



**HAL**  
open science

# Evolution des végétations d'alpages dans un contexte de changement global

C. Bret

► **To cite this version:**

C. Bret. Evolution des végétations d'alpages dans un contexte de changement global. Sciences de l'environnement. 2016. hal-02604569

**HAL Id: hal-02604569**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02604569v1>**

Submitted on 16 May 2020

**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.

# Evolution des végétations d'alpages dans un contexte de changement global



© Camille Bret

## Rapport de stage

Master 2 Professionnel Gestion de la Biodiversité Aquatique et Terrestre

Université Paul Sabatier – Toulouse

Soutenance : 15 Septembre 2016

Camille BRET  
bret.camille0@gmail.com

Maitre de stage : Grégory Loucougaray  
Chargé de recherche  
gregory.loucougaray@irstea.fr







## MASTER 2PRO 'GESTION DE LA BIODIVERSITE aquatique et terrestre'

### Cahier des charges de la mission professionnelle 2015

*A agraffer impérativement à la convention de stage*

**Nom / prénom du stagiaire/ N° portable :** BRET Camille 06 79 08 48 69

**Intitulé du stage :** « Facteurs d'évolution des végétations d'alpage dans un contexte de changement climatique : Elaboration d'une base de données et d'une méthode d'interprétation, appliquées à plusieurs séries de relevés à l'échelle du massif alpin »

**Structure d'accueil / adresse :**

IRSTEA

2 rue de la Papeterie

38400 SAINT MARTIN D'HERES cedex

**Nom du maître de stage / qualité :** Grégory LOUCOUGARAY Chargé de Recherche

**Coordonnées du maître de stage (mel / tél.) :** [gregory.loucougaray@irstea.fr](mailto:gregory.loucougaray@irstea.fr) 04 76 76 28 39

**Dates de début et de fin (le stage doit durer 6 mois plein temps) :** Du lundi 29 février 2016 au mercredi 31 août 2016

**Problématique et objectifs du stage :**

L'objectif du stage est la mise au point d'une base de données multipartenaires en vue de déterminer les facteurs d'évolution des végétations d'alpages dans le cadre du programme « Alpages sentinelles ».

**Missions précises :**

1- Structurer une base de données homogène, relative aux suivis des végétations d'alpages en différents sites du Massif Alpin :

- Contacter les différents partenaires du réseau (laboratoires de recherche, Parcs Nationaux et Naturels Régionaux) pour faire le bilan des données disponibles
- Participer aux réunions du groupe de travail
- Faire l'état des données disponibles, issues des relevés pluriannuels de végétation réalisés sur différents sites sur le massif Alpin (Ecrins, Vanoise, Vercors, Luberon, Alpes d'Huez)
- Contextualiser chaque série de données : méthodes de relevé employées, forme des données collectées (nomenclature...), éléments de contexte du site (météo, usages pastoraux, ...), nature des observateurs...
- Structurer une base de données homogène (avec le logiciel Access ou Excel), en dégagant un nombre de variables communes, en vue de faire des recherches de facteurs d'évolutions.



- 2- Proposer un protocole commun de relevé de végétations et d'enregistrement des données
  - Comparer les capacités de détection des changements (abondance relative) selon les méthodes (volet terrain test des méthodes)
  - Définir un protocole commun permettant de réaliser des relevés de végétation et d'enregistrer les données, en vue de les valoriser pour des analyses de facteurs d'évolution.
- 3- Identifier les évolutions potentielles des végétations sur les sites étudiés et en analyser les facteurs explicatifs
  - Faire état des méthodologies existantes pour l'analyse des facteurs d'évolution des végétations d'alpage, en avoir une analyse critique et proposer une méthodologie applicable aux séries de données dont on dispose.
  - Analyser les évolutions (composition spécifique, abondance relative) et les facteurs explicatifs (météo, usages pastoraux...) sur chacun des sites étudiés
  - Avoir une analyse croisée des conclusions obtenues sur les différents sites afin d'en avoir une lecture à l'échelle du massif alpin
- 4- Co-animation et communication des avancées des réflexions et travaux autour de la base de données.
  - Participation et co-animation des réunions du groupe de travail sur la dynamique des végétations au long terme incluant des chercheurs, des agents des Parcs, botanistes et technicien des services d'alpage (première réunion prévue début mars).
  - Animation du groupe de travail : contacts réguliers auprès des différents partenaires du réseau pour le bilan des données disponibles (relevés de végétation, données météo et pratiques pastorales).
  - Restitution auprès des acteurs du modèle de la base de données, des propositions de protocoles communs et des premiers résultats lors d'une réunion commune du projet.
  - Production et distribution à l'ensemble des acteurs d'une plaquette présentant les données à fournir pour l'intégration de futurs relevés de végétations dans la base (recto) et présentant le protocole commun élaboré au cours du stage (verso).

### **Calendrier du déroulement du stage :**

Mars-Avril : Prise de connaissance du cadre du stage avec le projet « Alpagnes Sentinelles », prise de contact avec les membres du réseau Alpagnes Sentinelles en charge des données de végétation pour chaque massif, développement du cahier des charges des données à récolter (métadonnées, relevés de végétation), récolte des données auprès des différents partenaires et homogénéisation de la nomenclature. Premières réunions avec les acteurs du groupe de travail sur dynamique des végétations au long terme.

Mai-Juin : Mise en forme des jeux de données, homogénéisation, construction de la base de données et participation aux relevés de végétation de la saison 2016. Réflexion sur les analyses à mener, début des analyses en relation avec la problématique du changement et des variations climatiques.

Juillet-Août : Continuation des analyses de données, interprétation, réflexion autour d'une proposition de protocole commun de suivi de la diversité et composition végétale pour la suite du réseau « Alpagnes Sentinelles ». Rédaction du rapport final (qui aura pu être entamé au préalable sur la partie de l'élaboration de la base de données).

### **Rendus :**

- Modèle de récolte des données en inter-sites (inter-massifs), base de données opérationnelles pour son alimentation future, protocole de relevés communs a minima pour les années à venir. Rapport de stage.
- Participation à l'animation du groupe de travail sur la dynamique au long terme du projet « Alpes Sentinelles » notamment via les réunions régulières et la création d'une plaquette précisant les éléments de la base de données et le protocole commun retenu.

**Compétences requises :** Bio statistiques, expérience en relevés botaniques de terrain, capacité à animer des groupes de travaux et des échanges entre professionnels, capacité d'analyse et de synthèse, capacité à formaliser des démarches méthodologiques.

**Conditions de travail particulières (ex : travail de nuit, le WE ; plongée ; escalade ...) :**

Travail de terrain en montagne (Ecrins, Vanoise, Vercors, Luberon, Alpes d'Huez, Mont Ventoux) à l'occasion de relevés de végétation ou de visites des sites alpages sentinelles. La stagiaire ne sera jamais seule en déplacement sur le terrain.

**Conditions matérielles (ex : à disposition véhicule, ordinateur, bureau, équipement spécifique...) :**

Utilisation de véhicules de service Irstea, ordinateur et bureau sont fournis. Accès à un restaurant d'entreprise.

**Avantages nature :**

Néant

**Confidentialité du rapport et de la soutenance : ~~OUI~~ NON (rayer la mention inutile)**

**Signatures :**

**Etudiant**

**Structure d'accueil**

## Remerciements

Je tiens à remercier Grégory pour m'avoir accueillie en stage et pour son aide et ses conseils tout au long de ce stage. Merci également à Renaud, pour ses fonctions R, qui m'ont bien aidées pour les AFC. Je remercie également André Pornon, pour avoir pris le temps de me guider dans la rédaction de mon rapport. Un grand merci également à Bertrand pour l'initiation à l'apiculture, même si j'étais moins présente les derniers mois. Merci à Anaëlle, pour le soutien mutuelle durant les galères de train, et tout au long du stage.

# Table des matières

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE</b>	<b>5</b>
2.1	EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES DYNAMIQUES DE LA VEGETATION EN MONTAGNE	5
2.2	EFFET DE L'ARRET DU PATURAGE SUR LES DYNAMIQUES DE LA VEGETATION EN MONTAGNE	7
2.3	EFFET DU PATURAGE ET EFFET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LA VEGETATION	10
<b>3</b>	<b>MATERIELS &amp; METHODES</b>	<b>11</b>
3.1	CONSTRUCTION DE LA BASE DE DONNEES	11
3.1.1	<i>Détermination des métadonnées à intégrer dans la base de données</i>	11
3.1.2	<i>Mise en forme des relevés de végétation</i>	12
3.1.3	<i>Homogénéisation de la taxonomie par utilisation du référentiel TAXREF</i>	12
3.2	SITES D'ETUDES	13
3.3	METHODES DE RELEVES DE VEGETATION	14
3.4	COMPOSITION ET STRUCTURE DES COMMUNAUTES	14
3.4.1	<i>Composition floristique des relevés et dynamique temporelle</i>	14
3.4.2	<i>Analyse de la structure des communautés : dynamique temporelle et réponse à l'arrêt du pâturage</i>	15
3.4.3	<i>Analyses statistiques</i>	16
<b>4</b>	<b>RESULTATS</b>	<b>17</b>
4.1	DYNAMIQUE TEMPORELLE DE LA COMPOSITION FLORISTIQUE	17
4.2	DYNAMIQUE TEMPORELLE SUR LE LONG TERME DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES SUBALPINES PATUREES	18
4.3	DYNAMIQUE SUR LE LONG TERME DE LA STRUCTURE DE LA COMMUNAUTE SOUS L'EFFET DE L'EXCLUSION DU PATURAGE	21
<b>5</b>	<b>DISCUSSION</b>	<b>24</b>
5.1	INTERETS D'UNE BASE DE DONNEES POUR LE PROGRAMME ALPAGES SENTINELLES	24
5.2	ÉVOLUTION DE LA COMPOSITION ET DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES	25
<b>6</b>	<b>CONCLUSION</b>	<b>30</b>



