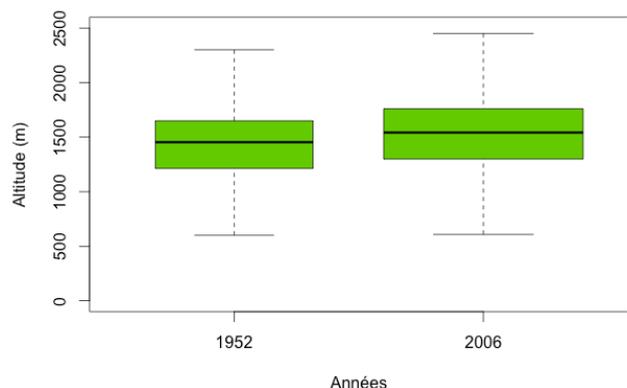


FIGURE 12 : DISTRIBUTION ALTITUDINALE DE LA FORET EN 1952 ET EN 2006 (LA LARGEUR DES « BOITES » EST PROPORTIONNELLE AU NOMBRE D'OBSERVATIONS, DONC DE PIXELS DE FORET - SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

pour 1952 et de 0,299 pour 2006.

Quoiqu'il en soit, il est clair au vu de ce graphique que la forêt s'est nettement élevée entre 1952 et 2006. En effet, l'altitude médiane de la forêt est passée de 1454m en 1952 à 1542m en 2006, et le 9^{ème} décile de forêt s'est élevé de près de 120 mètres durant la même période, passant de 1803 à 1920m d'altitude (alors que le 1^{er} décile ne s'est élevé que de 48m). Cela confirme que la surface forestière a grandement augmentée depuis le siècle dernier et ce, principalement dans les altitudes hautes (>1500m), ce qui suggère une remontée de la *treeline*. De fait, l'altitude des arbres les plus élevés a augmenté de près de 50m en seulement 54 ans.

2.1.2 DESCRIPTION DE L'EVOLUTION PAR TRANCHE D'ALTITUDE

La première observation évidente est qu'il est possible de trouver des arbres dans toutes les tranches d'altitudes entre 300 et 2700m. Ensuite, il apparaît que le plus gros de la surface forestière du massif (et des évolutions de cette surface) est situé entre 900 et 2100 mètres d'altitude (FIGURE 13). Cependant, cela n'a rien de surprenant dans la mesure où cette tranche altitudinale représente près de 60% de la superficie totale de la « zone forestière ».

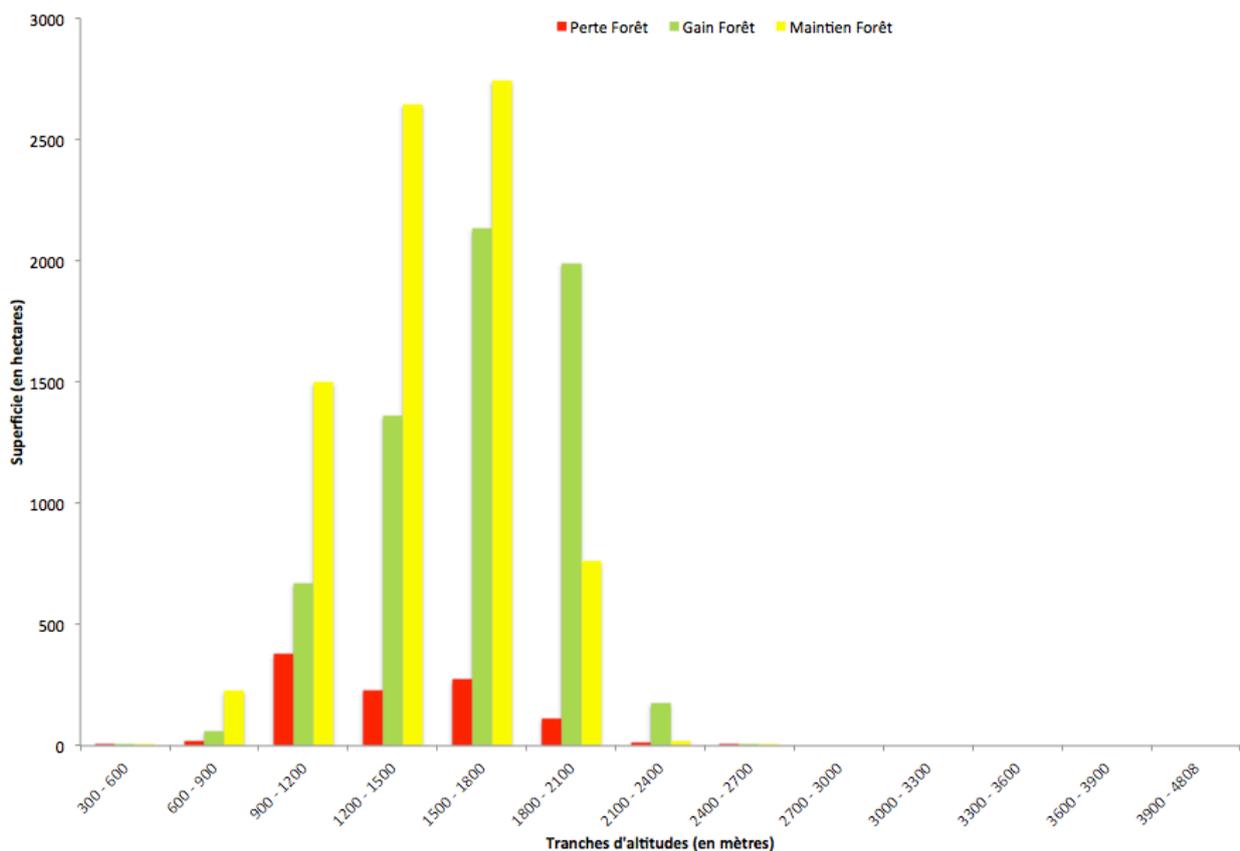


FIGURE 13 : EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

Il est intéressant de noter que la tranche [300 - 600] est la seule où la surface forestière était plus grande en 1952 qu'en 2006, avec 5,35 ha en 1952 pour seulement 4,18 ha en 2006. C'est donc la seule tranche où il y a eu plus de pertes que de gains ou de maintien de la forêt au cours de la période d'étude.

Il apparaît également que la plus grande part des pertes de forêt ait eu lieu à des altitudes comprises entre 900 et 1800 mètres. En effet, ce sont plus de 870 ha de forêt qui ont été détruits sur l'ensemble du massif depuis 1952 entre 900 et 1800 mètres d'altitude (sur les 1035 ha perdus au total).

En revanche, on peut tout de même voir que la part la plus importante de forêt « maintenue » est également située entre 900 et 1800m d'altitude. Ainsi, ce sont plus de 6800 hectares de forêt qui se sont maintenus sur le massif depuis 1952 aux mêmes élévations que celles où se sont opérées les pertes principales.

Les gains de forêts ont également été importants dans toutes les tranches d'altitude (proportionnellement au poids de chaque tranche par rapport à la surface totale du massif). Et si c'est entre 1500 et 1800m que le gain de forêt le plus important a été enregistré (2135 ha environ), c'est à partir de la tranche supérieure que les surfaces de « gain » ont commencé à dépasser les surfaces de « maintien ». Ainsi, la surface forestière gagnée entre 1800 et 2100 mètres a été plus de 2 fois supérieure à la surface maintenue entre 1952 et 2006, et plus de 8 fois supérieure entre 2100 et 2400 mètres. Les gains de forêts ont donc été très importants, principalement aux étages montagnards et subalpins.

Les taux de progression forestière sont donc particulièrement élevés, surtout au-dessus de 1500m. En effet, on passe de 61,7% d'augmentation entre 1500 et 1800m à un peu plus de 437% pour la classe [2100 - 2400]. Enfin, on peut même observer un taux record de 560% d'augmentation de la surface forestière entre 2400 et 2700m d'altitude.

2.1.3 DESCRIPTION DE L'ÉVOLUTION PAR « RÉGION »

Tout d'abord, il est intéressant d'observer la répartition des terres du massif en fonction de la « région ». On peut donc voir que, sans surprise, la Haute-Savoie représente la plus grande part du massif puisque 52,97% de la superficie de ce dernier est en territoire haut-savoyard (soit 33 647 ha environ). Soulignons cependant que près de 64% de la **surface d'évolution** (surface de gains, pertes et maintien de la forêt) du massif se trouve en Haute-Savoie, ce qui veut dire que cette région représente près des 2/3 des contributions de l'évolution des surfaces forestières du massif du Mont-Blanc. Le Valais vient en seconde position puisque son territoire représente 22,33% du massif et que sa contribution pour l'évolution de l'occupation du sol est d'environ 29%. Ensuite, malgré une surface à peu près équivalente à celle du Valais (avec 20,06% du massif), le Val d'Aoste ne représente que 6,5% de la surface d'évolution. Enfin la Savoie, qui ne représente que 4,64% de la superficie du massif, offre une modeste contribution de 0,6% des surfaces d'évolution (TABLEAU 2).

	Evolution de l'occupation du sol entre 1952 et 2006 (en hectares)			
	Val d'Aoste	Valais	Haute-Savoie	Savoie
Maintien ouvert	11743,76	9730,10	23874,37	2850,77
Perte forêt	128,34	287,28	607,30	10,71
Gain forêt	541,49	1616,09	4176,04	63,59
Maintien forêt	331,76	2550,26	4989,87	22,88
Surface TOTALE	12745,3495	14183,7298	33647,5803	2947,9499

TABLEAU 2 : ÉVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIÈRE DU SOL PAR "RÉGION" DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

Il apparaît ensuite que le Val d'Aoste et la Savoie présentent des pourcentages de pertes forestières beaucoup plus élevés que la Haute-Savoie ou le Valais (FIGURE 14), respectivement de 12,81 et 11,02% contre 6,21 et 6,45%. Conséquemment, cela se ressent sur leurs niveaux de maintien de la forêt alors qu'étonnamment, leurs pourcentages de gains sont bien plus élevés que ceux du Valais ou de la Haute-Savoie : respectivement de

65,43 et 54,06% contre 36,29 et 42,73%. Proportionnellement, il y a donc eu plus de gains en Savoie et en Italie que dans les 2 autres régions. D'ailleurs, on peut constater un taux de progression⁸ forestière de plus de 89% pour le Val d'Aoste entre 1952 et 2006, ainsi qu'un taux d'environ 157% pour la seule Savoie. La Haute-Savoie et le Valais ne sont toutefois pas en reste avec des taux respectifs de 63,7% et de 46,8%.

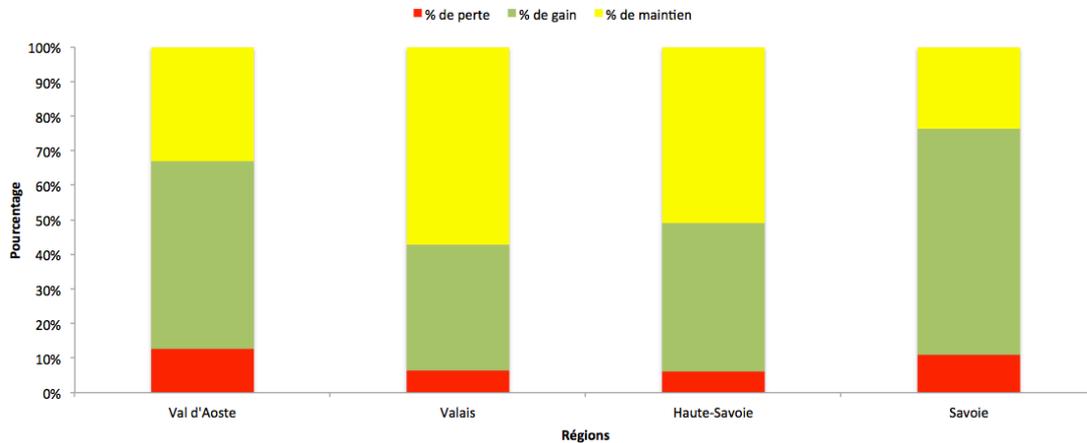


FIGURE 14 : PROPORTION DE L'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL PAR « REGION » DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

2.1.4 DESCRIPTION DE L'EVOLUTION PAR « REGION » ET PAR ALTITUDE

Avant de commencer, il semble préférable de traiter les différents résultats séparément afin d'obtenir une meilleure lisibilité. Les résultats complets sont consultables en ANNEXES 3 et 4.

2.1.4.1 LES PERTES DE FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE ET PAR REGION

Tout d'abord, on peut constater que toutes les pertes de forêt survenues en-dessous de 600m et au-delà de 2400m sont respectivement et exclusivement situées en Haute-Savoie et dans le Valais (puisque seule la Haute-Savoie est représentée dans la tranche [300 - 600] et que seul le Valais est représenté dans la tranche [2400 - 2700]). D'ailleurs, la grande majorité des pertes survenues entre 300 et 1200m sont localisées en Haute-Savoie, comme la majorité des pertes survenues entre 1800 et 2700m sont situées sur le versant suisse du massif (FIGURE 15).

On peut voir qu'entre 2100 et 2400m, les pertes haut-

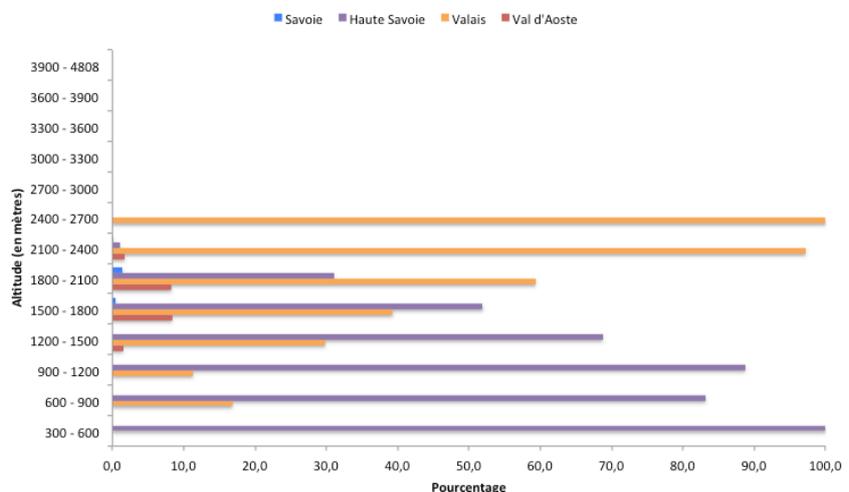


FIGURE 15 : PROPORTION « REGIONALE » DES PERTES DE FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

⁸ Le taux de progression est le pourcentage d'augmentation de la forêt entre 1952 et 2006.

savoyardes sont particulièrement faibles, avec seulement 1,4% des pertes (soit 20,25 ares). Et si le Valais représente 85,5% des pertes à cette altitude, celles-ci ne sont toutefois pas très élevées en terme de surface avec seulement 12,5 hectares de perdus.

Pour la classe [1200 - 1500], les pertes sont majoritairement localisées en Haute-Savoie et, dans une moindre mesure, dans le Valais. Toutefois, les valeurs valdotaines comptent tout de même pour pratiquement 13% des pertes totales à cette altitude.

Enfin, pour la tranche altitudinale comprise entre 1800 et 2100m, il est intéressant de souligner l'augmentation du poids des pertes savoyardes et valaisannes (respectivement 54 et 6,4%) alors que celui des pertes haut-savoyardes ne fait que baisser à partir de 900m.

2.1.4.2 LE MAINTIEN DE LA FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE ET PAR REGION

Ici encore, on peut évidemment observer que les classes inférieures (entre 300 et 1500m) et supérieures (entre 2100 et 2700m) sont respectivement dominées par les influences de la Haute-Savoie et du Valais. On notera toutefois la très faible proportion de maintien de la forêt pour le Val d'Aoste entre 1200 et 1500m : 1,5%, soit seulement 38,6 hectares (FIGURE 16).

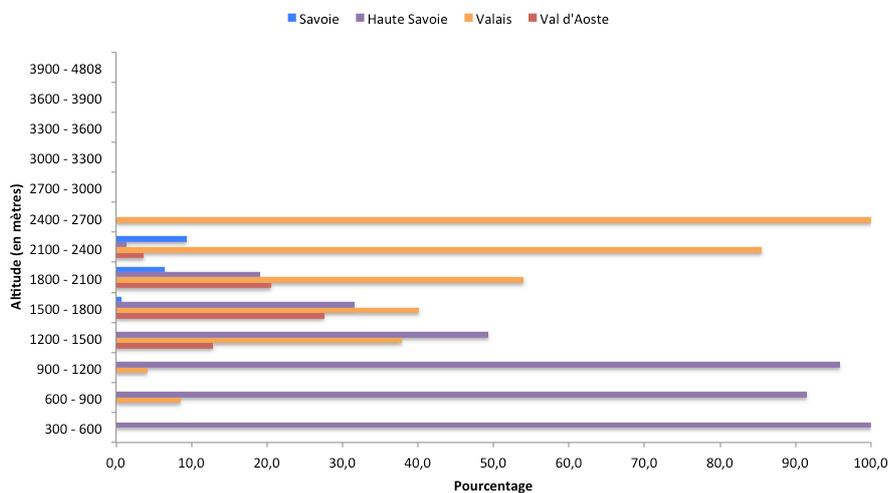


FIGURE 16 : PROPORTION « REGIONALE » DE MAINTIEN DE LA FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

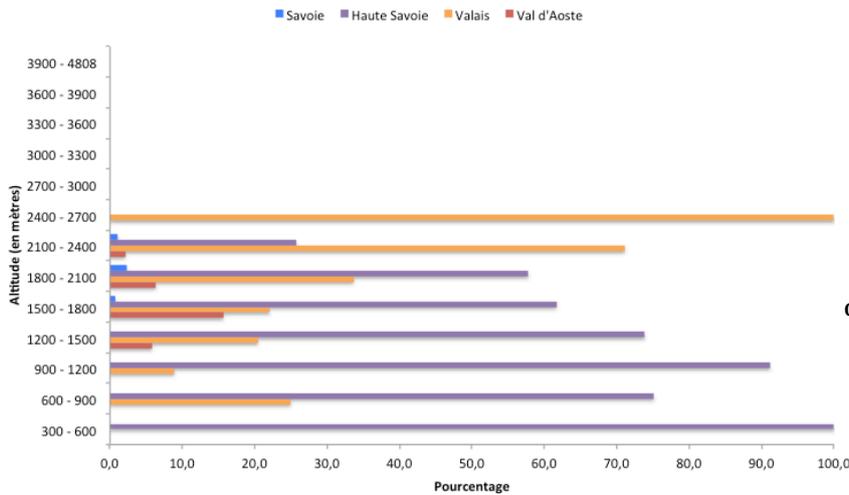
La classe [1500 - 1800] semble montrer une répartition équilibrée proportionnellement à la **surface d'évolution** de chaque versant, avec une dominance pour la Haute-Savoie (avec 51,9% du maintien), suivie du Valais (avec 39,3%), du Val d'Aoste et enfin de la Savoie. Ensuite, on peut voir que dans la classe supérieure [1800 - 2100], les positions sont inversées et légèrement

amplifiées entre le Valais et la Haute-Savoie (avec 59,3% du maintien de forêt localisé dans le Valais contre 31% en Haute-Savoie), mais que les proportions ne changent pas significativement entre la Savoie et le Val d'Aoste (respectivement 1,4 et 8,3%).

2.1.4.3 LES GAINS DE FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE ET PAR REGION

Pour toutes les classes hormis [2100 - 2400] (et la classe extrême représentée uniquement par le Valais), les gains sont majoritairement dominés par le poids de la Haute-Savoie (FIGURE 17). Ainsi, pour chacune des trois classes comprises entre 1200 et 2100m, la Haute-Savoie a enregistré des gains de surfaces forestières supérieurs à 1000 hectares quand ceux du Valais oscillent entre 277 et 671 hectares, et ceux du Val d'Aoste et de la Savoie sont tous inférieurs à 130 hectares sauf pour la classe [1500 - 1800] où l'Italie a connu un gain de 333 hectares.

Enfin, entre 2100 et 2400m, c'est encore une fois dans le Valais que les proportions sont les plus grandes. Ainsi 71,1% (soit un peu plus de 132 ha) des gains enregistrés à cette altitude



sont localisés en Suisse quand la Haute-Savoie n'affiche que 25,7% des gains restants (près de 48 ha).

FIGURE 17 : PROPORTION REGIONALE DES GAINS DE FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

2.1.4.4 EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE VAL D'AOSTE EN FONCTION DE L'ALTITUDE

Soulignons d'abord que les gains de forêts ont été plus importants que les pertes ou le maintien dans toutes les classes d'altitude (FIGURE 18). On observe aussi que les pertes de forêts ont été assez importantes dans le Val d'Aoste à basse altitude puisque celles-ci représentent 20,23% des évolutions entre 1200 et 1500m quand le maintien en représente 26,36% (soit respectivement 29,6 et 38,6 ha). Les gains ont toutefois été largement supérieurs avec près de 80 ha supplémentaires depuis 1952.

On peut également voir qu'entre 2100 et 2400m, les gains de forêts représentent 81,22%

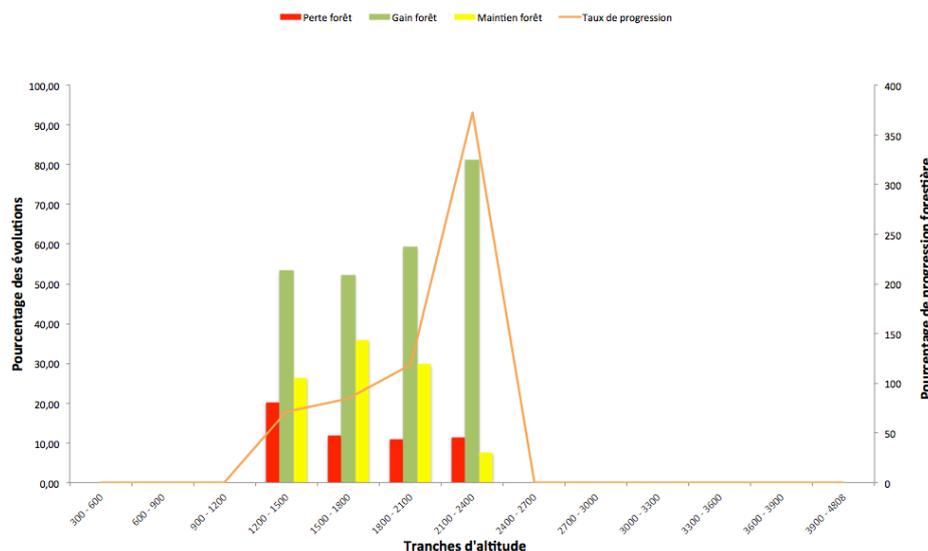


FIGURE 18 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE VAL D'AOSTE EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

des évolutions entre 1952 et 2006, soit 3,89 ha. Toutefois, notons que 54 ares de forêt ont été détruits (11,27% des évolutions) alors que seuls 36 ares ont été conservés (7,51% des évolutions.).

Enfin, soulignons que les taux de progressions sont assez élevés pour toutes les tranches altitudinales, débutant à environ 71% pour la classe

[1200 - 1500] et montant progressivement pour atteindre le taux impressionnant de 372% au-dessus 2100 mètres.

2.1.4.5 EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE VALAIS EN FONCTION DE L'ALTITUDE

Il est particulièrement intéressant de souligner que dans les quatre classes comprises entre 600 et 1800m d'altitude, le maintien de la forêt est majoritaire (FIGURE 19). Dans la classe [1800 - 2100] en revanche, les gains dépassent le maintien, avec 671 hectares gagnés contre 455 hectares maintenus.

Aux altitudes les plus hautes, les gains enregistrés ont été très largement supérieurs au maintien ou aux pertes puisque les gains représentent 79,87% des évolutions (soit 132 ha) dans la classe [2100 - 2400] et 90,32% pour la classe [2400 - 2700], avec 63 ares gagnés contre 4,5 ares maintenus et 2,25 ares détruits.

Enfin, il est intéressant d'observer que le taux de progression forestière diminue entre 600 et 1500m, avant de remonter progressivement et d'atteindre une valeur de 560% au-dessus de 2400m.

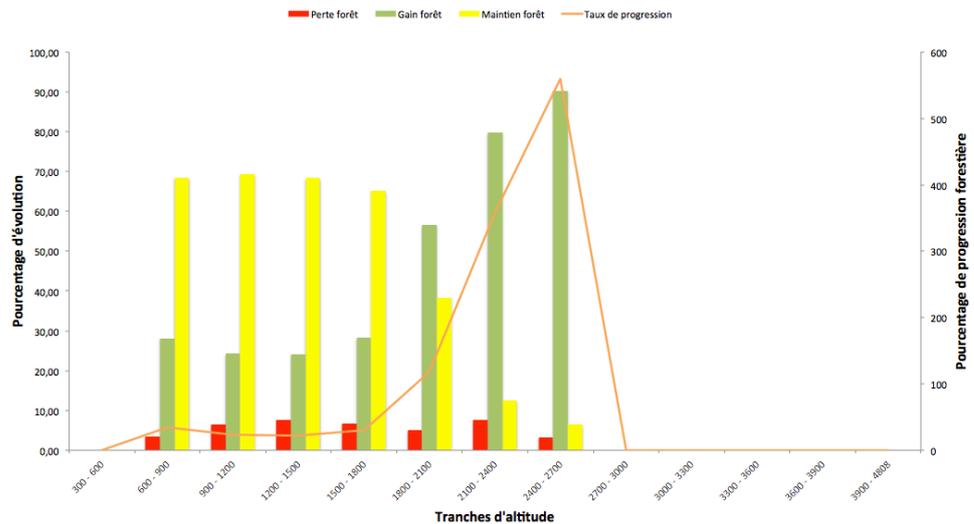


FIGURE 19 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION DU SOL DANS LE VALAIS EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

2.1.4.6 EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL EN HAUTE-SAVOIE EN FONCTION DE L'ALTITUDE

Comme évoqué précédemment, les pertes de forêt ont été plus importantes que les autres évolutions entre 300 et 600m (FIGURE 20).

Comme dans le Valais, pour les quatre classes comprises entre 600 et 1800m, le maintien de la forêt a dominé les évolutions de l'occupation du sol. Cependant, le poids des gains va cette fois en augmentant, passant d'environ 18% pour [600 - 900] à près de 46,5% pour la classe [1500 - 1800] où ils égalent presque les 1426 hectares qui se sont maintenus à cette

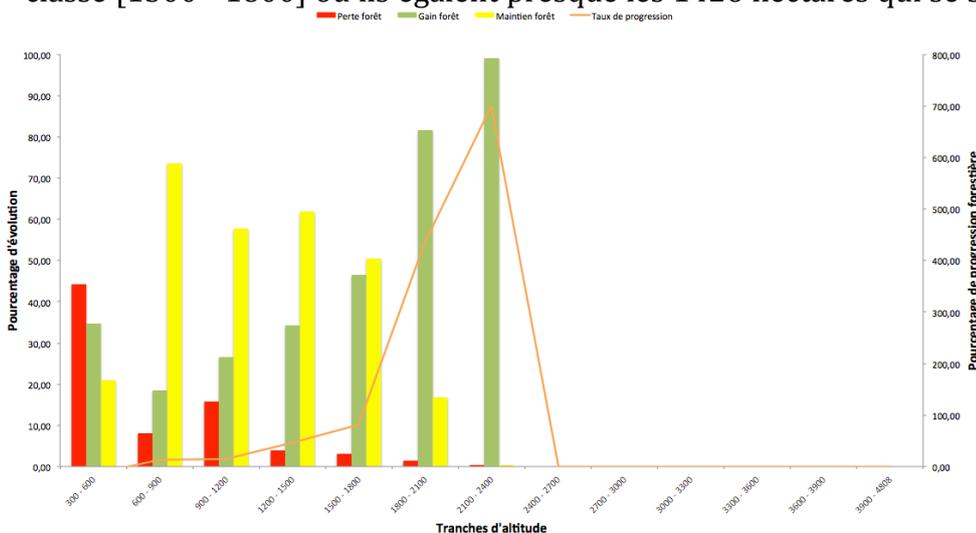


FIGURE 20 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION DU SOL EN HAUTE-SAVOIE EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

altitude depuis 1952. Notons aussi l'importante contribution des pertes forestières entre 900 et 1200m qui comptent tout de même pour 15,74% des évolutions (soit environ 362 hectares). En revanche, au-delà de 1800m, les gains de surface forestière ont très largement prédominés les autres évolutions d'occupation du sol. En effet, les gains représentent près de 82% des évolutions entre 1800 et 2100m et pas moins de 99,12% des

évolutions pour la classe [2100 - 2400], ce qui correspond tout de même à près de 48 hectares.

Après le taux de progression de -14% pour la classe [300 - 600], ce dernier n'a pas cessé d'augmenter avec l'altitude avec, comme pour le Valais, des valeurs assez moyennes en-dessous de 1800m, avant d'atteindre un taux d'un peu plus de 435% pour la classe [1800 - 2100]. Mais le chiffre le plus impressionnant est sans nul doute l'augmentation de surface forestière de plus de 700% pour la classe [2100 - 2400] entre 1952 et 2006 !

2.1.4.7 EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL EN SAVOIE EN FONCTION DE L'ALTITUDE

Si pour les trois classes altitudinales représentées en Savoie les gains prédominent les changements survenues entre 1952 et 2006, le maintien et les pertes comptent également grandement dans les évolutions de l'occupation forestière du sol du massif (FIGURE 21). En effet, entre 1500 et 1800m, bien que les gains représentent 52,23% des évolutions (soit un peu plus de 15 ha), le maintien compte tout de même pour 40,73% (soit environ 12 ha). Quant à la classe [2100 - 2400], elle est surtout dominée par les gains qui représentent près de 60% des évolutions (soit un peu plus de 2 ha) même si la contribution des pertes s'élève tout de même à presque 40% (le maintien ne

représentant qu'une surface de 225 m², donc celle d'un seul pixel).