## Table des illustrations

Figure 1: Localisation des 31 alpages sentinelles.....	3
Figure 2 : Métadonnées choisies pour être incorporées dans la base de données FLOREM.....	11
Figure 3 : Représentation dans les plans composés des axes 1 et 2, de l'AFC des plots de suivi au cours du temps de la végétation des massifs : Vercors (A), Huez (B) et Ecrins (C). Une couleur différente est utilisée pour chaque relevé. La pointe des flèches correspond à la composition du relevé à l'état final. Pour le Vercors (A) et Huez (B) les sites en défens sont représentés sur cette AFC. On les différencie par la lettre P (pâturé) ou D (défens) à la fin de chaque nom de relevé. Dans les Ecrins (C), les autres communautés, correspondent à toutes les communautés autres que combes à neige et mégaphorbiaie, comme les queyrellins et les pelouses de mode intermédiaire.....	17
Figure 4 : Régressions linéaires de l'indice de Shannon au cours du temps pour les relevés réalisés dans les Ecrins (A), à Huez (B) et dans le Vercors (C) en fonction des communautés dans lesquels ils ont été effectués. Pour les queyrellins (jaune) des Ecrins (A) la valeur de $R^2=0,02$ et $P= 0,53$ . Pour les pelouses de mode intermédiaires (vert) des Ecrins (A), $R^2= 0,02$ et $P=0,6$ . Pour les pelouses de mode nivale (bleu) des Ecrins (A), $R^2=0,33$ et $P=0,139$ . Pour les landes d'Huez (B), $R^2= 0,17$ et $P= 0,0027$ . Pour les pelouses fraîches (vert clair) du Vercors (C), $R^2= 0,58$ et $P= 0,004$ . Pour les pelouses sèches (rouge) du Vercors (C), $R^2= 0,24$ et $P=0,10$ .....	19
Figure 5: Fréquences des formes de vies : graminoides (A et C), rosettes (B et F), non rosettes (D) et Légumineuses (E) au cours du temps dans les différentes communautés des Ecrins (A et B), d'Huez (C) et du Vercors (D, E et F). Les barres représentent les valeurs moyennes $\pm$ l'écart type.....	21
Figure 6: Régressions linéaires de l'indice de Shannon en fonction du temps dans les landes (A), les pelouses fraîches (B) et les pelouses sèches (C) pour les plots pâturé (vert foncé) et non pâturé (vert clair). Les coefficients de détermination associés à chaque droite sont indiqués ainsi que la p value. Les p value significative ( $P<0,05$ ) sont surlignées en gras et indiquées par une *Les p values presque significatives ( $P<0,1$ ) sont en gras et en italique. ....	22
Figure 7 : Fréquences des formes de vie : graminoides (A), Rosettes (B), Non rosettes (C), Légumineuses (D) et Ligneux (E) à l'état final (Huez : 2012 et Vercors : 2016) dans des plots en défens (vert clair) ou pâturés (vert foncé) selon trois communautés (lande, pelouse fraîches et pelouse sèche). Les barres représentent les valeurs moyennes $\pm$ l'écart type. ....	23
Tableau 1 : Caractéristiques des territoires suivis dans le cadre du programme alpages sentinelles .....	13
Tableau 2: Méthodes de relevés utilisées sur les différents territoires .....	14
Tableau 3 : Années des relevés utilisés pour les analyses.....	15
Tableau 4 : Formes de vies étudiées .....	16
Tableau 5 : Résultats de l'ANOVA sur mesures répétées sur les effets de la communauté, de l'année et leur interaction sur l'indice de Shannon. Les p values significatives ( $P<0,05$ ) sont surlignées en gras et indiquées par une *.....	18
Tableau 6 : Résultats de l'ANOVA sur mesures répétées sur les effets de la communauté, de l'année et de leur interaction sur la fréquence des différentes formes de vie. Les p values significatives ( $P<0,05$ ) sont surlignées en gras et indiquées par une *. Les p values presque significative ( $P<0,1$ ) sont en gras et en italique. Le texte surligné en pointillé indique le non-respect de la condition de normalité des résidus pour la réalisation de l'ANOVA.....	20
Tableau 7 : Résultats de l'ANOVA sur mesures répétées sur les effets de la communauté, de l'année, de la gestion et de leurs interactions sur l'indice de Shannon pour les sites d'Huez et du Vercors. Les p value significatives ( $P<0,05$ ) sont en gras et indiquées par une *.....	21
Tableau 8: Résultats de l'ANOVA sur les effets de la communauté, de la gestion et de leur interaction sur la fréquence des différentes formes de vie. Les p values significatives sont surlignées en gras et indiquées par une *. Les p values presque significatives ( $P<0,1$ ) sont en gras et en italique. ....	23

## 1 Introduction

Lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, un plan d'action intitulé Agenda 21 a été adopté par 178 chefs d'états. Le chapitre 13 de la section 2 de l'Agenda 21 est dédié à la protection des écosystèmes montagnards qualifiés de fragiles. Un grand nombre de services leurs sont attribués :

*« Les montagnes sont un important réservoir d'eau, d'énergie et de diversité biologique. En outre, elles contiennent des ressources essentielles telles que les minéraux, les produits forestiers et agricoles, et les services récréatifs. En tant que grands écosystèmes au sein de l'écologie complexe de notre planète, les environnements de montagne sont indispensables à la survie de l'écosystème mondial »*

Les services écosystémiques sont définis par le Millenium Ecosystem Assessment comme étant tous les bénéfices directs et indirects que l'Homme retire de la nature. Les services rendus par les écosystèmes montagnards cités dans le chapitre 13 de l'Agenda 21 sont nombreux. La végétation protège contre l'érosion des pentes, maintient la qualité de l'eau, produit des fourrages pour les animaux domestiques et rend également des services culturels à valeur esthétique et récréative (UICN France, 2014 ; Hopkins & Holz, 2006).

De nombreuses zones montagneuses sont considérées comme des « hotspots » de biodiversité (Price et al., 2000). Les écosystèmes montagnards abritent 25% de la biodiversité terrestre connue (UICN France, 2014). En Europe, 20% des espèces végétales sont rencontrées en zones montagneuses alors que ces dernières ne représentent que 3% du continent Européen (Gottfried et al., 2012). De plus, sur le nombre total de plantes protégées en France, 45% sont des espèces retrouvées en montagne dont 29,5% sont inféodées aux écosystèmes d'altitudes (UICN France, 2014).

Cependant, des menaces pèsent sur la biodiversité des écosystèmes de montagnes, tels que les changements climatiques et d'usage des terres. Or une biodiversité élevée est primordiale pour favoriser les capacités de résistance et de résilience des écosystèmes montagnards aux perturbations et aux invasions et donc pour la stabilité du fonctionnement des écosystèmes (e. g. Tilman & Downing, 1996)

Le climat particulier des écosystèmes montagnards (températures plus basse, saison de végétation plus courte etc.), laisse à penser que ces derniers seraient sensibles au changement climatique en cours. Le réchauffement va non seulement se poursuivre mais la fréquence d'évènements climatiques exceptionnels comme les sécheresses va également augmenter (Nettier et al., 2014).

Les effets du changement climatique sur la biodiversité peuvent être multiples : remontée des espèces en altitude (Lenoir et al., 2008 ; Sproull et al., 2015), augmentation de la diversité (Walther et al., 2005 ; Grabherr et al., 1994), changement de composition en espèces (Matteodo et al., 2016) etc. Les modifications de la biodiversité sous les effets du changement climatique



peuvent impacter le fonctionnement des écosystèmes prairiaux montagnards et menacer les services écosystémiques qu'ils fournissent.

Les problématiques engendrées par le changement climatique ne sont pas uniquement environnementales mais également sociales et économiques, les alpages étant une composante essentielle pour les élevages et notamment l'activité pastorale.

En alpage, le changement climatique peut avoir de multiples conséquences : variabilité interannuelle de la production de fourrage (Lemaire & Pflimlin, 2007), décalage de la phénologie de la végétation (Nettier et *al.*, 2010), diminution de la production laitière (Lemaire & Pflimlin, 2007) *etc.*

Les alpages présentent donc des enjeux divers liant à la fois les pratiques agro-pastorales et la préservation des milieux. La biodiversité qu'ils abritent représente la ressource fourragère principale durant l'été pour de nombreux systèmes d'élevages montagnards et transhumants (Nettier et *al.*, 2014).

Les végétations d'alpages sont le résultat d'usage pastoral par le pâturage. Des changements de pratiques pastorales comme l'intensification ou la déprise pastorale sont susceptibles de modifier la diversité et le fonctionnement de ces écosystèmes de montagnes et par la même, d'altérer les services rendus par ces milieux.

La mise en place d'une gestion appropriée des alpages adaptée au changement climatique s'avère donc indispensable pour prévenir la dégradation à long terme de la biodiversité et de la ressource pastorale (Nettier et *al.*, 2014).

Le programme Alpages Sentinelles a été mis en place pour anticiper l'impact des aléas climatiques et des changements de pratique afin d'assurer une gestion durable des alpages (Dobremez et *al.*, 2014). Sa création fait suite à plusieurs années de sécheresse dans le parc national des Écrins de 2003 à 2005. Ces sécheresses ont été à l'origine de modifications de pratiques pastorales telles que des changements des dates de montée et de descente en alpage entraînant des dégradations localisées avec notamment des signes de surpâturage (Dobremez, et *al.*, 2012). Le parc national des Écrins, préoccupé par les impacts de ces changements de pratique sur la préservation des alpages et le maintien du pastoralisme, s'est interrogé sur le rôle respectif du climat et des pratiques pastorales sur les dégradations constatées par les gardes du parc suite aux années de sécheresse. En 2005, la commission d'Agriculture du parc national des Écrins, a reconnu l'alpage comme un territoire à enjeux partagés entre le monde agro-pastoral et la protection de l'environnement.