Les taux de progressions forestières pour la Savoie présentent un profil assez singulier puisqu'ils passent de 94,6% entre 1500 et 1800m, à 48,4% pour [2100 - 2400] en passant par un taux très élevé de 215,4% pour la tranche intermédiaire.

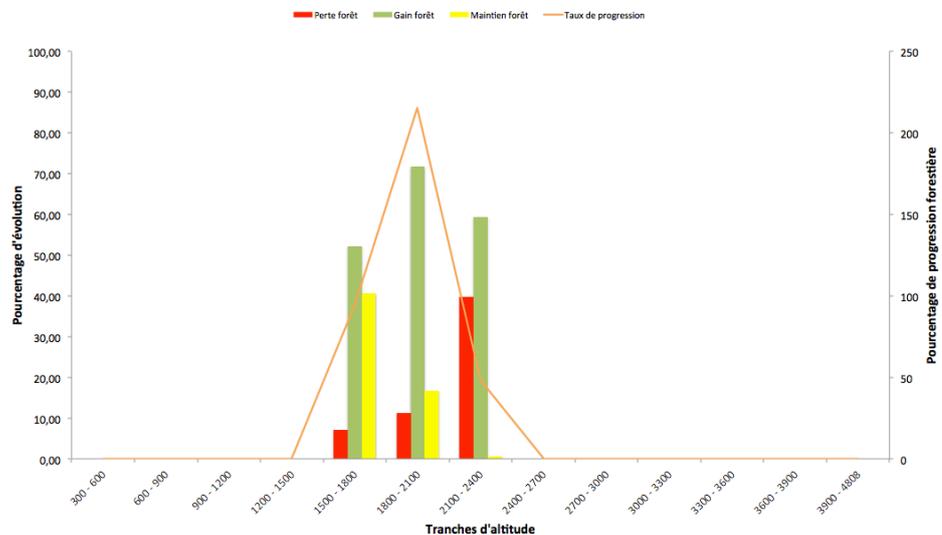


FIGURE 21 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION DU SOL EN SAVOIE EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

2.1.5 ETUDES DES HABITATS VEGETALISES EN FONCTION DES PARAMETRES TOPOGRAPHIQUES

La FIGURE 22 permet d'apprécier d'un seul coup d'œil la part importante que représente la forêt dans le massif du Mont-Blanc par rapport aux autres types d'habitats accueillant des communautés végétales. De fait, en-dessous de 1800m, les espaces végétalisés sont pratiquement entièrement dominés par la forêt (qui couvre près de 11 500 hectares), ne laissant que quelques 1600 hectares de pelouses montagnardes (ou éventuellement subalpines) et environ 750 hectares de landes. Entre 1800 et 2400 mètres en revanche, on peut constater que les espaces ouverts dominent encore le paysage. La forêt y représente près de 3000 hectares, mais c'est bien la lande et la pelouse subalpine qui occupent la plus grande surface. La pelouse alpine et les sols nus végétalisés

commencent également à couvrir une grande surface à cette altitude. Au-dessus de 2400m, la forêt ne représente plus que 0,8 ha et c'est cette fois la pelouse alpine et les sols nus qui composent la plus grande part du paysage. Leur part est d'autant plus importante que la surface terrestre diminue avec l'altitude. Ainsi, au-delà de 3000m, seuls restent quelques sols nus végétalisés qui ne représentent toutefois que 6 ha, les terres restantes appartenant au monde minéral ou glaciaire.

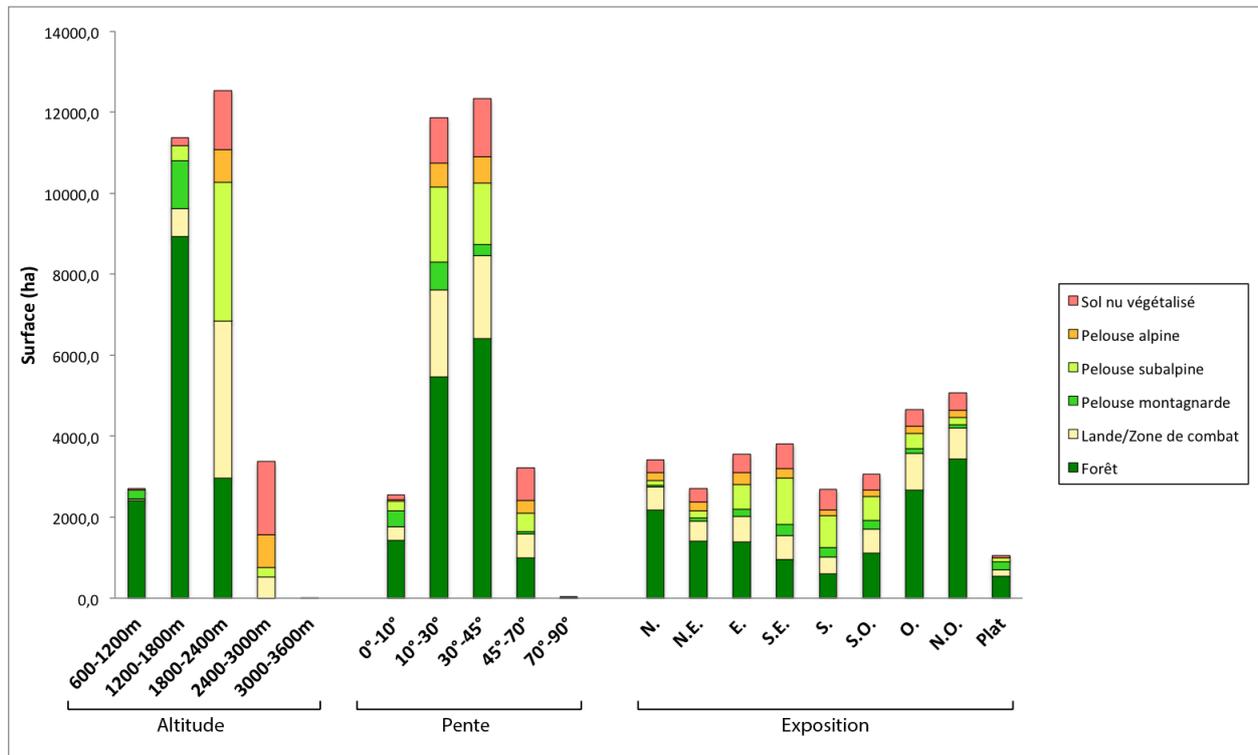


FIGURE 22 : REPARTITION DES HABITATS VEGETALISES EN FONCTION DE VARIABLES TOPOGRAPHIQUES EN 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

En ce qui concerne la déclivité, on peut observer que les pentes faibles (<10°) ne représentent qu'une petite partie du massif, le plus gros des surfaces étant concentré sur les pentes comprises entre 10 et 45°. On peut ensuite constater que la forêt occupe une bonne moitié de ces pentes moyennes, mais que les autres types d'occupation du sol y sont tous à peu près proportionnellement représentés. Sur les pentes fortes (> 45°) enfin, la part de forêt diminue pour ne représenter plus qu'un tiers environ des surfaces, et les pelouses montagnardes ne sont elles pratiquement plus représentées.

Enfin, on peut remarquer que les habitats végétalisés ne sont que très peu représentés dans les espaces plats.

Pour ce qui est de l'exposition, il est clair qu'il existe une dissymétrie dans la représentation des divers habitats puisque les pentes exposées à l'ouest et au nord-ouest abritent bien plus de surfaces « végétalisées » que les autres. On peut également constater que la part de forêt varie grandement d'une exposition à une autre, tout comme la proportion de pelouses subalpines. Les versants exposés à l'est, au sud-est, au sud et au sud-ouest présentent des surfaces forestières minoritaires face aux autres habitats « ouverts ». En effet, la forêt représente moins de 1400 hectares dans chacune de ces quatre expositions (dont à peine plus de 600 hectares sur les versants orientés au sud).

2.2 ETUDE STATISTIQUE DES DYNAMIQUES SPATIALES DE LA FORET

2.2.1 TAUX DE COLONISATION DES ALPAGES

L'étude du taux de colonisation des alpages du massif du Mont-Blanc semble confirmer l'hypothèse selon laquelle plus une unité pastorale est pâturée, et moins elle a tendance à s'embroussailler et à se refermer. En effet, le taux de colonisation forestière des alpages depuis 1952 semble négativement corrélé avec la charge pastorale (FIGURE 23). Toutefois, bien que la relation soit significative, elle demeure assez faible ($R^2=0,107$), indiquant l'influence probable d'autres facteurs explicatifs.

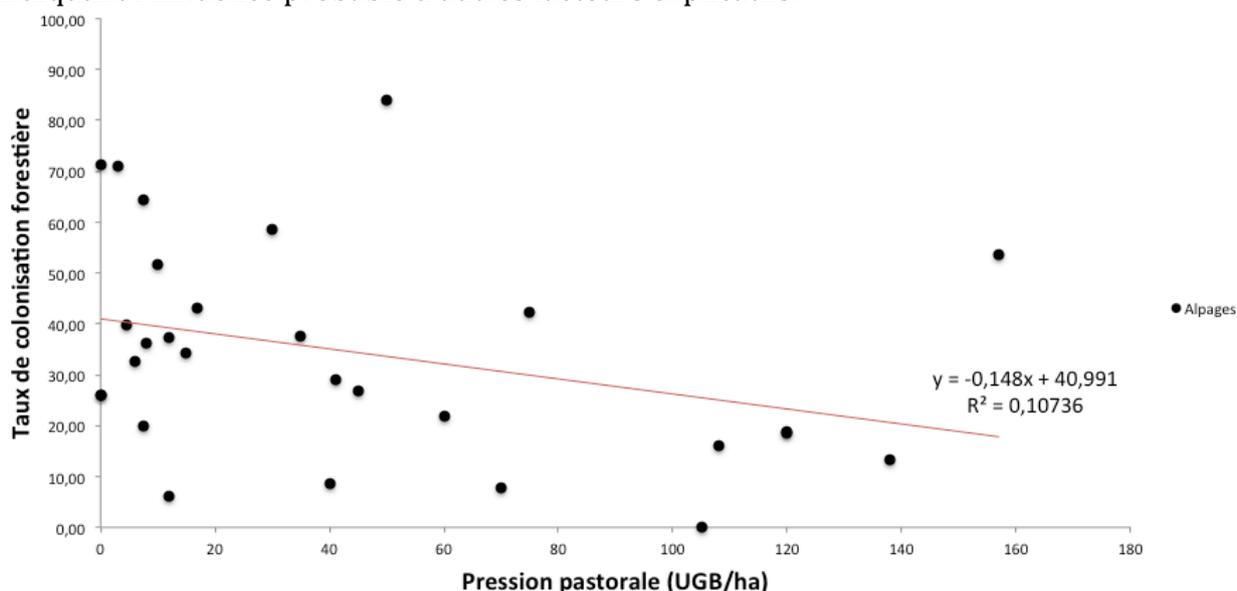


FIGURE 23 : REPARTITION ET DROITE DE REGRESSION DE LA DISTRIBUTION DU TAUX DE COLONISATION FORESTIERE EN FONCTION DE LA CHARGE PASTORALE (N = 29 - SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

L'étude des résidus de la régression indique que ce sont les alpages de l'Envers (Vallorcine), de l'Arolette (Trient), de Sous Armancette et de Combe Blanche (Les Contamines) qui contribuent le plus à la relation entre la charge pastorale et la fermeture des alpages (ANNEXE 5).

2.2.2 ANALYSE DES FACTEURS EXPLICATIFS DE LA DYNAMIQUE SPATIALE DE LA FORET

2.2.2.1 RESULTAT DE L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES

Les résultats de l'ACP entre les variables prédictives montre qu'il existe une très forte colinéarité entre la différence de température (DELTA_TEMPERATURE06_52) et l'altitude (ELEVATION). En effet, il existe une corrélation négative [pratiquement] absolue entre la variable de température et l'élévation (TABLEAU 3). Cependant, cette corrélation est tout à fait normale puisque la variable de température a été spatialisée à partir du MNE ayant fourni la variable d'élévation. Cette relation indique que plus on monte en altitude, et plus la différence de température entre les années 2000 et les années 1960 est faible.

	ELEVATION	DELTA_TEMPERATURE06_52	SLOPE	NORTHNESS	EASTNESS	CATTLE_PRESSURE
ELEVATION	1	-0,999	0,193	-0,138	0,072	-0,029
DELTA_TEMPERATURE06_52	-0,999	1	-0,193	0,138	-0,073	0,029
SLOPE	0,193	-0,193	1	-0,056	0,023	-0,114
NORTHNESS	-0,138	0,138	-0,056	1	-0,076	0,011
EASTNESS	0,072	-0,073	0,023	-0,076	1	-0,006
CATTLE_PRESSURE	-0,029	0,029	-0,114	0,011	-0,006	1

TABLEAU 3 : MATRICE DE CORRELATION ENTRE LES VARIABLES PREDICTIVES UTILISEES DANS LE GLM (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

On peut également souligner une corrélation de 19,3% entre l'altitude (et évidemment la variable de température) et la pente. Ainsi, plus on monte dans le massif, et plus les pentes sont raides. Plus surprenant cette fois, il existerait une faible relation négative ($r = -0,138$) entre la « norditude » et l'élévation, sous-entendant que plus on gagne en altitude et plus les versants du massif s'orientent au sud (en-dessous de 2800m). Enfin, on note une légère corrélation négative entre la pente et la pression pastorale, indiquant que la pression pastorale décroît avec la déclivité.

2.2.2.2 RESULTATS DES MODELES LINEAIRES GENERALISES

Il ressort des différents GLM univariés employés que toutes les variables prédictives n'expliquent pas la distribution des « changements » d'occupation forestière du sol et des « gains » de forêt (TABLEAU 4).

	Gain		Change	
	D2 (%)	Optimum	D2 (%)	Optimum
ELEVATION	8,5	2471,0	20,4	1472,0
DELTA_TEMPERATURE06_52	8,4	0,8	20,4	1,3
SLOPE	7,6	40,1	0,3	7,1
NORTNESS	3	1,0	0,8	0,8
EASTNESS	3	-1,0	0,7	-1,0
CATTLE_PRESSURE	0,6	75,0	0,20	70,0

TABLEAU 4 : RECAPITULATIF DES CONTRIBUTIONS DES VARIABLES EXPLICATIVES AUX PREDICTIONS DES GLM (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

Ainsi, on peut constater que l'altitude (et la variable de température) explique seule la probabilité de changement (gain ou perte de forêt) avec une contribution à la variance de 20,4%. D'après le GLM, la probabilité de

changement est la plus forte à 1472m d'altitude et là où l'on trouve une différence de température de 1,3°C entre la moyenne annuelle des années 2000 et celle des années 1960 (FIGURE 24).

La probabilité de gains de forêt, en revanche, est également expliquée par la pente à hauteur de 7,6% de la variance totale. L'altitude et le *delta* de température contribuent, eux, à hauteur d'environ 8,5% de la variance chacun. On peut donc dire que d'après les GLM, la probabilité de gain de forêt est la plus forte à 2471m, sur une pente à 40°, et là où l'on trouve une différence de température annuelle moyenne entre les années 2000 et les années 1960 de 0,8°C (FIGURE 25).

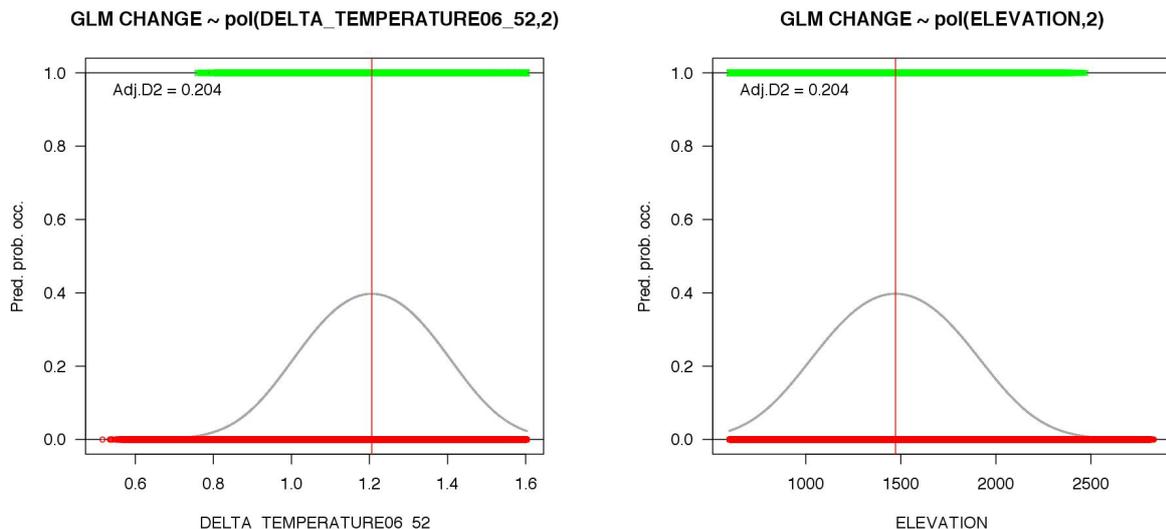


FIGURE 24 : COURBES DE REPOSE DES PREDICTIONS DES MODELES LINEAIRES GENERALISES POUR LE CHANGEMENT D'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL ENTRE 1952 ET 2006 DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

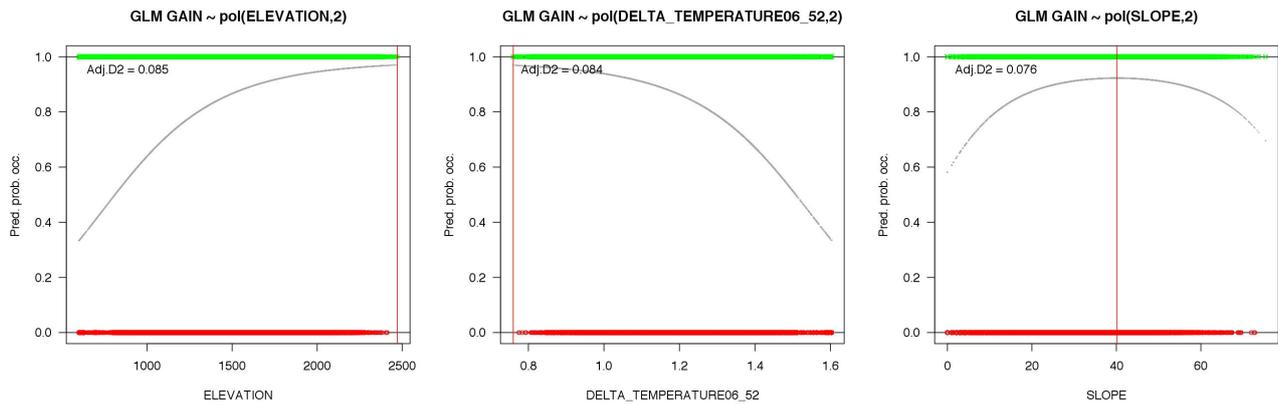


FIGURE 24 : COURBES DE REPOSE DES PREDICTIONS DES MODELES LINEAIRES GENERALISES POUR LE GAIN DE COUVERT BOISE ENTRE 1952 ET 2006 DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

2.2.3 ETUDE DE L'EVOLUTION DE LA POSITION DE LA TREELINE

On a pu le constater, la forêt s'est grandement étendue et s'est élevée depuis 1952 dans le massif du Mont-Blanc. Ainsi, si l'altitude médiane s'est élevée de 88m durant la période d'étude (voir partie 2.2.1), passant de 1454 à 1542m, la *treeline* potentielle s'est également élevée (TABLEAU 5 ; FIGURE 10).

	Treeline de 1952		Treeline de 2006	
	M.W.* 5000m	M.W. 10000m	M.W. 5000m	M.W. 10000m
Minimum (m)	2052	2171	2171	2212
Maximum (m)	2425	2425	2471	2471
Moyenne (m)	2207,55	2264,48	2307	2350
Ecart-type (m)	85,36	68,39	90,83	89,75
Médiane (m)	2250	2271	2262	2377

* : M.W. signifie "moving window" (fenêtre mobile).

TABLEAU 5 : RESULTATS DE L'ANALYSE FOCAL EN FONCTION DE LA TAILLE DE LA FENETRE MOBILE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

L'amplitude de cette élévation dépend de la taille de la fenêtre mobile utilisée durant l'analyse focale. On peut donc considérer que l'altitude moyenne de la *treeline* climatique dans le massif du Mont-Blanc est passée d'une altitude comprise entre 2207 et 2264 mètres en 1952, à une altitude comprise entre 2307 et 2350 mètres en 2006. L'altitude maximale en revanche est passée de 2425 à 2471m et se situe dans le Valais pour les deux dates (ces altitudes correspondent donc aussi aux altitudes des pixels de « forêt » les plus élevés).

De manière générale, il semblerait que la variabilité de la position de la *treeline* ait augmenté puisque l'écart-type est plus important en 2006 qu'en 1952 et ce, quel que soit la taille de la fenêtre mobile. Par ailleurs, il est possible que la fenêtre mobile de 5km se laisse effectivement influencer par les micro-conditions locales comme le suggérait Körner et Paulsen (*in* Gehrig-Fasel *et al.*, 2007). En effet, d'une part l'altitude minimale de la *treeline* de 2006 avec la fenêtre mobile de 5km correspond à celle de 1952 mais avec la fenêtre de 10km, mais en prime, leurs altitudes médianes respectives sont étonnamment proches.

Par ailleurs, il apparaît que près de 18 hectares de couvert boisé se sont élevés au-dessus des *treelines* de 1952 au cours de la période d'étude (puisque 796 pixels sont situés entre les *treelines* des deux dates). Certaines de ces parcelles boisées se sont élevées de plus de 150 mètres par rapport à la *treeline* « historique ». Toutefois, une analyse plus poussée devrait être effectuée avant de pouvoir présenter d'autres résultats.

3. DISCUSSION

De manière générale, il est clair que la forêt du massif du Mont-Blanc a connu de nombreux changements au cours de ces dernières décennies. Le couvert forestier a par exemple gagné plus de 6400 hectares en l'espace de 54 ans. Et même si de nombreuses « pertes » de forêt sont à dénombrer, celles-ci restent largement minoritaires.

Si la tranche altitudinale située entre 300 et 600m d'altitude est la seule à présenter plus de pertes de forêt que de gains sur l'ensemble de la zone d'étude, c'est car ce secteur, très réduit, est localisé sur la zone artisanale de la commune de Passy, qui a donc certainement connu de nombreux déboisements à des fins de construction (ateliers, entrepôts, autoroute, incinérateur etc.) entre 1952 et 2006 (Martin, 2013).

Maintenant, plus des trois-quarts des pertes ont été observés entre 900 et 1800m d'altitude. Or, c'est justement dans cette tranche altitudinale que se trouve la quasi-totalité des villages du massif : Chamonix, St Gervais, les Contamines, Entrèves, Orsières, Champex, Vallorcine etc. La plus grande partie des pertes observées à cette altitude est donc certainement due à l'urbanisation très importante qu'on connait les vallées du massif, principalement sur leurs parties basses et relativement plates, d'où la faible superficie des habitats naturels dans ces configurations (FIGURE 22). En outre, une bonne part des pistes de ski des stations de la région se trouve aux alentours de 1800m, c'est notamment le cas de la station des Houches à l'emplacement de laquelle des traces de déboisement sont visibles sur la FIGURE 10.

La limite de 1800m coïncide également à peu près avec la limite supérieure de l'exploitation forestière dans le massif du Mont-Blanc. En effet, les pentes du massif étant particulièrement abruptes, surtout sur les versants haut-savoyards et valdotains, les dessertes forestières sont par conséquent peu nombreuses. Par ailleurs, les câbles-mâts utilisés pour le débardage des grumes de bois ne peuvent atteindre que des longueurs relativement restreintes : environ 800 mètres pour les câbles courts, et environ 1400m pour les câbles longs⁹. Ainsi, l'exploitation forestière dans le massif du Mont-Blanc ne dépasse que rarement les 1800 – 2000m d'altitude.

Une autre partie des pertes peut certainement aussi être imputée aux processus géomorphologiques, évidemment nombreux dans le massif. En effet, sur la FIGURE 10, on peut observer que de nombreuses pertes sont situées le long de talwegs ou sur des cônes de déjections, notamment dans le Val d'Aoste ou dans la partie sud du secteur valaisan. Le versant valdotain étant particulièrement escarpé (FIGURE 26), il est possible que des processus de versant comme des coulées de boue, des avalanches ou des écroulements rocheux soient à l'origine de ces pertes.

Enfin, il ne faut pas oublier que même si la classification par photo-interprétation est une méthode assez fiable, il existe toujours un risque d'erreur. Ainsi, on distingue généralement les erreurs de « commission », quand on prédit la présence d'un individu (ici un arbre ou un groupe d'arbre) alors qu'il n'est pas là, et les erreurs d' « omission », quand on passe à côté d'un individu pourtant bien présent (Guisan & Thuiller, 2005). Par conséquent, il est évidemment possible qu'une petite partie des pertes, des gains ou du maintien observés, résulte en réalité d'une erreur de classification.

C'est probablement le cas en Savoie, où les pertes se sont avérées proportionnellement élevées (induisant également un maintien plus faible et donc des gains plus forts). Une analyse *a posteriori* a permis de constater qu'une bonne partie des pertes observées résultaient en fait d'une erreur de commission : de fait, sur le bords de la mosaïque d'orthophotographies, le grain de l'image peut être particulièrement mauvais (Aplin, 2001).

⁹ Source : ONF ; Centre Régional de la Propriété Forestière.

On a pu voir que dans l'ensemble, la forêt s'est majoritairement maintenue ou a progressé de manière importante à partir d'environ 600m d'altitude : e.g. environ 6800 hectares de conservés pour la classe [900 - 1800]. Le maintien de la forêt s'explique principalement par les mêmes facteurs qui expliquent les pertes localisées. L'exploitation forestière et l'urbanisation étant grandement limités par la déclivité des versants du massif, ces activités se concentrent principalement dans les fonds de vallées ou sur le bas des versants (e.g. aux Contamines, à St Gervais ou aux Houches). Quant aux infrastructures de loisir (e.g. pistes de ski ou de raquettes, golfs, pistes de VTT etc.), soit elles se situent au-dessus ou en-dessous des altitudes comprises entre 900 et 2000m, soit elles n'ont qu'un impact limité sur la surface forestière. En effet, si l'impact forestier d'une piste de ski peut être très important à l'échelle locale, son influence à l'échelle de tout le massif est relativement limitée.



FIGURE 26 : MORAINES LATÉRALES DU GLACIER DE LA BRENOVA (VAL VENY) ET VERSANT ABRUPT TYPIQUE DU VAL D'AOSTE (CREDIT PHOTO : F. MARTIN, OCTOBRE 2013)

Il est aussi possible que l'on puisse déceler dans un tel taux de « maintien » la marque de la diminution de la part des activités agricoles et sylvicoles dans l'économie de la région depuis 1952. Même si la forêt dans les Alpes présente aussi un intérêt de « protection » contre les processus de versant, d'importantes parcelles étaient sans doute exploitées pour leur bois, comme « pâtures intermédiaires », ou pour la montée en estive, notamment sur les versants chamoniards de Blaitière, la Pendant, Lognan ou Peclerey (FIGURE 1 et 10).

L'attractivité touristique et l'urbanisation de la région ont depuis favorisé une élévation des prix du foncier, rendant l'activité agricole de moins en moins rentable. En effet, si les alpages ne sont pas soumis à cet effet de « gentrification », les sièges d'exploitations et les prairies de fauche en vallée le sont. Lasanta (2002) a d'ailleurs trouvé une forte corrélation entre la déprise agro-pastorale, la densité de population et l'activité touristique (*in Améztegui et al., 2010*). De plus, d'après les théories économiques de Ricardo ou Von Thünen, les agriculteurs répondent aux opportunités qui leur sont offertes et peuvent chercher à vendre leurs terrains au plus offrant (Gellrich & Zimmermann, 2007).

En outre, les pratiques pastorales ont évolué depuis les années 1950 (Améztegui *et al., 2010*). C'est probablement d'ailleurs pour cela que l'on a pu relever un taux de colonisation

assez important de certains alpages du massif (FIGURE 23). Les alpages ne sont plus pâturés de manière aussi extensive qu'avant, les troupeaux sont désormais concentrés sur de plus petites surfaces, permettant aux ligneux de s'installer dans les terrains abandonnés (Camarero & Gutiérrez, 2004 ; Carlson, 2012). Comme les animaux d'élevage, notamment les ruminants, préfèrent les pentes douces qui peuvent servir d'aire de repos (Tasser & Tappeiner, 2002), ce sont en général les secteurs marginaux, pentus et difficiles d'accès qui sont abandonnés en premier (Gellrich & Zimmermann, 2007), ce qui expliquerait la corrélation négative trouvée dans les GLM entre la pente et pression pastorale (TABLEAU 3).

Un tel phénomène favorise donc évidemment le maintien et l'expansion de la forêt. Cela explique également pourquoi les gains ne dépassent le maintien qu'à partir de 1800m. En effet, comme la plupart des surfaces forestières se sont maintenues sur le bas des versants, alors les surfaces à coloniser sont plus importantes en altitude, notamment en Haute-Savoie et dans le Valais. La déprise agro-pastorale d'une grande partie des alpages du massif a donc certainement permis l'établissement de la forêt entre 1800 et 2200m au moins. D'ailleurs, puisque peu de couvert boisé existait au-delà de cette altitude, cela explique les taux de progression forestière extrêmement élevés observés, dans les 4 « régions » étudiées, à partir de la classe [1800 - 2100].

Du reste, il apparaît que d'autres sites de la région ont connu d'importantes reconquêtes forestières, comme à Megève par exemple (Leroy, 2012 ; Pinson, 2013). Cependant, la topographie et l'implication politique locale ont permis le maintien d'une activité pastorale encore assez importante, limitant de ce fait une expansion forestière totale dans certains secteurs (Leroy, 2012).