La création du programme en 2008 est le résultat d'un partenariat entre le parc national des Écrins, IRSTEA (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture), le CERPAM (Centre d'Etudes et de Réalisations Pastorales Alpes Méditerranée), la chambre d'agriculture des Hautes Alpes et le Laboratoire d'Écologie Alpine (Université Grenoble-Alpes – CNRS), afin de suivre les évolutions des milieux pastoraux et de déterminer les facteurs à l'origine de ces évolutions.



Jusqu'en 2014 le dispositif était financé par la Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DEB) du ministère de l'Environnement. Financement auquel s'ajoutait un complément par le Commissariat général à l'égalité des territoires (CGET). Depuis le 1<sup>er</sup> mai 2015 et jusqu'en 2018 le programme est financé par le POIA-Feder, outil de développement du massif alpin, et, toujours en complément, par le financement du CGET.

Le programme Alpages Sentinelles associe chercheurs, gestionnaires d'espaces protégés, techniciens pastoraux, éleveurs et bergers (Dobremez et *al.*, 2012). Les différents partenaires du dispositif participent aux thématiques abordées par le programme, selon leurs compétences dans les domaines étudiés (étude des vitesses de déneigement, dynamiques de végétation, ressource pastorale, suivi des exploitations *etc.*).

L'implication des éleveurs et des bergers est nécessaire pour la mise en place d'un suivi des activités pastorales sur le long terme. En effet, les alpages sentinelles nécessitent la présence d'un berger pouvant collecter des données (*e.g.* relevés pluviométriques grâce à des pluviomètres installés sur les cabanes d'alpage) et signaler tous les événements de l'alpage (changement de circuit, effectifs *etc.*).

Le dispositif qui était initialement constitué de quelques sites dans le parc national des Écrins, s'est étendu au parc national de la Vanoise, aux parcs naturels régionaux du Vercors et de la Chartreuse. Fin 2014, le comité de massif exprimait la volonté d'étendre le programme dans les Alpes du Sud, en supposant que les effets du changement climatique dans les Alpes du Sud permettront d'anticiper les effets que subiront les Alpes du Nord. C'est ainsi que se sont ajoutés au programme, le parc national du Mercantour (par l'intermédiaire du domaine du Merle<sup>1</sup>), le parc naturel régional du Lubéron et, plus récemment, le Mont Ventoux. Actuellement le programme compte 31 sites Alpages Sentinelles (Figure 1). Les alpages sélectionnés pour le programme sont désignés comme des « sentinelles » du changement climatique. Ils permettront de percevoir les signaux d'alertes nécessaires pour la préservation des alpages.

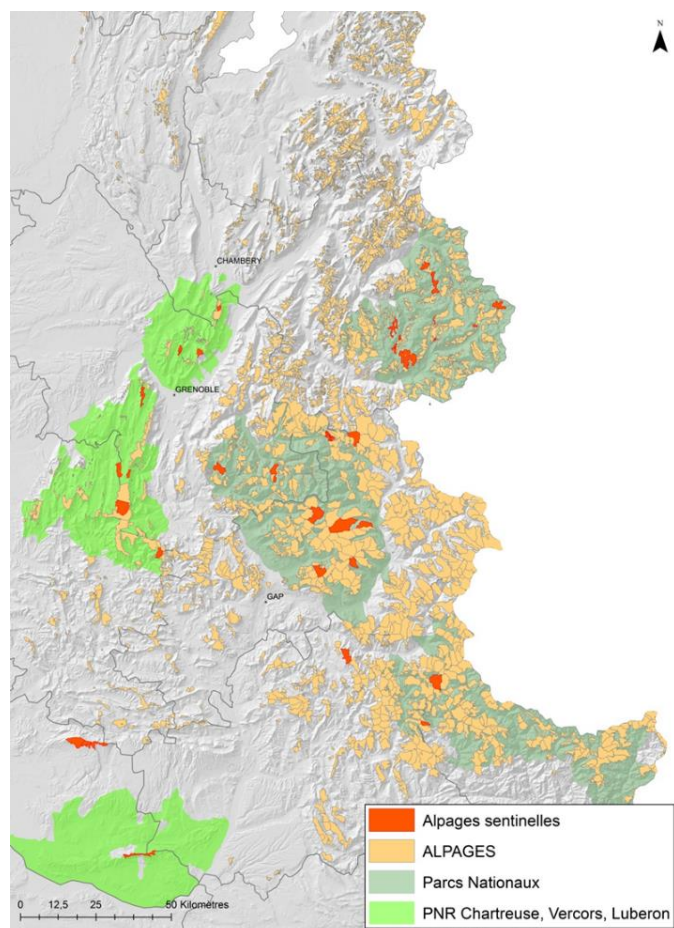


Figure 1: Localisation des 31 alpages sentinelles  
Source : Irstea

<sup>1</sup> Le domaine du merle est un établissement d'enseignement destiné à la formation de bergers. Il gère deux alpages dans le parc national du Mercantour.

L'un des axes d'études du programme, faisant l'objet de ce stage, est le suivi des dynamiques de végétations au long terme dans ces milieux d'alpages.

La création d'un dispositif adapté et coordonné entre les différents acteurs pour le suivi au long terme des végétations est utile au programme Alpages Sentinelles car il permet de valoriser les suivis parfois anciens réalisés sur les territoires mais aussi de détecter les réponses futures des végétations sur le long terme.

La création d'une base de données de végétation commune pour les différents partenaires du programme s'avère nécessaire pour le suivi de la dynamique de végétation. Elle permet la pérennité des informations et l'analyse globale de tous les relevés. Sa construction permettra aussi d'établir un cadre commun pour les relevés futurs permettant d'optimiser leur exploitabilité. L'interprétation des résultats de suivi au long terme de la végétation dépendra des informations comprises dans cette base de données.

L'intérêt d'une base de données est de permettre un accès rapide et facile à l'information qu'elle contient (Coulon et *al.*, 1993). L'utilisation de bases de données pour stocker des relevés naturalistes remonte aux années 1960 avec le premier essai d'informatisation d'une collection (Reeb, 2002). Le développement de l'utilisation de bases de données s'est faite dans les années 1980 avec le développement de logiciels spécialisés et l'arrivée des ordinateurs personnels (Mucina & van der Maarel, 1989 ; Schaminée et *al.*, 2009).

Les bases de données tendent toutes vers un objectif commun : stocker et organiser les informations (*e.g.* relevés floristiques et faunistiques) afin de pouvoir étudier leurs modifications au cours du temps.

Les bases de données sont des outils indispensables pour le suivi de la biodiversité et notamment le suivi de la végétation. Elles permettent notamment la priorisation des espèces pour des programmes de conservation (Brooks et *al.*, 2001) et servent de guide à la Communauté Européenne pour la protection de la nature à travers le programme CORINE Biotopes (Moss & Wyatt, 1994).

Afin de faciliter l'accès aux données de végétation, d'en simplifier et d'en accélérer la manipulation, IRSTEA a créé la base de données FLOREM (FLORe des Écosystèmes Montagnards). Cette base de données n'est pas un simple recueil des relevés de végétations, elle compile également tous les descripteurs associés à chacun des relevés, appelés métadonnées, tels que l'altitude ou les pratiques pastorales (Spiegelberger et *al.*, 2010).

Afin de permettre leurs valorisations, les données de végétation des différents territoires partenaires du programme Alpages Sentinelles seront homogénéisées, en vue de leur intégration dans la base de données commune. Un objectif central de cette base de données est de pouvoir analyser sur un large gradient de milieux et de massifs les dynamiques au long terme des végétations d'alpage et de déterminer les influences respectives du changement climatique ou des changements d'usage sur les modifications de composition et de structure des communautés végétales.



## 2 Synthèse bibliographique

### 2.1 Effets du changement climatique sur les dynamiques de la végétation en montagne

Le climat est le principal facteur déterminant la distribution, l'abondance, la phénologie, la physiologie et les interactions des plantes (Walther, 2003). Le changement climatique en cours peut donc induire des modifications de ces caractéristiques.

Dans la littérature, les effets du changement climatique sont contrastés et dépendent de plusieurs facteurs, notamment de l'altitude et des communautés mais également des méthodes d'échantillonnages employées et de la durée des suivis.

Un des effets principaux du changement climatique est la modification de la composition floristique. Cette modification peut être le résultat d'un processus de changement de l'aire de distribution des espèces présentes dans un même étage de végétation, ou de leur migration altitudinale.

#### CHANGEMENT D'AIRE DE DISTRIBUTION DANS UN MEME ETAGE DE VEGETATION

---

Les changements d'aire de distribution d'espèces dans un même étage altitudinal sont le résultat de modifications climatiques, avec notamment des conséquences sur la période d'enneigement. Le nombre de jours de neige par rapport au nombre de jours de précipitations a tendance à diminuer (Serquet et *al.*, 2013). L'évolution de ce ratio va avoir une influence sur la végétation alpine avec une saison de neige plus courte. La diminution de la période où la végétation est enneigée peut avoir d'importantes conséquences, principalement pour les espèces inféodées à une longue couverture neigeuse, comme c'est le cas des espèces de combes à neige. La végétation de ces dernières peut évoluer vers une végétation adaptée à des conditions plus sèches et associée à une couverture neigeuse plus courte, correspondant à la colonisation des combes à neige par les espèces des prairies environnantes. L'allongement de la saison de végétation permet aux espèces de prairies alpines, qui sont plus grandes et plus compétitives, de coloniser les combes à neige (Matteodo et *al.*, 2016). Cette colonisation entraîne une diminution de l'importance des plantes inféodées aux combes à neige (Carbognani et *al.*, 2014). Les espèces dépendantes d'une longue couverture neigeuse semblent donc plus vulnérables face au changement climatique.

#### REMONTEE DES ESPECES ET PROCESSUS DE THERMOPHILISATION

---

Sur plusieurs sommets Suisse, dans la partie centrale des Alpes, une remontée en altitude de plantes vasculaires a été démontrée (Walther et *al.*, 2005 ; Parolo & Rossi, 2008 ; Grabherr et *al.*, 1994). Dans le même temps que les espèces remontent en altitude, la richesse spécifique augmente sur les sommets alpins (Walther et *al.*, 2005 ; Grabherr et *al.*, 1994). Cette augmentation de la richesse spécifique en altitude dépend de l'étage altitudinal. En effet, l'augmentation de la richesse spécifique serait moins prononcée pour les hautes altitudes (Grabherr et *al.*, 1994).