Maintenant, seul le taux de progression de la Savoie présente un pic avant sa classe d'élévation maximale, probablement car le pastoralisme y perdure encore, plus que dans les autres secteurs du massif. En effet, la vallée des Glaciers est un pan très retiré du territoire savoyard, assez haut en altitude et éloigné des lieux d'habitation. Hormis des randonneurs de passage, l'activité touristique y est sans doute faible, favorisant le maintien d'une activité agricole. De plus, ce secteur est situé en plein cœur de l'Appellation d'Origine Protégée du Beaufort et de l'Indication Géographique Protégée de la Tomme de Savoie, permettant sans doute d'assurer une rentabilité supérieure au coût d'exploitation¹⁰.

Si les taux de progression forestière ont été proportionnellement bien plus élevés en Haute-Savoie et dans le Valais que dans le Val d'Aoste, c'est aussi parce que ces régions sont topographiquement plus propices à accueillir des activités pastorales. En effet, la pente des versants haut-savoyards et valaisans a tendance à s'adoucir au niveau de l'étage subalpin, offrant des conditions idéales pour l'implantation des alpages. Or une fois les alpages abandonnés, d'importantes dynamiques de recolonisation apparaissent si les conditions stationnelles le permettent (Holtmeier & Broll, 2005).

En revanche, les versants très abrupts du Val Ferret et du Val Vény (Val d'Aoste) ne se prête pas au pastoralisme, sauf autours du Mont Fréty (sous Helbronner, à Entrèves) où désormais se situe une station de ski et l'entrée italienne du tunnel du Mont-Blanc. L'expansion forestière est donc limitée par la topographie et la géomorphologie. Par ailleurs, la Savoie et le Val d'Aoste sont situés proportionnellement plus haut en altitude que le Valais ou la Haute-Savoie. Par conséquent, ces régions possèdent potentiellement moins de surfaces colonisables par la forêt que les deux autres secteurs.

Les gains valdotains sont alors plus certainement dus à une diminution agricole dans le fond de vallée, à une densification forestière sur les versants et éventuellement, à une

¹⁰ Source : Société d'Economie Alpestre de Savoie.

diminution localisée de certains processus géomorphologiques, e.g. la stabilisation des moraines etc. (FIGURE 26).

On a pu constater que la forêt occupe la plus grande partie des versants en-dessous de 1800m (FIGURE 22). Il semblerait donc que les pelouses montagnardes puissent être grandement menacées puisque leur surface, déjà réduite, pourrait totalement disparaître si l'expansion forestière se poursuit. Heureusement, les pelouses subalpines et alpines sont encore bien représentées dans les tranches altitudinales supérieures. On remarque d'ailleurs que les pelouses sont surtout représentées sur les pentes moyennes exposées globalement au sud. Or ce sont les configurations typiques des parcelles agricoles les plus productives, donc probablement encore en activité ou abandonnées en dernier (Albert *et al.*, 2008 ; Martin, 2013). Si le pastoralisme continue de péricliter dans la région, ces secteurs risquent très certainement de connaître des dynamiques de successions secondaires très importantes.

Il est également intéressant de souligner l'importante représentation des zones de lande quelle que soit l'orientation ou la pente. Or aux altitudes modérées (e.g. 1800 – 2400m), la lande peut fortement « faciliter » l'implantation de la forêt dont elle est généralement le précurseur (FIGURE 4 ; Case & Duncan, 2014). En Alaska par exemple, la présence de landes arbustives dryassiques a été reconstituée à peine 30 ans après un retrait glaciaire, suivi au bout de 50 ans par une aulnaie, puis au bout d'un siècle par des épicéas (Carlson, 2013). Le rythme avec lequel la lande colonise les pâtures abandonnées dépend de différents facteurs et principalement de l'élévation. Plus une parcelle est haute en altitude et plus sa colonisation est lente. Sur les parcelles pauvres exposées au nord, le développement de la lande peut mettre jusqu'à une quinzaine d'années après l'abandon agricole (Tasser & Tappeiner, 2002).

Si les tendances de progression du couvert boisé continuent, on peut donc craindre dans les prochaines décennies une fermeture forestière importante entre 1200 et 2400m d'altitude, sur toutes les pentes (avec un risque particulièrement élevé pour les pentes inférieures à 10°) et pour toutes les expositions.

Un tel risque de fermeture/colonisation forestière est d'ailleurs corroboré par les résultats des modèles linéaires généralisés. En effet, d'après les GLM, la probabilité de changement (largement portée par les gains puisque les pertes sont proportionnellement faibles dans le massif) est la plus élevée aux alentours de 1500m d'altitude (FIGURE 24), et la probabilité de gains est la plus élevée à 2471m (FIGURE 25). Les secteurs situés entre ces altitudes ont donc toutes les chances de voir se développer la forêt dans les prochaines années.

Les résultats des GLM laissent à penser que ce serait la déprise agro-pastorale qui est responsable des « changements », puisqu'à 1500m, on se situe au moins 600 mètres en-dessous de la position minimale de la *treeline* climatique (si l'on prend les chiffres de la fenêtre mobile de 10km). L'élévation des températures joue certainement un rôle, d'autant plus que le changement est le plus probable là où la température moyenne s'est élevée de 1,3°C. Mais entre 1500 et 2100m, ce n'est pas un déficit thermique qui empêchait le développement des arbres dans le massif (sauf dans d'éventuels microsites).

Les gains, en revanche, sont les plus probables au niveau des arbres les plus hauts repérés dans le massif du Mont-Blanc. En d'autres termes, d'après la distribution des gains de forêt entre 1952 et 2006, le modèle linéaire indique que c'est à peu près au niveau de la *treeline* climatique que se situe la plus forte probabilité d'occurrence de gains dans le futur. Cela semble indiquer que la *treeline* risque certainement de s'élever davantage dans les prochaines années.

Les gains sont aussi les plus probables là où l'on trouve un *delta* de température de 0,8°C. Or, comme la variable de pression pastorale n'explique pas de manière significative les gains, il semblerait donc que ce soit le climat qui explique le plus les gains à haute altitude.

Toutefois, la circonspection est de rigueur face à ces résultats. D'une part, on l'a vu, la différence de température est inversement corrélée avec l'élévation. En effet, d'après le modèle SAFRAN, la hausse des températures depuis le milieu du siècle dernier est plus prononcée aux altitudes comprises entre 1500 et 2000m qu'aux altitudes supérieures (FIGURE 27 ; Durand *et al.*, 2009). D'ailleurs, le manque d'études climatologiques dans la région à haute altitude (supérieures à 2500m) ne permet pas de contredire de telles observations (Beniston *et al.*, 1997 ; Rebetez & Reinhard, 2008). Néanmoins, il est surprenant que l'optimum d'occurrence des gains se situe là où l'on trouve une différence de température de seulement 0,8°C quand des sites présentent des *deltas* beaucoup plus élevés.

D'autre part, le fait que la probabilité de changement soit la plus élevée largement sous la *treeline* (alors que les gains comptent plus que les pertes) suggère que la plupart des gains sont tout de même expliqués par la modification de l'utilisation du sol et pas directement par le climat, ce qui vient confirmer l'hypothèse avancée par Gehrig-Fasel *et al.* (2007). En effet, Gehrig-Fasel *et al.* (2007) ont rapporté que 90% des élévations de la forêt en Suisse entre 1985 et 1997 étaient dues à l'abandon des terres agricoles et que seulement 10% pouvaient être attribuées à l'évolution d'autres facteurs, en tête desquels on trouve le climat. L'importante progression forestière située aux alentours de 2000m d'altitude dans le massif du Mont-Blanc depuis 1952 semble donc aller dans ce sens. D'ailleurs, la probabilité maximale de gain se situe également sur des pentes à 40°, les mêmes pentes qui auront tendance à être abandonnées en premières (Gellrich & Zimmermann, 2007) et pour lesquelles il existe une légère corrélation négative avec la pression pastorale (TABLEAU 3).

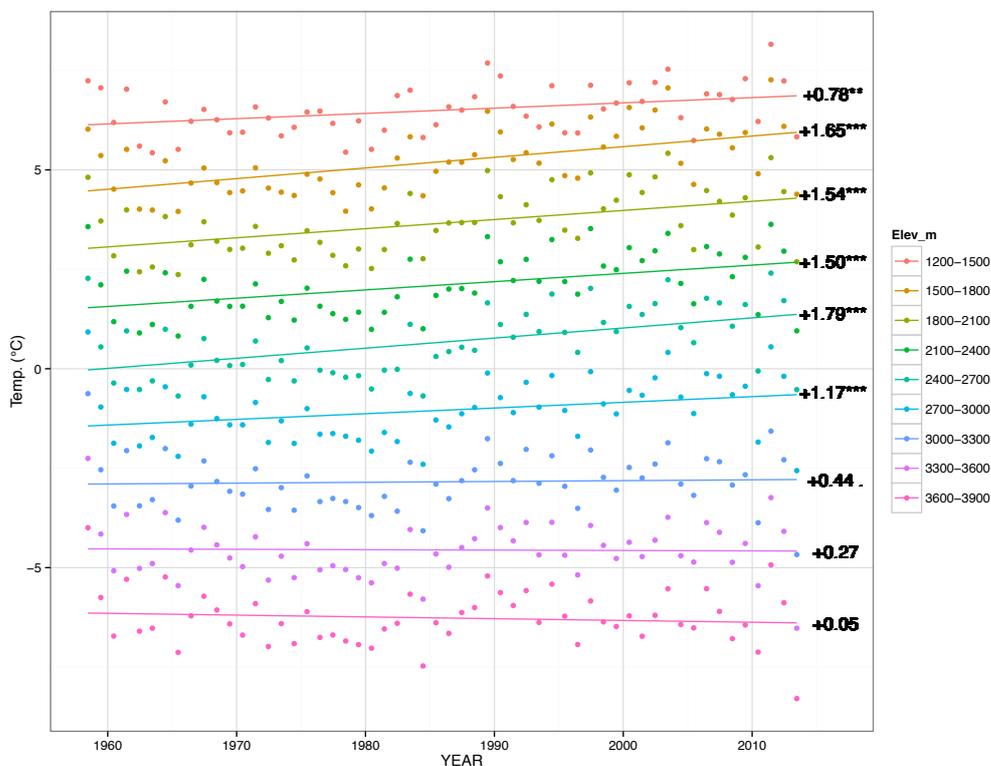


FIGURE 27 : EVOLUTION DES TEMPERATURES ANNUELLES MOYENNES DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC PAR TRANCHE D'ALTITUDE D'APRES LE MODELE SAFRAN (SOURCE : B. CARLSON, LECA 2014)

Cependant, l'élévation effective de la *treeline* potentielle/climatique entre 1952 et 2006 observée grâce à l'analyse focale indique qu'en plusieurs endroits, c'est bien le climat qui a contribué le plus à l'élévation des arbres. D'ailleurs, une élévation de 0,8°C demeure tout de même une augmentation importante de la température, surtout quand dans le même temps il semblerait que les précipitations aient augmentées (TABLEAU 1). De plus, la plupart des « pixels de forêt » s'étant élevés au-dessus de la *treeline* de 1952 semblent être situés sur des crêtes abruptes, excluant de ce fait l'influence probable de l'Homme (bien qu'une telle assumption nécessiterait une analyse statistique fine afin d'être validée).

En faisant la moyenne des altitudes médianes de la *treeline* générées par les fenêtres mobiles de 5 et 10km de rayon, on peut voir que l'altitude de la *treeline* potentielle régionale s'est élevée de 59m depuis le milieu du siècle dernier, passant de 2260,5m à 2319,5m d'altitude (ce qui correspond à une élévation de presque 11 mètres par décennie). Une telle élévation est relativement proche d'autres observations de l'évolution de la limite supérieure de la forêt.

Dans les Scandes suédoises, une élévation moyenne de la *treeline* (du bouleau, de l'épicéa et du pin sylvestre) de 70 à 90m a été observée entre 1915 et 2007 (Kullman & Öberg, 2009). En Oural septentrional, Shiyatov puis Mazepa ont pu mesurer une élévation de la *treeline* du mélèze de l'ordre de 40m au cours du 20^{ème} siècle, imputée au réchauffement climatique (MacDonald *et al.*, 2008). Dans une région de *treeline* climacique non-climatique de Suède, Van Bogaert *et al.* (2011) ont observé une élévation de la position de la *treeline* de 4 de leurs 8 sites d'étude depuis 1912. En moyenne, la *treeline* s'est élevée de 24m, et une élévation maximum de 145m fut même constatée (ce qui est assez proche de l'élévation de 150m observée pour certains pixels dans le massif du Mont-Blanc). Enfin, en l'espace de 12 ans, une élévation de l'altitude médiane de la forêt de 29m a été observée dans les Alpes suisses (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007). Cela correspond approximativement à l'élévation de 88m en 54 ans repérée dans le massif du Mont-Blanc si l'on considère le fait que la partie orientale de la Suisse, plus continentale, peut abriter des forêts à des élévations supérieures à celles des Alpes de l'ouest, pouvant ainsi favoriser une élévation rapide de l'altitude médiane si des gains se présentent à haute altitude (Rebetez & Reinhard, 2008 ; Leonelli *et al.*, 2011 ; Case & Duncan, 2014).

Toutefois, les élévations observées semblent toutes inférieures de plusieurs centaines de mètres à ce que les augmentations de températures moyennes pouvaient laisser suggérer (MacDonald *et al.*, 2008 ; Kullman & Öberg, 2009 ; Van Bogaert *et al.*, 2011). Dans le massif du Mont-Blanc, d'après les simulations du modèle SAFRAN, la température moyenne s'est élevée de 1°C ce qui, en considérant un gradient altitudinal de -0,558°C / 100m (Randin *et al.*, 2009), aurait dû élever la *treeline* de 179 mètres environ. C'est la marque de l'influence d'autres facteurs, comme l'herbivorie par les cervidés ou la géomorphologie par exemple (Van Bogaert *et al.*, 2011).

D'ailleurs, dans le massif du Mont-Blanc, un biais existe quant au calcul de la *treeline* potentielle via l'analyse focale. En effet, pour que cette technique soit efficace, il faut que par endroit, la forêt s'élève jusqu'à sa limite thermique. Or, il s'avère que la *treeline* réelle des versants du Val Vény et du Val Ferret est abaissée d'environ 400m à cause de la topographie et des facteurs géomorphologiques (Figure 26 ; Leonelli *et al.*, 2011). De plus, la quasi-intégralité du versant chamoniard au niveau de la *treeline* a longtemps été pâturée, diminuant fortement le nombre de sites abritant des arbres pouvant s'élever jusqu'à leur limite thermique.

Il y aurait donc une vaste zone dans le centre du massif où il n'est pas certain qu'une fenêtre mobile, même large de 20km, puisse trouver une altitude de forêt maximale correspondant réellement à la « limite de forme de vie » des arbres (Körner, 2007a). On

peut donc supposer que les *treelines* obtenues grâce à l'analyse focale ont plus de chances d'être correctes dans le sud et le nord du massif du Mont-Blanc (là où l'élévation maximale des pixels de « forêt » a été constatée). Malgré tout, le phénomène peut peut-être être atténué grâce aux forêts des « fonds de vallées » et de certaines crêtes qui peuvent localement s'élever jusqu'à leur limite théorique : vallée de la Mer de Glace et du glacier d'Argentière, fond du Val Vény et du Val Ferret qui se situent hauts en altitude etc.