Sproull et *al.* (2015), n'ont recensé, eux, une augmentation de la richesse spécifique que dans l'étage montagnard, l'étage subalpin ne présentant, dans leur étude, aucune variation





significative de la richesse spécifique. Toutefois, dans les Pyrénées, une augmentation de la diversité a été constatée à l'étage subalpin. Cette augmentation a été reliée à la fois à la hausse des températures, mais également à l'augmentation des dépôts azotés (Boutin, 2015).

L'augmentation de la richesse spécifique s'explique par l'arrivée d'espèces typiques d'altitudes inférieures sur ces sommets associée au maintien des espèces spécialisées (Walther et al., 2005). Les caractéristiques de dispersion des diaspores, notamment leurs poids pourraient expliquer la capacité des espèces à atteindre une altitude donnée (Parolo & Rossi, 2008).

La remontée des espèces conduit à une homogénéisation des sommets alpins (Jurasinski & Kreyling, 2007 ; Matteodo et al., 2016). Du fait de la diminution des contraintes (e.g. allongement de la saison de végétation) les plantes généralistes colonisent de nouvelles zones jadis non propices à leur installation. Associée à la diminution des espèces rares et spécialisées, cette colonisation conduit à une homogénéisation de la végétation.

Toutefois les résultats issus de ces études doivent être interprétés avec précaution en raison de l'influence des méthodes de mesures sur la détection de remonté d'espèce en altitude. Dans les études à long terme, les espèces détectées récemment sont considérées comme provenant d'altitudes plus basses. Or, la détection de nouvelles espèces peut être le résultat d'un mouvement de celles-ci dans leurs aires de distribution et pas d'un véritable changement de ces limites altitudinales inférieures et supérieures. Les faibles intensités d'échantillonnage peuvent être à l'origine de ces biais (Bodin, 2010), d'autant plus si l'effort d'échantillonnage est plus important pour les relevés récents.

Les espèces nouvellement rencontrées dans les échantillonnages alpins sont des espèces préférant les conditions plus chaudes et sont souvent associées à des prairies ou forêts montagnardes et subalpines (Vittoz et al., 2008). Un processus de thermophilisation des végétations de montagne serait donc actuellement en cours avec une augmentation des plantes thermophiles et une diminution des espèces cryophiles (Evangelista et al., 2016 ; Gottfried et al., 2012). Les changements de composition floristique suggèrent une augmentation des interactions compétitives (Carbognani et al., 2014). L'augmentation de la compétition entre les espèces alpines et les espèces provenant d'altitudes inférieures est un facteur susceptible de faire réduire l'abondance des plantes alpines (Sproull et al., 2015).

Les changements d'interaction entre les espèces peuvent se traduire par des dynamiques contrastées suivant les milieux ou zones géographiques étudiés.

La composition des communautés végétales d'altitudes est modifiée par l'augmentation du recouvrement des plantes ligneuses, entraînant la disparition des espèces intolérantes à l'ombre dans la tundra (Walker et al., 2006).

Dans le Colorado, au Niwot Ridge, la composition de l'étage alpin a également changé avec une augmentation des *Poaceae* (Sproull et al., 2015). De même, dans le parc national de la Majella, en Italie, les plantes herbacées graminoides (comme *Festuca violaceae* subsp. *italica* et *Carex kitaibeliana* subsp. *kitaibeliana*) sont plus abondantes (Evangelista et al., 2016 ).





Il est difficile aujourd'hui d'avoir suffisamment de recul sur ces phénomènes récents, les modèles sont un moyen d'évaluer aujourd'hui des dynamiques à venir. En milieu alpin, ils prévoient un risque d'extinction plus élevé pour les espèces alpines que pour les espèces subalpines, ces dernières possédant une plus grande possibilité d'élévation en altitude que les espèces alpines (Guisan & Theurillat, 2000).

Pour des modifications de température supérieur à 2°C, les scénarios prédisent une perte d'habitats des espèces de hautes altitudes plus importante et donc la disparition des espèces qui y sont associées (Engler et al., 2011). Des changements de moins de 2°C auraient des conséquences moindres sur la flore alpine (Dirnböck et al., 2003). En Suisse, une augmentation de la température moyenne annuelle de 1,82°C a déjà été recensée entre 1961 et 2008 (Serquet et al., 2013).

## 2.2 Effet de l'arrêt du pâturage sur les dynamiques de la végétation en montagne

Dans les Alpes, les prairies d'altitudes sont souvent pâturées depuis plusieurs siècles (Hassid, 2007). Ces pratiques séculaires ont conduit à la mise en place d'un équilibre dynamique entre le régime de pâturage et la structure de la végétation. Cet équilibre est cependant susceptible d'être rompu par les effets du changement climatique ainsi que par la déprise pastorale.

Les changements de structure des communautés suite à l'arrêt du pâturage en prairie de montagne, en termes de diversité et d'abondance d'espèces, ne semble pas généralisable à tous les types de végétations.

### LA REPONSE DES VEGETATIONS A L'ARRET DU PATURAGE DEPEND DES COMMUNAUTES

---

Si la diminution de la diversité suite à l'arrêt du pâturage a été rapportée dans de nombreuses études (Dullinger et al., 2003 ; Mayer & Erschbamer, 2014 ; Deléglise et al., 2011 ; Dorée et al., 2001), il existe des cas où elle n'a pas été observée (Mayer et al., 2009 ; Pardo et al., 2015). Sur des prairies du Vercors et du massif des Grandes Rousses, les effets de l'exclusion expérimentale (durant plus de 20 ans) du pâturage sur la diversité et sur l'équitabilité varient selon les types de communautés. Alors que les landes et les prairies mésophiles présentent une diminution de la richesse spécifique et de l'équitabilité suite à l'arrêt du pâturage, une augmentation de la diversité et de l'équitabilité est plutôt observée sur les pelouses xériques (Deléglise et al., 2011).

Les conséquences de l'exclusion du pâturage recensées sur l'abondance des espèces varient également selon les sites et leurs compositions initiales en espèces.

En Autriche, il a été constaté une augmentation de *Pinus mugo* suite à 100 années d'abandon du pâturage (en France cette conséquence serait bénéfique étant donné le statut de protection de cette espèce ; Dullinger et al., 2003). Ainsi, l'arrêt du pâturage favorise l'apparition d'espèces plus compétitives pour la lumière comme les arbres et les arbustes (Pornaro et al., 2013 ; Tasser & Tappeiner, 2002) faisant augmenter la hauteur de la canopée. Cependant cette augmentation ne serait pas assez importante pour modifier la compétition pour la lumière et donc entraîner la disparition des espèces intolérantes à l'ombre dans les Pyrénées après 19 ans d'exclusion du



pâturage (Pardo et *al.*, 2015). En Isère, l'abandon du pâturage entraîne également le doublement du recouvrement des myrtilles après 20 ans d'exclusion du pâturage (Dorée et *al.*, 2001).

Dans certains cas des espèces plus compétitives deviennent dominante comme c'est le cas en zone alpine du Tyrol, où les espèces herbacées non graminoides sont réduites par l'augmentation de *Carex curvula* suite à 11 ans d'arrêt du pâturage (Mayer & Erschbamer, 2014). De même, dans les Pyrénées, après l'arrêt du pâturage l'abondance de *Festuca nigrescens* diminue, et dans le même temps, *Nardus stricta* augmente (Pardo et *al.*, 2015).

Le pâturage conduit à une augmentation des plantes en rosette dans les prairies pâturées, qui s'expliquerait par une stratégie d'évitement pour résister à la pression du pâturage (Mauchamp et *al.*, 2014). Ces dernières seraient donc susceptibles de diminuer en absence de pâturage.

#### LA REPONSE DES VEGETATIONS A L'ARRET DU PATURAGE EN FONCTION DE L'ALTITUDE

---

Les effets sur la diversité varient selon l'étage altitudinal. Dans les zones alpines, aucun effet de l'arrêt du pâturage n'a été recensé sur la richesse spécifique (après 11 ans d'exclusion ; Mayer & Erschbamer, 2014), sinon un effet positif (après 10 ans d'arrêt du pâturage ; Speed et *al.*, 2013). En revanche, à l'étage subalpin, une diminution de la richesse spécifique a été constatée suite à l'arrêt du pâturage (Mayer & Erschbamer, 2014).

Dans les Alpes centrales, à l'étage subalpin et alpin supérieur, l'arrêt du pâturage entrainerait une diminution des espèces tolérantes aux stress (d'après la théorie des stratégies CSR de Grime (1979)) et des espèces avec une valeur nutritive faible ou nulle après 7 années d'exclusion du pâturage (Mayer et *al.*, 2009). En revanche, à l'étage subalpin sur le massif des Grandes Rousses, il a été constaté une augmentation des espèces de faible qualité fourragère (telles que *Brachypodium spp*, *Deschampsia flexuosa* et *Nardus stricta*) suite à 20 années d'exclusion du pâturage (Dorée et *al.*, 2001). Pour l'étage alpin inférieur, les plantes avec une valeur nutritive moyenne ou haute, ainsi que les espèces compétitrices auraient, elles, tendance à augmenter suite à l'arrêt du pâturage (Mayer et *al.*, 2009).

L'effet du pâturage sur la richesse spécifique est positif dans les prairies subalpines, et négatif pour les altitudes supérieures. En revanche, aucun effet positif ou négatif distinct du pâturage ne semble être présent pour la composition en types d'espèces.

#### MECANISMES RESPONSABLES DES CHANGEMENTS DE STRUCTURE SUITE A L'ARRET DU PATURAGE

---

Plusieurs mécanismes peuvent expliquer comment l'exclusion du pâturage conduit dans certains cas à une diminution de la diversité. Cette diminution serait à la fois le résultat d'une homogénéisation de la végétation et d'une augmentation de la compétition pour la lumière. La présence du bétail engendre une hétérogénéité dans la végétation créant une mosaïque d'habitats favorables à plusieurs espèces, permettant ainsi une richesse spécifique supérieure (Dullinger et *al.*, 2003).

Un des effets principaux du pâturage est la diminution de la biomasse (Pucheta et *al.*, 1998). Cette diminution a pour conséquence de limiter la compétition pour la lumière entre les espèces, réduisant le risque local de disparition d'espèces, et donc la diminution de la diversité (Lanta et *al.*, 2009).



Dans les prairies les moins productives, et soumises à des contraintes environnementales fortes, le pâturage conduit à la dominance d'espèces adaptées à ces conditions environnementales et ayant à la fois une capacité d'évitement ou de tolérance au pâturage (Augustine & McNaughton, 1998). Les autres, ne pouvant tolérer à la fois la contrainte environnementale et les perturbations liés aux herbivores ont leur abondance qui diminue voire disparaissent. L'exclusion du pâturage peut donc conduire à une augmentation voire un retour de ces espèces. Ce phénomène explique l'absence d'effet, voire un effet positif de l'exclusion du pâturage dans les prairies contraintes peu productives.

Dans les prairies les plus productives, la diminution de l'équitabilité, indique une différence de l'abondance respective de chaque espèce et donc la mise en place d'un processus de dominance de certaines d'entre elles suite à l'arrêt du pâturage. Le pâturage réduit donc la dominance et l'agrégation intra spécifique dans les prairies les plus productives (Deléglise et *al.*, 2011).

Les contraintes environnementales (températures, déficit hydrique *etc.*) ont un impact important sur les directions des réponses des végétations à l'arrêt du pâturage et peuvent être à l'origine des différences observées entre communautés et étage altitudinal. Les différences d'étage altitudinal ou de communautés traduisent des différences de conditions environnementales et d'interaction biotiques (Choler et *al.*, 2001 ; Deléglise et *al.*, 2011) pouvant jouer sur la réponse ou non des communautés à l'arrêt du pâturage.

De plus, un autre élément peut influencer sur la réponse des communautés à l'arrêt du pâturage : la méthode d'échantillonnage utilisée, et plus précisément l'échelle à laquelle est effectuée la mesure. En effet, pour des petites surfaces d'échantillonnage (moins de 625cm<sup>2</sup>), aucun effet du pâturage n'a été constaté sur la richesse spécifique (Deléglise et *al.*, 2011). En revanche pour des surfaces plus grandes, une diminution de la richesse spécifique est constatée suite à l'arrêt du pâturage (Deléglise et *al.*, 2011).

## CONCLUSION

---

Les effets de l'exclusion du pâturage, varient selon plusieurs facteurs. Les contraintes environnementales semblent être l'élément jouant le plus grand rôle sur les effets de l'arrêt du pâturage sur les végétations. D'autres éléments propres aux pratiques pastorales peuvent influencer sur la réponse des végétations. C'est notamment le cas de l'intensité du chargement, de la durée du pâturage, de la conduite du troupeau, des pratiques de fertilisation et des espèces qui pâturent. Ce dernier est un élément qui semble peu pris en compte dans les études aux longs termes. En effet, le comportement alimentaire de ces espèces varie d'une espèce à l'autre, affectant donc différemment la végétation. Selon les espèces présentes en alpage, la quantité d'herbe consommée varie grandement.

De plus, une durée d'étude trop courte peut expliquer le constat de l'absence d'effet de l'exclusion du pâturage sur les communautés (Mayer et *al.*, 2009).



## 2.3 Effet du pâturage et effet du changement climatique sur la végétation

Les alpages étant soumis à la fois aux deux composantes des changements globaux que sont le changement climatique et les changements d'usage (pastoral) il est parfois difficile de différencier les effets respectifs de ces deux composantes et l'importance de leur interaction. Peu d'études ont véritablement étudié les effets d'interaction entre pâturage et changement climatique.

### EFFETS ADDITIFS

---

Dans certains cas, l'arrêt du pâturage et le changement climatique interagissent ensemble. C'est notamment le cas de la prolifération de plantes ligneuses dans les Alpes à l'Est de l'Italie, induites à la fois par le changement climatique et par l'arrêt du pâturage. Cette augmentation entraîne des modifications du couvert herbacé, notamment une diminution de la richesse spécifique (Pornaro et *al.*, 2013).

A l'inverse, l'intensification du pâturage associé aux changements climatiques est à l'origine de la diminution des lichens en Norvège. En effet, le pâturage intensif par les Rennes associé à une augmentation des précipitations dans cette région engendrant une augmentation des dépôts azotés entraînent une diminution des lichens (Tømmervik et *al.*, 2004).

### EFFET ANTAGONISTES

---

Dans certains cas, le pâturage permet de limiter les effets engendrés par le changement climatique et notamment la disparition d'espèces (Klein et *al.*, 2004). En effet, l'abandon du pâturage, couplé à des événements climatiques exceptionnels, comme les sécheresses, peuvent conduire à la prolifération de *Nardus stricta*. Cette dernière est une espèce avec une faible qualité fourragère et dont la prolifération peut entraîner une diminution de la diversité. Dans les Pyrénées le maintien d'une activité de pâturage empêche la prolifération de *Nardus stricta* (Pardo et *al.*, 2015). Le pâturage permet donc de tamponner les effets d'évènements climatiques exceptionnels. De plus, il tamponne, non seulement, les effets de ces évènements climatiques exceptionnels, mais plus globalement certains effets du changement climatique, comme la remontée en altitude des espèces végétales. C'est ce qu'ont montré Speed et *al.*, (2012) au Sud de la Norvège. Pour des faibles pressions de pâturage par les moutons, la remontée des espèces végétales ne serait que de 1.1 m, contre 3 m de remontée en absence de pâturage après 8 années.

La mise en place de la base de données multi-massif sur le long terme permettra de faciliter l'analyse du rôle couplé des changements du climat et des usages en alpages. Cette base de données constitue un investissement à long terme et répond à un besoin d'observatoire des effets des changements globaux. L'important historique de végétation que présentent certains territoires permet de fournir des premiers éléments de réponse sur le comportement des végétations d'alpages au cours du temps dans un contexte de changement global.



## 3 Matériels & Méthodes

### 3.1 Construction de la base de données

La construction de la base de données s'est effectuée en concertation avec les différents partenaires du programme alpages sentinelles : le parc national des Écrins, le parc national de la Vanoise, le Mont Ventoux, IRSTEA (réalisant des relevés de végétations dans le parc naturel régional du Vercors) et le LECA (effectuant des relevés sur des alpages au col du Lautaret). Lors de la réunion du 2 mars 2016, il a été réalisé, un état des lieux des données de végétation disponibles sur les différents territoires.

#### 3.1.1 Détermination des métadonnées à intégrer dans la base de données

Un choix a été effectué pour les métadonnées qui seront associées à chaque relevé, et incorporées dans la base de données. Les métadonnées sélectionnées pour la base de données ont été classées en 6 grandes catégories (Figure 2).

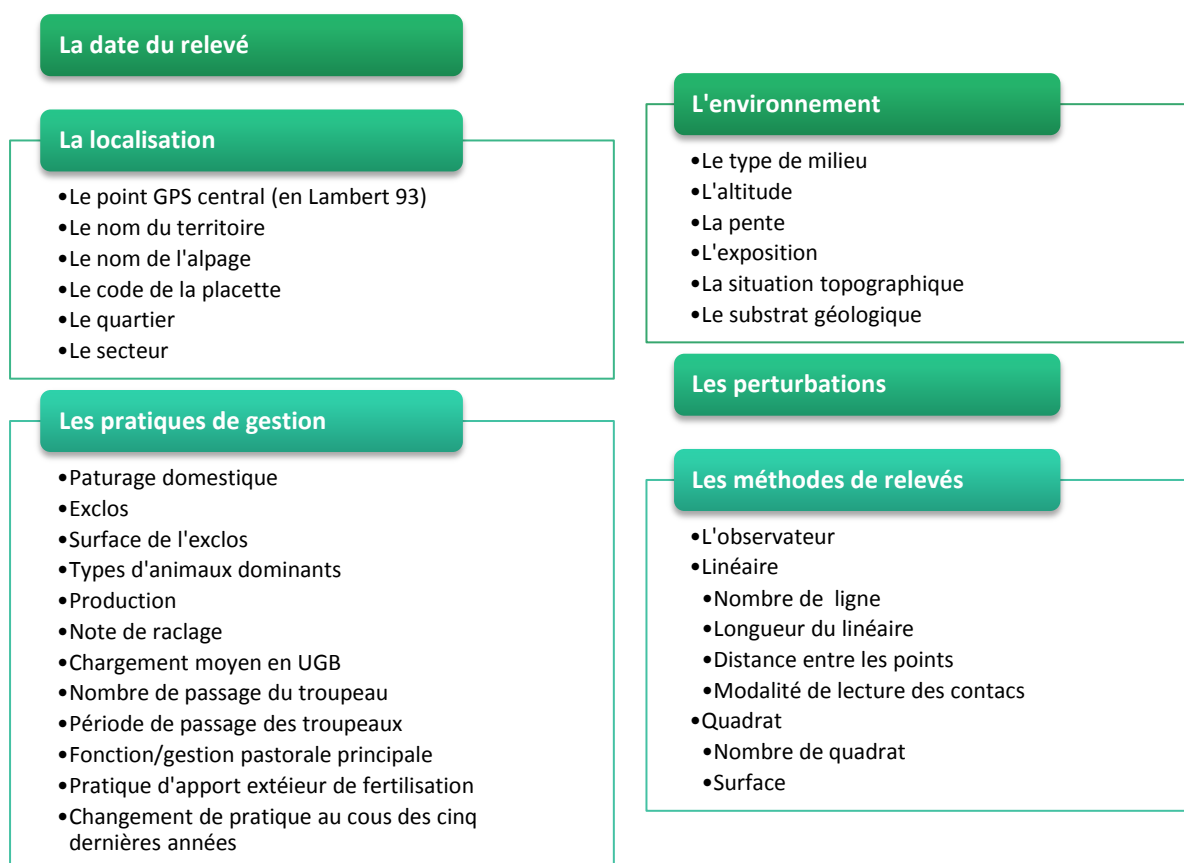


Figure 2 : Métadonnées choisies pour être incorporées dans la base de données FLOREM

La première catégorie fournit les dates auxquelles ont été effectués les relevés. Elle permettra ensuite de suivre l'évolution dans le temps de la composition de ce relevé. La localisation permet d'effectuer le relevé chaque année au même endroit. Les pratiques de gestion permettent de renseigner sur les pratiques effectuées sur les sites de relevés et de lier une potentielle modification de la végétation aux pratiques de gestion. De même pour les perturbations qui peuvent être à l'origine de modification de la végétation (incendies, sangliers



etc.). Enfin, les méthodes de relevés permettent de réaliser les relevés avec la même méthode au cours du temps et de pouvoir les comparer.