De nombreux facteurs peuvent influencer la position de la *treeline*, il est donc possible que l'analyse focale sous-estime par moment la position réelle de la *treeline* potentielle régionale et conclut donc de manière erroné à l'influence climatique. Néanmoins, *a contrario*, les élévations de forêt situées sous la *treeline* ne sont pas forcément toutes dues aux modifications d'utilisation du sol, et certaines peuvent certainement être imputées à l'augmentation des températures moyennes (Gehrig-Fasel *et al.*, 2007).

4. PERSPECTIVES

Les résultats obtenus dans cette étude sont tout à fait prometteurs et semblent en adéquation avec la plupart des autres études réalisées sur le sujet. Cependant, cette étude n'est que préliminaire et de nombreuses voies peuvent (et doivent) encore être explorées.

Premièrement, il serait véritablement utile d'obtenir des informations sur l'historique de l'utilisation du sol et ce, à travers tout le massif. Comme les informations numériques ne semblent pas exister, d'autres méthodes pourraient être employées, comme les enquêtes de terrain, les recherches d'archives ou l'utilisation de proxies : variation de la population, proportion de la population dans le secteur primaire, prix du foncier, migrations pendulaires ou encore nombre d'exploitations à plein temps (Gellrich & Zimmermann, 2007 ; Améztegui *et al.*, 2011).

Deuxièmement, il serait certainement très intéressant d'appliquer la même procédure de photo-interprétation/téledétection à d'autres dates intermédiaires, dans le but d'analyser plus finement les dynamiques paysagères et éventuellement d'implémenter les tendances dans un modèle de distribution des habitats (Guisan & Thuiller, 2005 ; Carlson, 2012 ; Boulangeat *et al.*, 2014 ; Carlson *et al.*, 2014).

Troisièmement, des campagnes de relevés de terrain devraient sans doute être menées pour étudier de manière plus exhaustive les dynamiques de la forêt sous la *treeline*, la composition spécifique, l'âge des arbres et leur croissance radiale, l'évolution de la structure de l'écotone de la *treeline*, et les éventuelles élévations des limites naturelles : forêt mixte/forêt de conifère, limite de présence des espèces etc. (Lenoir *et al.*, 2008 ; Vitasse *et al.*, 2012).

Ensuite, il serait sans doute utile d'essayer de quantifier l'influence de la géomorphologie sur les dynamiques végétales et sur le positionnement de la *treeline*. On pourrait par exemple quantifier le nombre de surfaces où la végétation a peu de chance de s'implanter (falaises, tabliers d'éboulis, couloirs d'avalanches etc.) et intégrer cette variable dans les GLM (Virtanen *et al.*, 2010 ; Leonelli *et al.*, 2011). Bien sûr, il faudrait cette fois concentrer l'analyse sur les pertes plutôt que sur les gains afin de donner de la puissance aux tests. Par ailleurs, des proxies comme la pente et l'enneigement peuvent servir à prendre en compte certains processus géomorphologiques (Dedieu *et al.*, 2014).

Enfin, les résultats produits devraient faire l'objet de traitements complémentaires, comme l'utilisation d'un modèle linéaire généralisé multivarié, l'intégration de meilleures projections climatiques, l'application à la couche d'évolution forestière d'une « Régression Géographique Pondérée » par les variables prédictives etc. (Christophe Randin, *comm. pers.*). Il faudrait également conduire une ACP sur les points situés entre la *treeline* de 1952 et celle de 2006 pour en déceler les particularités et la configuration spatiale.

On peut donc constater que de nombreuses autres études pourraient être conduites sur le sujet. Néanmoins, dans bien des cas, les études ou traitements envisagés nécessiteraient l'emploi de données difficilement accessibles : qualité et humidité du sol, enneigement, données d'utilisation des terres etc.

CONCLUSION

De manière générale, il apparaît clairement de cette étude que la couverture forestière du massif du Mont-Blanc s'est fortement étendue au cours de la deuxième moitié du XX^{ème} siècle. La surface forestière a augmentée de près de 60% entre 1952 et 2006 malgré la disparition de près de 1074 hectares de forêt.

Ces pertes sont principalement cantonnées aux altitudes modestes, inférieures à 1500m, et tiennent pour la plupart de l'importante urbanisation qu'on connait dans les vallées de la région à la suite de l'explosion du tourisme de montagne. Le déboisement issu de la création des pistes de ski du massif et les nombreux processus géomorphologiques inhérents aux montagnes alpines expliquent le reste des pertes forestières.

Comme les forêts se sont grandement maintenues entre 1200 et 1800 mètres d'altitude, les gains de forêt se sont surtout concentrés sur les parties supérieures des versants. Les taux de progression forestière ont été particulièrement importants à partir de 2100m et témoignent, dans un sens, de la déprise agro-pastorale. En effet, si des taux aussi élevés que 560% d'augmentation de la surface forestière ont pu être observés, c'est que l'utilisation du sol en altitude prévenait autrefois le développement de la forêt. Même si le Valais et la Haute-Savoie, de par leur superficie « colonisable », présentent le plus de gains de surface forestière, toutes les régions du massif ont grandement accru leur couverture arborée.

La modification et la diminution de l'activité pastorale dans le massif du Mont-Blanc semblent être à l'origine de la plupart des évolutions forestières observées depuis 1952. Cependant, au vu de l'élévation médiane d'une soixantaine de mètres de la *treeline* potentielle régionale, on peut supposer que le changement climatique a joué un rôle important dans l'élévation de la forêt qui s'est produit au cours des 60 dernières années, principalement à « haute » altitude. En définitive, si l'influence prépondérante de l'évolution de l'usage du sol sur le couvert boisé est indéniable, il est également pratiquement certain que l'augmentation des températures moyennes d'environ 1°C au cours des dernières décennies a favorisé l'élévation de la « forêt » vers ses positions actuelles, au moins dans les parties nord et sud du massif.

Il est important de préciser que même si une élévation forestière due en partie au climat peut être observée sur le massif, cela n'indique pas nécessairement une élévation pérenne de la forêt. De fait, cette élévation peut résulter d'une série de bonnes années (Holtmeier & Broll, 2005) ayant favorisé spontanément certaines essences d'arbres opportunistes comme le mélèze et sa stratégie de dispersion anémochore (Albert *et al.*, 2009 ; Carlson, 2013), ou le pin cembro, et sa stratégie ornithochore (Vittoz *et al.*, 2008). En outre, l'échelle spatio-temporelle d'une étude conditionne aussi les processus et les réponses qui pourront être mis en lumière (Van Bogaert *et al.*, 2011). Par conséquent, seules les études à long terme peuvent s'offrir le luxe de conclure de manière catégorique quant à l'influence du climat sur les plantes.

Ainsi, les résultats de cette étude, bien que prometteurs, sont à prendre avec circonspection et mériteraient une plus ample analyse pour une validation totale. De nombreuses pistes peuvent en effet être suivies pour améliorer et surtout affiner les observations effectuées ici. Il serait notamment essentiel de procéder à de nouvelles analyses statistiques ainsi qu'à des campagnes de relevés de terrain afin de mieux saisir la nature profonde des dynamiques végétales à l'œuvre dans le massif du Mont-Blanc.

D'ailleurs, au vu des méthodes employées ici, principalement issues de la télédétection et des systèmes d'information géographiques, la plupart des facteurs importants pour la vie des végétaux n'ont pu être pris en considération. En effet en écologie, il existe un problème

d'échelle entre les données de terrain, qui donnent des informations très précises sur des secteurs très restreints, et les données de télédétection, qui donnent des informations plus sommaires mais sur des espaces très vastes (Kerr & Ostrovsky, 2003).

Au final, il est certain que le changement global présente un impact important sur les communautés végétales, notamment au sein des territoires de montagne. De nombreuses espèces risquent en effet de disparaître, soit à cause de la modification de leur environnement, soit à cause de la fragmentation de leur habitat, soit à cause des interactions spécifiques. Et comme les informations manquent souvent sur le temps de réponse des espèces après une perturbation, il peut se produire des années voire des décennies entre un changement environnemental et la disparition effective d'une espèce (Thomas *et al.*, 2004 ; Carlson 2013). Aussi, il est possible que de nombreuses espèces soient déjà condamnées à plus ou moins brève échéance.

L'expansion forestière et l'élévation des étages de végétation en réponse au climat ou à l'abandon des terres agricoles représentent donc d'ores et déjà un grand péril pour une partie de la flore alpine, notamment celle des pelouses, des prairies et de tous les habitats ouverts en proie à la fermeture forestière (Guisan & Thuiller, 2005 ; Gellrich & Zimmermann, 2007).

Pourtant, il est aujourd'hui clair que la diversité biologique permet d'assurer et de renforcer la résilience des écosystèmes (Folke *et al.*, 2004 ; Virtanen *et al.*, 2010). Par conséquent, si l'on souhaite maintenir une flore riche dans les Alpes et ainsi préserver les différents services écosystémiques utiles à la vie des sociétés de montagne, il est nécessaire d'adopter une politique de soutien à l'activité agricole extensive par la forme de contrats régionaux (Tasser & Tappeiner, 2002), de Mesures Agro-Environnementales ou de leur équivalent (Martin, 2013).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Albert C., Thuiller W., Lavorel S., Davies I., Garbolino E., 2008 – Land-use change and subalpine tree dynamics : colonization of *Larix decidua* in French subalpine grasslands. *Journal of Applied Ecology*, vol. 45 : 659 – 669.
- Améztegui A., Brotons L., Coll L., 2010 – Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 19 n°5 : 632-641.
- Aplin P., 2003 – Remote sensing : base mapping. *Progress in Physical Geography*, vol. 27 n°2 : 275 – 283.
- Araùjo M., Pearson R., 2005 – Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, vol. 28 n°5 : 693 – 695.
- Beniston M., Diaz H., Bradley R., 1997 – Climate change at high elevation sites : an overview. *Climatic Change*, vol. 36 : 233 – 251.
- Beniston M., 2006 – Mountain weather and climate : A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiologia*, vol. 562 : 3 – 16.
- Boulangeat I., Damien G., Thuiller W., 2014 – FATE-HD : A spatially and temporally explicit integrated model for predicting vegetation structure and diversity at regional scale. *Global Change Biology*, vol. 20 n°7 : 2368 – 2378.
- Camarero J., Gutiérrez E., 2004 – Pace and pattern of recent treeline dynamics : response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrénées. *Climatic Change*, vol. 63 : 181 – 200.
- Carlson B., 2012 – *Remote sensing of vegetation shifts on the Réserve Naturelle des Hauts Plateaux du Vercors, France : 1948 – 2009*. Mémoire de Master 1 Biodiversité, Ecologie et Environnement, sous la direction de Philippe Choler et Julien Renaud, Laboratoire d'Ecologie Alpine : 16 p.
- Carlson B., 2013 – *Dynamic habitat filtering of species distribution models in the Chamonix Valley*. Mémoire de 2^{ème} année de Master Recherche « Biodiversité – Ecologie – Environnement » rédigé sous la responsabilité de Philippe Choler, Wilfried Thuiller et Anne Delestrade, Laboratoire d'Ecologie Alpine, Centre de Recherches sur les Ecosystèmes d'Altitude, 24 p.
- Carlson B., Randin C., Boulangeat I., Lavergne S., Thuiller W., Choler P., 2013 – Working toward integrated models of alpine plant distribution. *Alpine Botany*, Ed. Springer, vol. 123 n°2 : 41-53.
- Carlson B., Renaud J., Eymard Biron P., Choler P., 2014 – Long-term modeling of the forest-grassland ecotone in the French Alps : implications for land management and conservation. *Ecological Applications*, vol. 24 n°5 : 1213 – 1225.
- Case B., Duncan R., 2014 – A novel framework for disentangling the scale-dependant influences of abiotic factors on alpine treeline position. *Ecography*, vol. 37 : 001 – 014.
- Corbel J., 1963 – Glaciers et climats dans le massif du Mont-Blanc. *Revue de Géographie Alpine*, vol. 51 n°2 : 321 – 360.
- Dedieu JP., Randin C., Zappa M., Long L., Dullinger S., 2014 – Validation and comparison between a semi-distributed rainfall-runoff hydrological model (PREVAH) and a spatially-distributed snow-evolution model (SnowModel) for snow cover prediction in mountain ecosystems. Soumis à *Ecohydrology*.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S., 2004 – Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol. 35 : 557-581.
- Durand Y., Laternser M., Giraud G., Etchevers P., Lesaffre B., Mérindol L., 2009 – Reanalysis of 44 years of climate in the French Alps (1958 - 2002) : methodology, model validation, and trends for air temperatures and precipitations. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, vol. 48 : 429 – 449.
- Galochet M., Godard V., Hotyat M., 2002 – Land units and the biodiversity of forest islets : From satellite images to ground analysis. *Landscape Ecology in Agrosystems Management*, Boca Raton, CRC Press : 317 – 330.

- Gehrig-Fasel J., Guisan A., Zimmermann N., 2007 – Tree line shifts in the Swiss Alps : Climate change or land abandonment ? *Journal of Vegetation Science*, vol. 18 : 571 – 582.
- Gellrich M., Zimmermann N., 2007 – Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains : A spatial statistical modelling approach. *Landscape and Urban Planning*, Ed. Elsevier, vol. 79 n°1 : 65 – 76.
- Grace J., Berninger F., Nagy L., 2002 – Impacts of climate change on the Tree Line. *Annals of Botany*, vol. 90 : 537 – 544.
- Guisan A., Thuiller W., 2005 – Predicting species distribution : offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, vol. 8 : 993 – 1009.
- Harsch M., Hulme P., McGlone M., Duncan R., 2009 – Are treelines advancing ? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters*, vol. 12 : 1040 – 1049.
- Haugo R., Halpern C., Bakker J., 2011 – Landscape context and long-term tree influences shape the dynamics of forest-meadow ecotones in mountain ecosystems. *Ecosphere*, vol. 2 n°8 : art. 91, 1 – 24.
- Holtmeier F. K., Broll G., 2005 – Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 14 : 395 – 410.
- Kerr J.T., Ostrovsky M., 2003 – From space to species : ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18 n°6 : 299 – 306.
- Körner C., Paulsen J., 2004 – A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography*, vol. 31 : 713 – 732.
- Körner C., 2007a – The use of « altitude » in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22 n°11 : 569 – 575.
- Körner C., 2007b – Climatic treelines : convention, global patterns, causes. *Erdkunde*, vol. 61 : 316 – 324.
- Körner C., Paulsen J., Spehn E., 2011 – A definition of mountains and their bioclimatic belts for global comparisons of biodiversity data. *Alp Botany*, vol. 121 n°2 : 73 – 78.
- Kullman L., Öberg L., 2009 – Post-Little Ice Age tree line rise and climate warming in the Swedish Scandes : a landscape ecological perspective. *Journal of Ecology*, vol. 97 : 415 – 429.
- Lacoste A., Salanon R., 1999 – *Eléments de biogéographie et d'écologie* (2^{ème} édition). Ed. Armand Colin, Paris : 320 p.
- Lassueur T., Joost S., Randin C., 2006 – Very high resolution digital elevation models : Do they improve models of plant species distribution ? *Ecological Modelling*, vol. 198 n°1 : 139 – 153.
- Lenoir J., Gégout J.C., Marquet P.A., de Ruffray P., Brisse H., 2008 – A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, vol. 320 : 1768 – 1771.
- Leonelli G., Pelfini M., Morra di Cella U., Garavaglia V., 2011 – Climate warming and the recent treeline shift in the European Alps : the role of geomorphological factors in high-altitude sites. *AMBIO : A Journal of the Human Environment*, vol. 40 n°3 : 264 – 273.
- Leroy C., 2012 – [Titre exact inconnu] : *dynamique des alpages de la commune de Megève : exemple du massif de Rochebrune*. Mémoire de Master 2 Pro « Systèmes Territoriaux, Aide à la Décision, Environnement », rédigé sous la direction de Franck Giazzi, Institut de Géographie Alpine : 80 p.
- MacDonald G.M., Kremenetski K.V., Beilman D.W., 2008 – Climate change and the northern Russian treeline zone. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, vol. 363 : 2285 – 2299.
- Martin F., 2013 – *Identification et inventaire des pelouses sèches et de la biodiversité remarquable des coteaux de Passy et Sallanches, Pays du Mont-Blanc*. Mémoire de Master 1 « Systèmes Territoriaux, Aide à la Décision, Environnement », rédigé sous la direction de Georges Rovéra, Institut de Géographie Alpine : 42 p.
- Meehl G.A., Tebaldi C., 2004 – More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science*, vol. 305 : 994 – 997.
- Meyer S., Reeb C., Bosdeveix R., 2013 – *Botanique, biologie et physiologie végétale : 2^{ème} édition révisée*. Ed. Maloine, coll. Sciences Fondamentales, Paris : 490 p.
- Pinson L., 2013 – *Dynamiques spatio-temporelles des alpages sur Megève : Etude du massif du Jaillet*. Mémoire de Master 2 Pro « Systèmes Territoriaux, Aide à la Décision, Environnement », rédigé sous la direction de Franck Giazzi, Institut de Géographie Alpine : 128 p.