Ces métadonnées sont autant d'éléments qui peuvent favoriser l'interprétation des résultats concernant l'analyse des dynamiques de végétation.

Un tableau Excel a été réalisé avec ces métadonnées suivies des noms d'espèces en tête de chaque colonne, et des relevés en tête de ligne. Pour chaque relevé les métadonnées ont été complétées par les représentants des différents territoires, dans la mesure où elles étaient disponibles. La construction de cette base de données sur Excel constitue la première étape avant son intégration dans une véritable base de données : FLOREM.

### 3.1.2 Mise en forme des relevés de végétation

Afin de faciliter les analyses, notamment en multi-sites, il est nécessaire que les données de végétation soient le plus comparable possible. Un travail d'homogénéisation des données a été réalisé en les transformant toutes en fréquence relative, c'est-à-dire le nombre de fois où l'espèce a été contactée sur le nombre total de points contacts dans le cas d'un relevé linéaire, ou alors, le pourcentage de recouvrement dans le cas de relevés par quadrats. Pour chaque relevé, la somme des abondances de chaque espèce est ainsi égale à 1.

### 3.1.3 Homogénéisation de la taxonomie par utilisation du référentiel TAXREF

Dans le but de limiter les erreurs de saisies des noms d'espèces, pour chaque espèce contactée un code TAXREF (version 9.0) lui a été attribué.

TAXREF a été élaboré par le Museum National d'Histoire Naturelle, et constitue le référentiel taxonomique pour la faune, la flore et la fonge de France métropolitaine et d'outre-mer. Il a pour but de lister et nommer toutes les espèces en leur donnant un nom scientifique unique. Le référentiel TAXREF permet de rendre différents jeux de données (utilisant les codes TAXREF) compatibles grâce aux normes communes de références. C'est notamment le cas dans le programme alpages sentinelles, avec des données provenant de différents territoires. Enfin, ce référentiel permet un suivi et une gestion des évolutions taxonomiques des données des espèces. Les changements de noms d'espèces sont gérés en créant de nouveaux enregistrements pour ces espèces.

Pour chaque espèce, le CD\_NOM et le CD\_REF correspondant lui a été attribué. Le CD\_NOM est l'identifiant unique du nom scientifique. Le CD\_REF, constitue l'identifiant du taxon de référence.

Par exemple, pour *Deschampsia flexuosa* :

CD\_NOM : 94628

CD\_REF : 85418

Le CD\_REF correspond au taxon de référence : *Avenella flexuosa*. Ce nom scientifique de référence possède donc le même CD\_NOM et CD\_REF, ici, 85418. Ainsi, le CD\_NOM et le CD\_REF sont identiques pour les noms scientifiques de référence.



Le CD\_NOM est indispensable pour l'identification d'une espèce. L'association avec le CD\_REF permet de connaître le nom de l'actuel taxon de référence. Cependant, le couple CD\_NOM/CD\_REF est évolutif du fait des changements des taxons de référence. Il est donc nécessaire de vérifier les correspondances CD\_REF entre la base de données et le référentiel TAXREF. Pour ce faire, chaque nouvelle version du référentiel délivre une liste des changements ayant été effectués (Gargominy et *al.*, 2015).

### 3.2 Sites d'études

La création de la base de données a porté sur les relevés réalisés sur différents territoires des Alpes française (Tableau 1) :

Tableau 1 : Caractéristiques des territoires suivis dans le cadre du programme alpages sentinelles

	Département	Température moyenne annuelle 2015 (°C)	Cumul des précipitations en 2015 (mm)	Zone altitudinale des relevés (m)	Pâturage	Présence d'exclos	Date des premiers relevés
<b>Carmejane</b>	Alpes de Haute Provence	9,875	735,6	2070-2100 $\bar{x}=2090$	Ovin	Non	2015
<b>Ecrins</b>	Hautes-Alpes	12	981,2	1540-2560 $\bar{x}=2060$	Ovin, Bovin	Non	1995
<b>Huez</b>	Isère	5,975	820	1657-2073 $\bar{x}=1912$	Ovin, Bovin	Oui	1981
<b>Lautaret</b>	Hautes-Alpes	6,01	718	1922-2476 $\bar{x}=2068$	Ovin, Bovin	Non	2003
<b>Vanoise</b>	Savoie	3,9	911,1	1916-2630 $\bar{x}=2264$	Ovin, Bovin	Non	2013
<b>Ventoux</b>	Vaucluse	8,375	1562,5 (en 2014)	840-1620 $\bar{x}=1337$	Ovin	Oui	2012
<b>Vercors</b>	Drome Isère	8,20	1089	1591-1725 $\bar{x}=1656$	Ovin, Bovin	Oui	1988

A l'exception du territoire d'Huez (avec des relevés chaque année de 1981 à 1990), tous les relevés ont été effectués avec des intervalles de temps de plus d'un an.

Pour le suivi au long terme de la structure de la végétation, seuls les territoires des Ecrins, du Vercors et d'Huez ont été utilisés compte tenu de l'ancienneté de leurs relevés (Tableau 1) permettant de mettre en évidence d'éventuelles modifications de ces végétations.

Les relevés de végétations sont effectués dans des communautés (« Type de milieu » dans la base de données) différentes selon les sites. Pour le suivi au long terme de la structure de la végétation et la réponse de la végétation à l'exclusion du pâturage, les analyses ont porté sur plusieurs types de végétations dans les Ecrins, Huez et le Vercors. Dans les Ecrins, trois communautés ont été analysées : les pelouses de mode nival (ou combes à neige), les pelouses de mode intermédiaire et les queyrellins. Le Vercors présente deux grands types de communautés : les pelouses sèches et les pelouses fraîches. Enfin le dernier territoire à avoir été étudié, Huez, ne présente qu'un seul type de communauté : les landes à *Vaccinium spp.*.





### 3.3 Méthodes de relevés de végétation

Tableau 2: Méthodes de relevés utilisées sur les différents territoires

	Méthode de relevé	Nombre de plot	Nombre de ligne/plot	Longueur du linéaire total (m)	Nombre de point total	Nombre	Surface (m <sup>2</sup> )
<b>Carmejane</b>	Relevé linéaire	3	1	25	100		
<b>Ecrins</b>	Relevé linéaire	7	1	20	100		
		23	1	25	100		
<b>Huez</b>	Relevé linéaire	10	2	20	50		
	Quadrat	18				12	0,25
<b>Lautaret</b>	Relevé linéaire	3	3	24	120		
		11	3	60	120		
<b>Vanoise</b>	Relevé linéaire	15	1	25	100		
		6				9	9
<b>Ventoux</b>	Quadrat	6				12	4
		6				15	4
		10	3	30	75		
<b>Vercors</b>		10	3	30	50		
	Relevé linéaire	4	3	60	75		
		3	3	60	50		
		2	3	75	75		
		2	3	75	50		
		10	2	40	40		

Sur chacun des territoires il a été réalisé des relevés de végétations avec différentes méthodes (Tableau 2). La majorité des relevés est réalisée avec une méthode de relevé linéaire. Cette dernière consiste à planter une aiguille dans la végétation à intervalles réguliers le long d'un transect. La longueur de la ligne, le nombre de points et l'intervalle varient selon les territoires. Les quadrats effectués sont réalisés avec des méthodes différentes. Au Lautaret, les quadrats sont réalisés avec la méthode BOTANAL qui est basée sur l'estimation du recouvrement des espèces majoritaires. Au Ventoux, le recouvrement de chaque espèce présente est estimé par la moyenne de sa classe de recouvrement (classe de 5%).

### 3.4 Composition et structure des communautés

#### 3.4.1 Composition floristique des relevés et dynamique temporelle

L'Analyse factorielle des correspondances (AFC) a été utilisée pour mettre en évidence les dynamiques temporelles de suivis des sites de relevés au sein de chaque territoire disposant d'au moins deux dates de suivis espacées de plusieurs années : Vercors, Huez, Ecrins. Pour cette AFC, l'utilisation des relevés réalisés sur ces trois territoires a été exhaustive. L'AFC va permettre de simplifier l'information comprise dans le tableau de données de végétation et ainsi la rendre plus facilement interprétable. Ces AFC ont permis de positionner les relevés au cours du temps et ainsi de suivre la dynamique de chaque site de relevés.



### 3.4.2 Analyse de la structure des communautés : dynamique temporelle et réponse à l'arrêt du pâturage

Pour les analyses qui suivent, les relevés de l'Alpe d'Huez, du parc des Écrins et du Vercors ont été utilisés.

Pour le suivi temporel des végétations, seuls les relevés avec une stabilité de la perturbation par le pâturage ont été conservés. Les données des relevés effectués dans les défens n'ont donc pas été prises en compte pour la dynamique temporelle de la végétation. Compte tenu des différences de dates auxquelles ont été effectués les relevés, chaque massif a été étudié indépendamment.