- Poinot D., 2004 – *Statistiques pour statophobes*. Version PDF [En ligne : <http://perso.univ-rennes1.fr/denis.poinot>] : 142 p.
- Pulliam H.R., 2000 – On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, vol. 3 : 349 – 361.
- Randin C., Jaccard H., Vittoz P., Yoccoz N., Guisan A., 2009 – Land use improves spatial predictions of mountain plant abundance but not presence-absence. *Journal of Vegetation Science*, vol. 20 n°6 : 996 – 1008.
- Randin C., Paulsen J., Vitasse Y., Kollas C., Wohlgemuth T., Zimmermann N., Körner C., 2013 – Do the elevational limits of deciduous tree species match their thermal latitudinal limits. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 22 : 913 – 923.
- Rebetez M., Dobbertin M., 2004 – Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 79 : 1 – 9.
- Rebetez M., Reinhard M., 2008 – Monthly air temperature trends in Switzerland 1901 – 2000 and 1975 – 2004. *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 91 : 27 – 34.
- Tasser E., Tappeiner U., 2002 – Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, vol. 5 : 173 – 184.
- Theurillat J.P., Guisan A., 2001 – Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps : a review. *Climatic Change*, vol. 50 : 77 – 109.
- Thomas C., Cameron A., Green R., Bakkenes M., Beaumont L., Collingham Y., Erasmus B., Ferreira de Siqueira M., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van Jaarsveld A., Midgley G., Miles L., Ortega-Huerta M., Townsend P., Phillips O., Williams S., 2004 – Extinction risk from climate change. *Nature*, vol. 427 : 145 – 148.
- Turner W., Spector S., Gardiner N., Fladeland M., Sterling E., Steiner M., 2003 – Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18 n°6 : 306 – 315.
- Van Bogaert R., Haneca K., Hoogesteger J., Jonasson C., De Dapper M., Callaghan T.V., 2011 – A century of tree line changes in the sub-arctic Sweden shows local and regional variability and only a minor influence of 20th century climate warming. *Journal of Biogeography*, vol. 38 n°5 : 907 – 921.
- Virtanen R., Luoto M., Rämä T., Mikkola K., Hjort J., Grytnes J.A., Birks H.J., 2010 – Recent vegetation changes at the high-latitude treeline ecotone are controlled by geomorphological disturbance, productivity and diversity. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 19 : 810 – 821.
- Vitasse Y., Hoch G., Randin C., Lenz A., Kollas C., Körner C., 2012 – Tree recruitment of European tree species at their current upper elevational limits in the Swiss Alps. *Journal of Biogeography*, vol. 39 : 1439 – 1449.
- Vittoz P., Rulence B., Largey T., Freléchoux F. 2008 – Effects of climate and land-use change on the establishment and growth of Cembra Pine (*Pinus cembra* L.) over the altitudinal treeline ecotone in the central Swiss Alps. *Arctic Antarctic Alpine Research*, vol. 40 : 225 – 232.
- Wallace C., Gass L., 2008 – *Elevation derivatives for Mojave Desert tortoise habitat models*. Open Report, U.S. Geological Survey, n°1283 : 10 p.

WEBOGRAPHIE

- www.atlasdumontblanc.org
- www.geol-alp.com
- www.woodsabold.com
- www.insee.fr
- www.meteosuisse.ch
- www.climate-data.org
- www.regione.vda.it
- www.vs.ch

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 : EXEMPLE D'UNE FERMETURE FORESTIERE A LA SUITE D'UNE DIMINUTION DE L'ACTIVITE PASTORALE ET SYLVICOLE (SECTEUR DE LA PENDANT – CHAMONIX. SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	9
FIGURE 2 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DU CONCEPT DE TREELINE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014, D'APRES KÖRNER, 2007B).....	11
FIGURE 3 : RECAPITULATIF DES PRINCIPAUX FACTEURS CONTROLANT LA POSITION DE LA VEGETATION EN FONCTION DE L'ECHELLE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014, D'APRES HOLTMEIER & BROLL, 2005)	13
FIGURE 4 : EXEMPLE D'UN KRUMMHOLZ CERTAINEMENT FACILITE PAR LA LANDE (SOURCE : WWW.WOODSABOLD.COM).....	15
FIGURE 5 : EXEMPLE THEORIQUE D'UNE SUCCESSION SECONDAIRE (SOURCE : HTTP://LAMAISONDALZAZ.WORDPRESS.COM)	16
FIGURE 6 : ILLUSTRATION DES PRINCIPALES INTERACTIONS ENTRE LES PLANTES ET LEUR ENVIRONNEMENT (SOURCE : MARTIN, 2014 CREA, D'APRES CARLSON <i>ET AL.</i> , 2013).....	19
FIGURE 7 : CARTE D'OCCUPATION DU SOL ET DE PRESENTATION DU MASSIF DU MONT-BLANC	23
FIGURE 8 : PRESENTATION DES 74 ZONES DE RECLASSIFICATION (A GAUCHE), ET ILLUSTRATION DES DIFFERENCES DE "NIVEAUX DE GRIS" (A DROITE) – LA LIGNE ROUGE REPRESENT L'EXTENSION MAXIMALE DU MASSIF (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	27
FIGURE 9 : ILLUSTRATION DES PHENOMENES DE "DECALAGE" (A), ET D'ERREUR DE CLASSIFICATION (B) – LES PIXELS VERTS REPRESENTENT LA FORET EN 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	29
FIGURE 10 : CARTE D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL ENTRE 1952 ET 2006 DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC (LES TREELINES PRESENTEES SONT ISSUES DES FENETRES MOBILES A 10KM)	35
FIGURE 11 : EVOLUTION DE LA SURFACE BOISEE DU MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	36
FIGURE 12 : DISTRIBUTION ALTITUDINALE DE LA FORET EN 1952 ET EN 2006 (LA LARGEUR DES « BOITES » EST PROPORTIONNELLE AU NOMBRE D'OBSERVATIONS, DONC DE PIXELS DE FORET - SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	36
FIGURE 13 : EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	37
FIGURE 14 : PROPORTION DE L'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL PAR « REGION » DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014) ..	39
FIGURE 15 : PROPORTION « REGIONALE » DES PERTES DE FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	39
FIGURE 16 : PROPORTION « REGIONALE » DE MAINTIEN DE LA FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	40
FIGURE 17 : PROPORTION « REGIONALE » DES GAINS DE FORET EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	41
FIGURE 18 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE VAL D'AOSTE EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	41
FIGURE 19 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS LE VALAIS EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	42
FIGURE 20 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL DANS EN HAUTE-SAVOIE EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	42
FIGURE 21 : PROPORTION D'EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL EN SAVOIE EN FONCTION DE L'ALTITUDE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	43

FIGURE 22 : REPARTITION DES HABITATS VEGETALISES EN FONCTION DE VARIABLES TOPOGRAPHIQUES EN 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	44
FIGURE 23 : REPARTITION ET DROITE DE REGRESSION DE LA DISTRIBUTION DU TAUX DE COLONISATION FORESTIERE EN FONCTION DE LA CHARGE PASTORALE (N = 29 - SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	45
FIGURE 24 : COURBES DE REPONSE DES PREDICTIONS DES MODELES LINEAIRES GENERALISES POUR LE CHANGEMENT D'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL ENTRE 1952 ET 2006 DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	46
FIGURE 25 : COURBES DE REPONSE DES PREDICTIONS DES MODELES LINEAIRES GENERALISES POUR LE GAIN DE COUVERT BOISE ENTRE 1952 ET 2006 DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	46
FIGURE 26 : MORAINES LATERALES DU GLACIER DE LA BRENTA (VAL VENY) ET VERSANT ABRUPT TYPIQUE DU VAL D'AOSTE (CREDIT PHOTO : F. MARTIN, OCTOBRE 2013).....	49
FIGURE 27 : EVOLUTION DES TEMPERATURES ANNUELLES MOYENNES DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC PAR TRANCHE D'ALTITUDE D'APRES LE MODELE SAFRAN (SOURCE : B. CARLSON, LECA 2014)	52

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : MOYENNES DE TEMPERATURES ET DE PRECIPITATIONS A PROXIMITE DU MASSIF DU MONT-BLANC (SOURCES : METEO-FRANCE ; METEOSUISSE ; WWW.CLIMAT-DATA.ORG)	24
TABLEAU 2 : EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL PAR "REGION" DANS LE MASSIF DU MONT-BLANC ENTRE 1952 ET 2006 (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	38
TABLEAU 3 : MATRICE DE CORRELATION ENTRE LES VARIABLES PREDICTIVES UTILISEES DANS LE GLM (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	45
TABLEAU 4 : RECAPITULATIF DES CONTRIBUTIONS DES VARIABLES EXPLICATIVES AUX PREDICTIONS DES GLM (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	46
TABLEAU 5 : RESULTATS DE L'ANALYSE FOCALE EN FONCTION DE LA TAILLE DE LA FENETRE MOBILE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	47

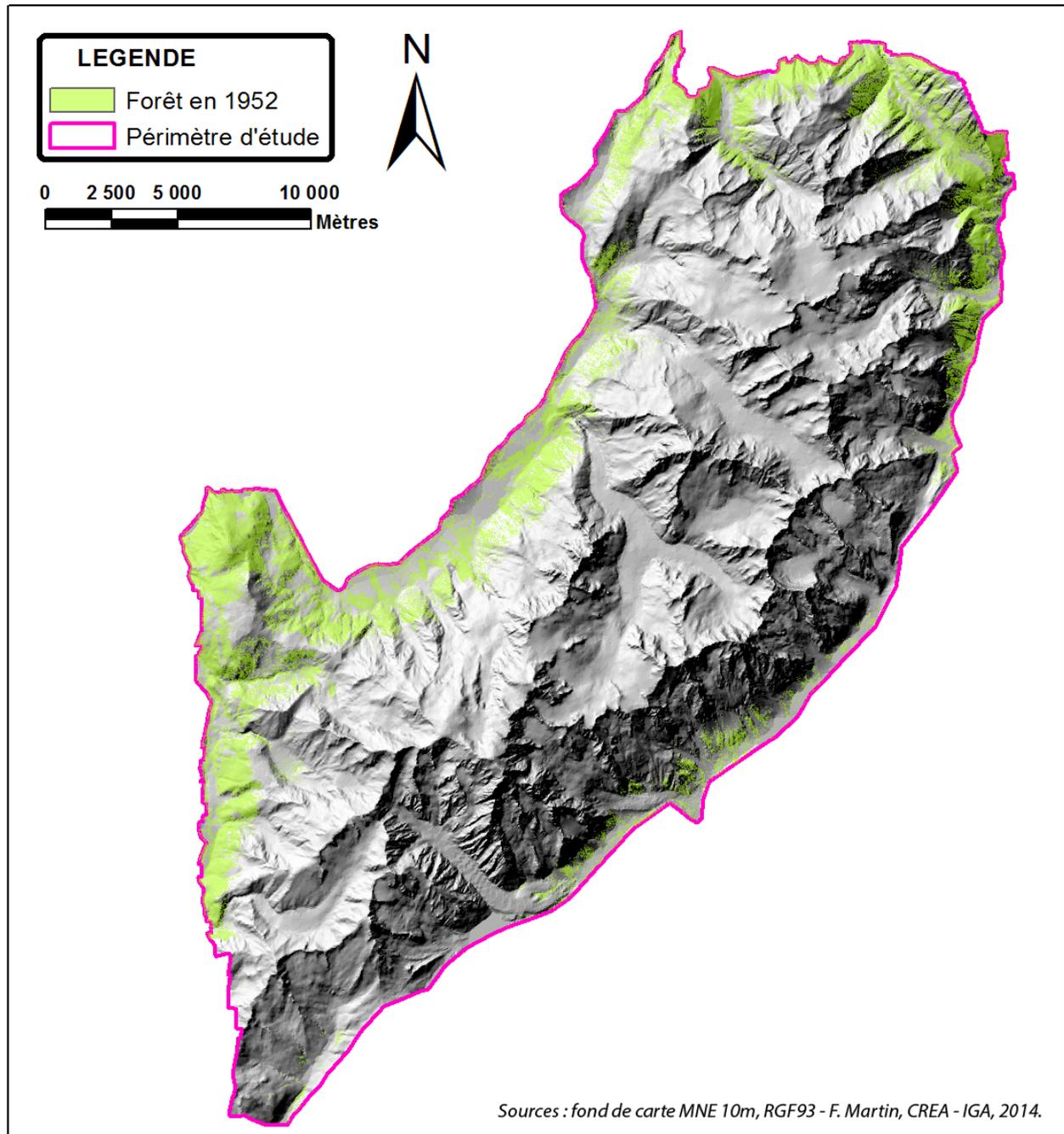
TABLE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : CARTE DE LA COUVERTURE FORESTIERE DU MASSIF DU MONT-BLANC EN 1952	64
ANNEXE 2 : CARTE DE LA COUVERTURE FORESTIERE DU MASSIF DU MONT-BLANC EN 2006	65
ANNEXE 3 : EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL PAR REGION EN FONCTION DE L'ALTITUDE (EN HECTARES – SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	66
ANNEXE 4 : EVOLUTION REGIONALE DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL EN FONCTION DE L'ALTITUDE (EN METRES CARRES – SOURCE : MARTIN, CREA 2014)	67
ANNEXE 5 : ANALYSE DES RESIDUS DE LA REGRESSION LINEAIRE ENTRE LE TAUX DE COLONISATION DES ALPAGES ET LA PRESSION PASTORALE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014).....	68