Pour l'étude des effets de l'exclusion du pâturage, les relevés effectués dans les défens et leurs équivalents pâturés à l'Alpe d'Huez et dans le Vercors ont été utilisés (les Ecrins ne possèdent pas de dispositifs d'exclus sur leur territoire). A l'exception d'un exclus de 500 m<sup>2</sup> dans le Vercors, les exclos ont une surface de 100m<sup>2</sup> pour les deux territoires. Dans le Vercors, 6 paires de sites pâturés/non pâturés sont étudiés et 5 paires à Huez.

Pour toutes les analyses, le tableau ci-dessous (Tableau 3) détaille les années des relevés utilisés.

Tableau 3 : Années des relevés utilisés pour les analyses

	ANOVA répétées	Régression linéaire	ANOVA a effets mixtes
<i>Ecrins</i>	1995, 2010 et 2015	1995, 1997, 2000, 2005, 2010 et 2015	
<i>Huez</i>	1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1988, 1990 et 2012	1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1988, 1990, 1999, 2005 et 2012	1981 et 2012
<i>Vercors</i>	1988, 2001, 2011 et 2016	1988, 2001, 2011 et 2016	1988 et 2016

#### DIVERSITÉ SPECIFIQUE

La réponse de la diversité spécifique au cours du temps et à l'arrêt du pâturage a été étudiée en utilisant l'indice de diversité de Shannon :

$$D = - \sum P_i \log P_i$$

Avec :

$$P_i = \text{fréquence relative de l'espèce } i$$

Cet indice varie de 0 à log(N). Il est minimal lorsqu'une seule espèce est présente, ou si plusieurs sont présentes, mais qu'une seule domine fortement. A l'inverse, il est maximal lorsque plusieurs espèces sont présentes dans des proportions similaires.



Les espèces ont été réparties en 5 formes de vie (Tableau 4). La somme de la fréquence des espèces appartenant à ces formes de vie a été effectuée pour obtenir la fréquence de chacune des formes de vie. Cette approche fonctionnelle a permis d'analyser des groupes d'espèces selon leur fonction et leur propriété afin de mettre en évidence les interactions en cours.

Tableau 4 : Formes de vies étudiées

Forme de vie	Description
Herbacés graminoides	Monocotylédones <i>Poaceae</i>
Non rosettes	Dicotylédones non rosettés et non légumineuses
Rosettes	Dicotylédones rosettés
Légumineuses	<i>Fabaceae</i>
Ligneux	Arbres ou buissons

### 3.4.3 Analyses statistiques

Les AFC ont été réalisées sur R avec le package *ade4*. Pour chaque ANOVA réalisée, l'homogénéité des variances ainsi que la normalité des résidus ont été vérifiés. Lorsque les conditions n'étaient pas respectées, les données ont été transformées en racines carrées. Pour les ANOVA répétées, un test de Mauchly a également été réalisé. Les ANOVA répétées ont été réalisées sur R avec le package *ez*, et l'ANOVA à effets mixtes a été réalisé avec le package *lmerTest*. Les graphiques ont été réalisés avec le package *ggplot2*.

- **Analyse de la structure à l'état final**

La comparaison de la composition des formes de vie pour chacun des sites pâturés et non pâturés à leur état final (2012 pour Huez et 2016 pour le Vercors) a été effectuée à l'aide d'une ANOVA à effets mixtes, avec le type de gestion (pâturé et défens) en facteur fixe et le bloc (couple défens pâturé) comme un effet aléatoire. Le bloc du couple défens/pâturé permet de contrôler les conditions spécifiques à chaque paire, et ainsi de limiter l'effet de facteur confondant. La covariable de la fréquence des formes de vie à l'état initial (1981 pour Huez et 1988 pour le Vercors) a été introduite dans l'analyse afin de supprimer l'effet d'un possible déséquilibre initial.

- **Analyse de la structure au cours du temps**

L'évolution temporelle de la fréquence de chaque forme de vie des territoires pâturés des Ecrins, d'Huez et du Vercors a été analysée en effectuant une ANOVA répétée dans le temps à deux facteurs (temps et communauté).

L'évolution de l'indice de Shannon au cours du temps a été analysée à l'aide d'une ANOVA répétée dans le temps à deux facteurs (temps et communauté) pour chacun des sites (Écrins et Vercors). Pour Huez le facteur communauté n'a pas été étudié car tous les relevés appartiennent à la même communauté (lande à *Vaccinium spp.*). Les sites en défens du Vercors et d'Huez n'ont pas été utilisés pour cette analyse.

Une régression linéaire a été effectuée afin d'analyser la relation entre l'année et l'indice de Shannon pour chaque communauté des trois massifs (Ecrins, Huez et Vercors).

Pour évaluer l'effet de l'arrêt du pâturage, une seconde analyse de l'évolution de l'indice de Shannon au cours du temps a été réalisée à l'aide d'une ANOVA répétée dans le temps à trois



facteurs (temps, communauté et gestion) pour les sites pâturés et non pâturés du Vercors. Pour les sites pâturés et non pâturés d'Huez, une ANOVA répétée uniquement à deux facteurs a été réalisée (temps et gestion).

Une autre régression linéaire a également été réalisée afin d'analyser les relations entre l'année et l'indice de Shannon pour les zones pâturées et les zones non pâturées dans chaque communauté (lande, pelouse fraîche et pelouse sèche).

## 4 Résultats

### 4.1 Dynamique temporelle de la composition floristique

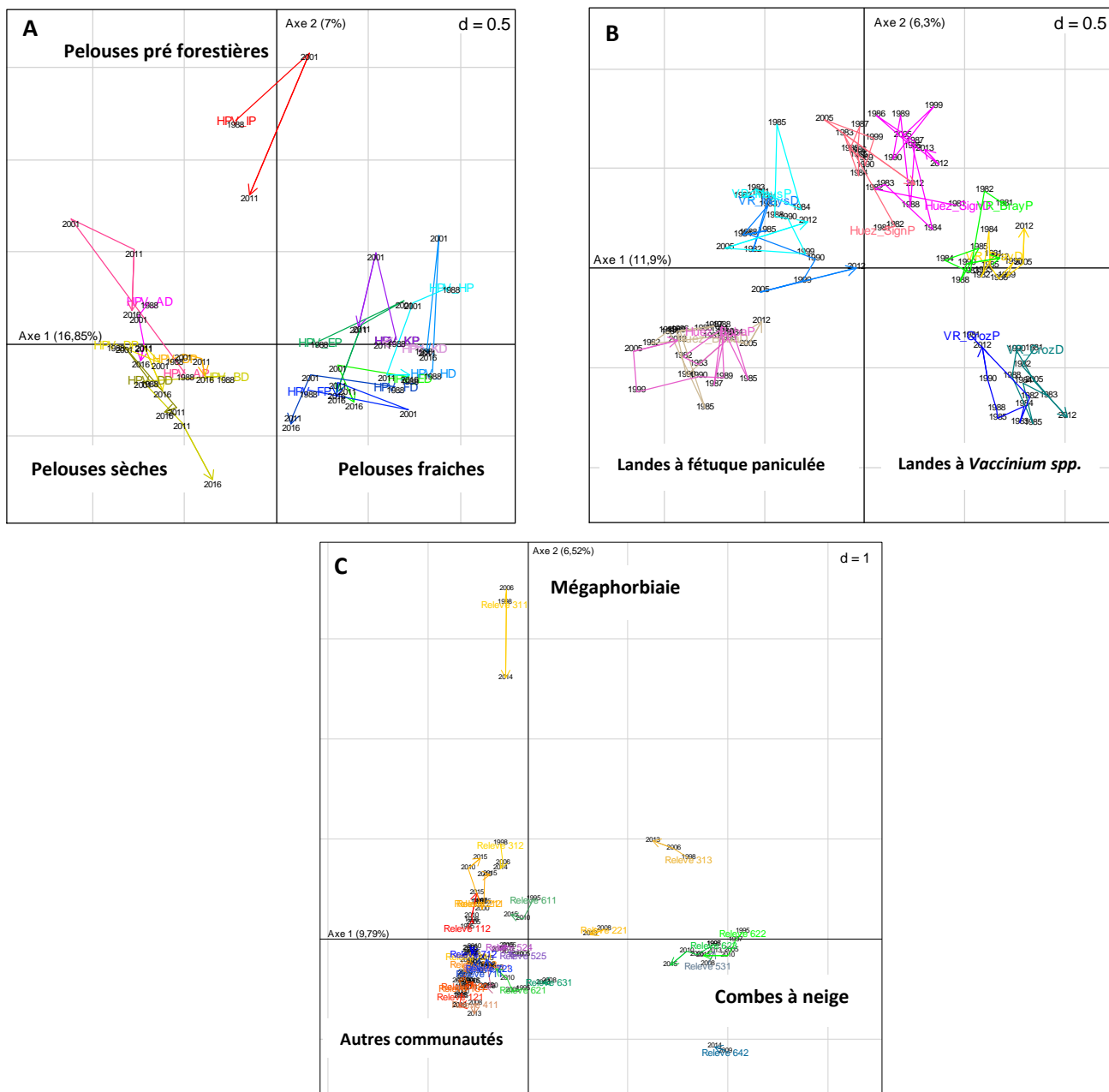


Figure 3 : Représentation dans les plans composés des axes 1 et 2, de l'AFC des plots de suivi au cours du temps de la végétation des massifs : Vercors (A), Huez (B) et Ecrins (C). Une couleur différente est utilisée pour chaque relevé. La pointe des flèches correspond à la composition du relevé à l'état final. Pour le Vercors (A) et Huez (B) les sites en défens sont représentés sur cette AFC. On les différencie par la lettre P (pâturé) ou D (défens) à la fin de chaque nom de relevé. Dans les Ecrins (C), les autres communautés, correspondent à toutes les communautés autres que combes à neige et mégaphorbiaie, comme les queyrellins et les pelouses de mode intermédiaire.