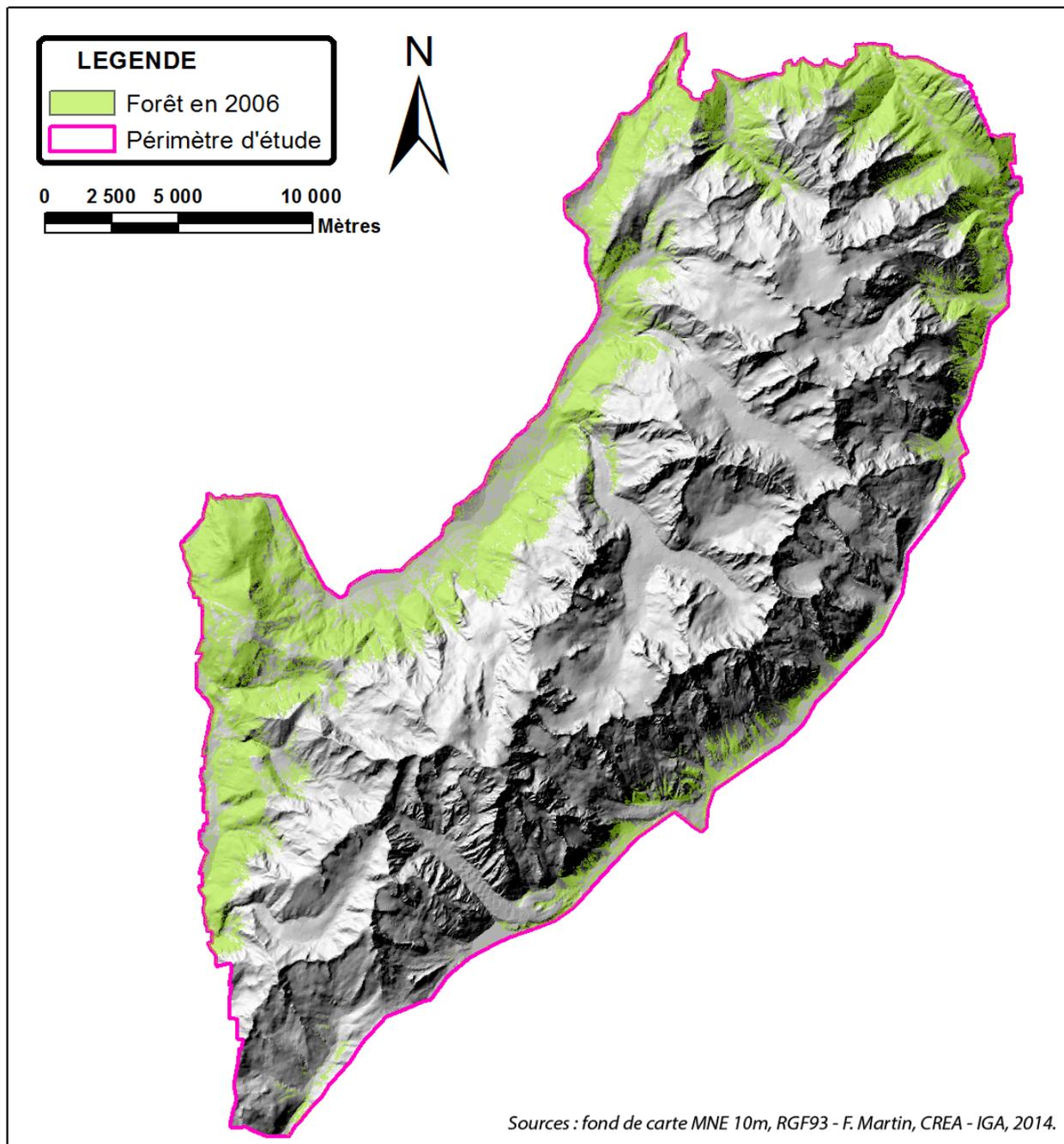
TABLE DES MATIERES

RESUME	2
REMERCIEMENTS.....	3
LISTE DES ACRONYMES ET DES ABREVIATIONS	4
SOMMAIRE.....	5
AVANT-PROPOS	6
PRÉSENTATION DE LA STRUCTURE D'ACCUEIL – LE CREA	6
INTRODUCTION.....	7
PRÉSENTATION DU CONTEXTE DE L'ÉTUDE	7
LE CHANGEMENT CLIMATIQUE ET LES MILIEUX DE MONTAGNE	7
L'ÉVOLUTION DE LA FORET ET DE L'UTILISATION DU SOL.....	8
LES DYNAMIQUES VÉGÉTALES DANS LES MILIEUX D'ALTITUDE.....	10
LA LIMITE SUPERIEURE DE LA FORET, LA <i>TREELINE</i>	10
MIGRATION, DISPERSION, COLONISATION	14
LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX	17
PROBLÉMATIQUE ET HYPOTHÈSES.....	21
1. METHODOLOGIE.....	23
1.1 PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE : LE MASSIF DU MONT-BLANC.....	23
1.2 ETUDE DE L'ÉVOLUTION SPATIALE DE LA FORÊT DU MASSIF DU MONT-BLANC	25
1.2.1 CREATION D'UNE COUCHE DE FORET POUR 1952	26
1.2.2 CREATION D'UNE COUCHE DE FORET POUR 2006	27
1.2.3 CREATION D'UNE COUCHE D'ÉVOLUTION FORESTIERE ENTRE 1952 ET 2006.....	29
1.2.4 DESCRIPTION SPATIALE DE L'ÉVOLUTION FORESTIERE.....	30
1.3 TRAITEMENTS STATISTIQUES	31
1.3.1 ANALYSE DU TAUX DE COLONISATION DES ALPAGES	31
1.3.2 ANALYSE DES FACTEURS D'ÉVOLUTION DE LA FORET	32
1.4 ANALYSE DE L'ÉVOLUTION DE LA <i>TREELINE</i>	33
2. RESULTATS	35
2.1 LES DYNAMIQUES ALTITUDINALES ET RÉGIONALES DE LA FORÊT	35
2.1.1 DESCRIPTION GENERALE DE L'ÉVOLUTION FORESTIERE	36
2.1.2 DESCRIPTION DE L'ÉVOLUTION PAR TRANCHE D'ALTITUDE	37
2.1.3 DESCRIPTION DE L'ÉVOLUTION PAR « REGION ».....	38
2.1.4 DESCRIPTION DE L'ÉVOLUTION PAR « REGION » ET PAR ALTITUDE	39
2.1.5 ÉTUDES DES HABITATS VEGETALISES EN FONCTION DES PARAMETRES TOPOGRAPHIQUES	43
2.2 ÉTUDE STATISTIQUE DES DYNAMIQUES SPATIALES DE LA FORÊT.....	45
2.2.1 TAUX DE COLONISATION DES ALPAGES	45
2.2.2 ANALYSE DES FACTEURS EXPLICATIFS DE LA DYNAMIQUE SPATIALE DE LA FORET	45
2.2.3 ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION DE LA POSITION DE LA <i>TREELINE</i>	47
3. DISCUSSION.....	48
4. PERSPECTIVES.....	55
CONCLUSION	56
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	58
WEBOGRAPHIE	60
TABLE DES FIGURES	61
TABLE DES TABLEAUX.....	62
TABLE DES ANNEXES.....	62
TABLE DES MATIERES	63
ANNEXES.....	64

ANNEXES



ANNEXE 1 : CARTE DE LA COUVERTURE FORESTIERE DU MASSIF DU MONT-BLANC EN 1952



ANNEXE 2 : CARTE DE LA COUVERTURE FORESTIERE DU MASSIF DU MONT-BLANC EN 2006

Evolution de l'occupation du sol par région en fonction de l'altitude (en hectares)					
	Perte forêt				
	Val d'Aoste	Valais	Haute Savoie	Savoie	TOTAL
300 - 600	0	0	5,3325	0	5,3325
600 - 900	0	1,9125	20,475	0	22,3875
900 - 1200	0	15,5925	362,07	0	377,6625
1200 - 1500	29,6775	87,255	113,805	0	230,7375
1500 - 1800	75,06	109,2375	85,995	2,0925	272,385
1800 - 2100	23,0625	60,66	21,375	7,245	112,3425
2100 - 2400	0,54	12,51	0,2025	1,3725	14,625
2400 - 2700	0	0,0225	0	0	0,0225
2700 - 3000	0	0	0	0	0
3000 - 3300	0	0	0	0	0
3300 - 3600	0	0	0	0	0
3600 - 3900	0	0	0	0	0
3900 - 4808	0	0	0	0	0
	Gain forêt				
	Val d'Aoste	Valais	Haute Savoie	Savoie	TOTAL
300 - 600	0	0	4,185	0	4,185
600 - 900	0	15,615	47,025	0	62,64
900 - 1200	0	59,4225	609,9975	0	669,42
1200 - 1500	78,3675	277,3575	1004,9175	0	1360,6425
1500 - 1800	333,1125	468,5175	1312,8525	15,525	2130,0075
1800 - 2100	126,1125	671,1525	1152,6075	46,0125	1995,885
2100 - 2400	3,8925	132,255	47,925	2,0475	186,12
2400 - 2700	0	0,63	0	0	0,63
2700 - 3000	0	0	0	0	0
3000 - 3300	0	0	0	0	0
3300 - 3600	0	0	0	0	0
3600 - 3900	0	0	0	0	0
3900 - 4808	0	0	0	0	0
	Maintien forêt				
	Val d'Aoste	Valais	Haute Savoie	Savoie	TOTAL
300 - 600	0	0	2,52	0	2,52
600 - 900	0	38,0025	187,9425	0	225,945
900 - 1200	0	168,93	1327,995	0	1496,925
1200 - 1500	38,6775	786,1275	1812,5324	0	2637,3374
1500 - 1800	229,2525	1079,8425	1426,77	12,105	2747,97
1800 - 2100	63,4725	455,49	238,3875	10,755	768,105
2100 - 2400	0,36	20,8125	0,225	0,0225	21,42
2400 - 2700	0	0,045	0	0	0,045
2700 - 3000	0	0	0	0	0
3000 - 3300	0	0	0	0	0
3300 - 3600	0	0	0	0	0
3600 - 3900	0	0	0	0	0
3900 - 4808	0	0	0	0	0

ANNEXE 3 : EVOLUTION DE L'OCCUPATION FORESTIERE DU SOL PAR REGION EN FONCTION DE L'ALTITUDE (EN HECTARES – SOURCE : MARTIN, CREA 2014)

Observation	Weight	UGB	Taux de colonisation	Pred(Taux de colonisation)	Residual	Std. residual	Std. dev. on pred. (Mean)	Lower bound 95% (Mean)	Upper bound 95% (Mean)	Std. dev. on pred. (Observation)	Lower bound 95% (Observation)	Upper bound 95% (Observation)
L'Arpettar	1	17,000	43,193	38,476	4,718	0,230	4,437	29,371	47,580	20,990	-4,592	81,544
Bovine	1	108,000	16,145	25,010	-8,865	-0,432	6,444	11,788	38,232	21,504	-19,113	69,132
Prélayes	1	30,000	58,546	36,552	21,994	1,072	3,997	28,352	44,752	20,901	-6,334	79,438
L'Arcolette	1	35,000	37,606	35,812	1,794	0,087	3,892	27,826	43,798	20,882	-7,033	78,658
La Mène	1	50,000	84,103	33,592	50,511	2,462	3,834	25,725	41,460	20,871	-9,231	76,416
L'Envers	1	12,000	37,219	39,216	-1,996	-0,097	4,661	29,652	48,780	21,039	-3,952	82,383
Balme	1	70,000	7,822	30,633	-22,811	-1,112	4,339	21,730	39,536	20,970	-12,393	73,659
Les Posettes	1	138,000	13,404	20,571	-7,166	-0,349	8,556	3,015	38,126	22,228	-25,038	66,179
Charamillon	1	12,000	6,097	39,216	-33,118	-1,614	4,661	29,652	48,780	21,039	-3,952	82,383
Pederet	1	45,000	26,696	34,332	-7,637	-0,372	3,810	26,515	42,149	20,866	-8,482	77,147
Lognan	1	120,000	18,853	23,234	-4,381	-0,214	5,123	8,333	38,135	21,763	-21,420	67,888
La Pendants	1	120,000	18,552	23,234	-4,682	-0,228	7,262	8,333	38,135	21,763	-21,420	67,888
Le Lavancher	1	3,000	71,086	40,547	30,539	1,489	4,883	30,036	51,058	21,146	-2,840	83,935
Blaitière	1	7,500	64,357	39,881	24,476	1,193	4,883	29,861	49,901	21,089	-3,389	83,152
Mont Lachat	1	0,000	26,000	40,991	-14,992	-0,731	5,291	30,136	51,847	21,187	-2,481	84,463
Les Grands Bois	1	0,000	71,186	40,991	30,195	1,472	5,291	30,136	51,847	21,187	-2,481	84,463
La Tuile	1	6,000	32,642	40,103	-7,461	-0,364	4,961	29,923	50,283	21,107	-3,205	83,412
Le Charne	1	75,000	42,265	29,893	12,372	0,603	4,550	20,557	39,229	21,014	-13,224	73,011
Bellevue	1	41,000	29,164	34,924	-5,760	-0,281	3,822	27,083	42,766	20,869	-7,895	77,743
L'Are	1	15,000	34,273	38,772	-4,499	-0,219	4,524	29,490	48,054	21,009	-4,334	81,878
Chalets de Châlère	1	10,000	51,753	39,512	12,242	0,597	4,758	29,749	49,274	21,060	-3,700	82,723
Milage	1	60,000	21,729	32,113	-10,383	-0,506	4,011	23,882	40,343	20,904	-10,779	75,004
Le Truc	1	40,000	8,593	35,072	-26,479	-1,291	3,829	27,215	42,929	20,870	-7,749	77,894
Sous Armanette	1	8,000	36,323	39,807	-3,485	-0,170	4,858	29,840	49,775	21,083	-3,451	83,066
Armanette	1	0,000	26,009	40,991	-14,983	-0,730	5,291	30,136	51,847	21,187	-2,481	84,463
Tré-la-Tête	1	7,500	19,997	39,881	-19,885	-0,969	4,883	29,861	49,901	21,089	-3,389	83,152
Combe Blanche	1	4,500	39,695	40,325	-0,631	-0,031	5,041	29,982	50,669	21,126	-3,022	83,672
Jovet	1	105,000	0,000	25,454	-25,454	-1,241	6,247	12,636	38,272	21,446	-18,549	69,457
Charousse Granges	1	157,000	53,586	17,759	35,828	1,746	9,977	-2,712	38,230	22,813	-29,050	64,567

ANNEXE 5 : ANALYSE DES RESIDUS DE LA REGRESSION LINEAIRE ENTRE LE TAUX DE COLONISATION DES ALPAGES ET LA PRESSION PASTORALE (SOURCE : MARTIN, CREA 2014)