Il existe une variabilité interannuelle de la composition floristique pour chacun des relevés (Figure 3). Globalement, la dynamique temporelle ne démontre pas de véritable tendance dans les changements de compositions. L'ampleur (distance entre deux relevés d'un même plot) des changements de compositions floristiques n'est pas non plus constante au cours du temps. Dans chaque relevé, le même cortège d'espèces se maintient.

L'AFC du Vercors (Figure 3A) permet de distinguer les pelouses sèches, les pelouses fraîches et les pelouses pré forestières. L'axe 1 correspond à un gradient de disponibilité en eau, et l'axe 2 est associé à la fermeture du milieu. L'ampleur des changements est relativement similaire quel que soit le type de communauté. Les plots pâturés sont toujours proches de leurs homologues non pâturés.

L'AFC des sites réalisés sur Huez (Figure 3B) met en évidence un gradient d'abondance de la fétuque paniculé dans les landes. Cette AFC démontre bien la présence d'une variabilité interannuelle de la composition floristique. Cependant aucune dynamique qui pourrait conduire à des changements progressifs de la végétation vers une même direction n'est mise en évidence. La composition floristique des couples de relevés pâturés et non pâturés est toujours très proche.

L'AFC des Ecrins (Figure 3C), met en évidence un noyau de relevés avec des compositions floristiques proches, et quelques relevés plus excentrés. Ces derniers correspondent à des relevés réalisés dans des combes à neiges et à un relevé réalisé dans une mégaphorbiaie. Au cours du temps, la dynamique des relevés dans les combes à neige tend vers une composition plus similaire à celles des autres communautés.

## 4.2 Dynamique temporelle sur le long terme de la structure des communautés subalpines pâturées

### DYNAMIQUE DE LA DIVERSITÉ SPECIFIQUE : INDICE DE SHANNON

L'évolution de l'indice de Shannon au cours du temps diffère entre les territoires et les communautés. Dans le parc national des Écrins, l'indice de Shannon ne varie pas significativement au cours du temps, quelle que soit la communauté (Tableau 5). Pour Huez et les pelouses fraîches du Vercors, une augmentation significative a été constatée (Figure 4B-C). Les pelouses sèches présentent une variabilité interannuelle de l'indice de Shannon (Tableau 5) mais pas de relation linéaire significative (Figure 4C) contrairement aux pelouses fraîches.

Tableau 5 : Résultats de l'ANOVA sur mesures répétées sur les effets de la communauté, de l'année et leur interaction sur l'indice de Shannon. Les p values significatives ( $P < 0,05$ ) sont surlignées en gras et indiquées par une \*.

	Écrins			Huez			Vercors		
	DF	F value	p value	DF	F value	p value	DF	F value	p value
<b>Indice de Shannon</b>									
Communauté	2;8	0,04	0,958	-	-	-	1;4	14,5	<b>0,0188*</b>
Année	2;16	1,4	0,267	7 ;28	6,2	<b>0,0002*</b>	3;12	10	<b>0,001*</b>
Communauté*année	4;16	1,9	0,158	-	-	-	3;12	0,83	0,4984



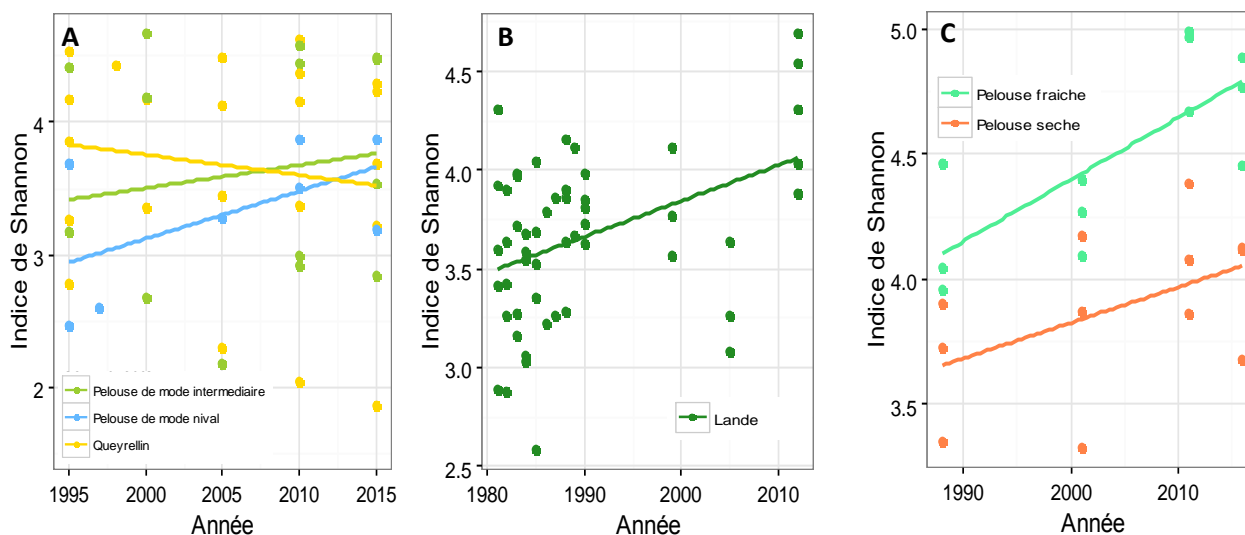


Figure 4 : Régressions linéaires de l'indice de Shannon au cours du temps pour les relevés réalisés dans les Ecrins (A), à Huez (B) et dans le Vercors (C) en fonction des communautés dans lesquels ils ont été effectués. Pour les queyrellins (jaune) des Ecrins (A) la valeur de  $R^2=0,02$  et  $P= 0,53$ . Pour les pelouses de mode intermédiaires (vert) des Ecrins (A),  $R^2= 0,02$  et  $P=0,6$ . Pour les pelouses de mode nivale (bleu) des Ecrins (A),  $R^2=0,33$  et  $P=0,139$ . Pour les landes d'Huez (B),  $R^2= 0,17$  et  $P= 0,0027$ . Pour les pelouses fraîches (vert clair) du Vercors (C),  $R^2= 0,58$  et  $P= 0,004$ . Pour les pelouses sèches (rouge) du Vercors (C),  $R^2= 0,24$  et  $P=0,10$ .

#### DYNAMIQUE TEMPORELLE DE LA FREQUENCE DES DIFFERENTES FORMES DE VIE DES PLANTES

Des changements significatifs de fréquence des formes de vie au cours du temps sont constatés (Tableau 6). Ces changements et les formes de vie concernées diffèrent en fonction des communautés des différents massifs.

Pour les communautés du site des Ecrins, on observe une augmentation de la fréquence des graminoides qui semble plus marquée dans les combes à neige (Figure 5A). L'effet d'interaction communauté\*année est cependant non significatif (Tableau 6).

La fréquence des dicotylédones en rosettes diminue de façon significative au cours du temps dans les communautés des Ecrins. Cependant, cette diminution dépend des communautés considérées (interaction communauté\*année significative ; Tableau 6), elle est notamment beaucoup plus prononcée dans les pelouses de mode nivale (Figure 5B). Aucun changement significatif n'a été détecté pour les autres formes de vie.

Pour les sites d'Huez, ne concernant que le seul type de communauté de landes, aucune des formes de vie étudiées ne présente un changement significatif de fréquence au cours du temps (Tableau 6). Cependant, la tendance quasi significative (Tableau 6), indique une variabilité interannuelle de la fréquence des graminoides. Cette variabilité interannuelle n'est pas traduite par une relation linéaire au cours du temps (Figure 5C).

Les suivis réalisés sur les sites du Vercors présentent une variabilité interannuelle de la fréquence de certaines formes de vie qui ne se traduit pas nécessairement par une tendance linéaire. Des changements significatifs au cours du temps sont constatés pour les dicotylédones



non rosettes et rosettes et les légumineuses (Tableau 6). Les non rosettes subissent une variation interannuelle de leur fréquence (Tableau 6) qui ne se traduit pas par une tendance linéaire (Figure 5D).

Les dicotylédones en rosettes présentent une diminution au cours du temps quelle que soit les communautés (Figure 5F). Cependant, la condition de normalité des résidus n'a pas été respectée pour les dicotylédones en rosettes.

Une variation interannuelle de la fréquence des légumineuses est constatée (Tableau 6). La communauté n'a pas d'effet significatif. Néanmoins, l'effet d'interaction communauté\*année a une tendance significative ( $P < 0,1$ ; Tableau 6). On constate une augmentation suivie d'une diminution des légumineuses dans les pelouses sèches. Et une augmentation suivie d'une relative stagnation pour les pelouses fraîches (Figure 5E).

Tableau 6 : Résultats de l'ANOVA sur mesures répétées sur les effets de la communauté, de l'année et de leur interaction sur la fréquence des différentes formes de vie. Les p values significatives ( $P < 0,05$ ) sont surlignées en gras et indiquées par une \*. Les p values presque significative ( $P < 0,1$ ) sont en gras et en italique. Le texte surligné en pointillé indique le non-respect de la condition de normalité des résidus pour la réalisation de l'ANOVA.

	Ecrins			Huez			Vercors		
	DF	F value	p value	DF	F value	p value	DF	F value	p value
<b>Graminoïdes</b>									
Communauté	2;8	0,7	0,528	-	-	-	1;4	0,2	0,684
Année	2;16	3,7	<b>0,0471*</b>	7;28	2,0	<b>0,096</b>	3;12	2,2	0,137
Communauté*année	4;16	0,9	0,478	-	-	-	3;12	0,1	0,959
<b>Rosettes</b>									
Communauté	2;8	5,9	<b>0,027*</b>	-	-	-	<u>1;4</u>	<u>0,08</u>	<u>0,796</u>
Année	2;16	5,0	<b>0,020*</b>	7;28	1,7	0,138	<u>3;12</u>	<b>4,8</b>	<b>0,020*</b>
Communauté*année	4;16	5,6	<b>0,005*</b>	-	-	-	<u>3;12</u>	<u>0,5</u>	<u>0,686</u>
<b>Non rosettes</b>									
Communauté	2;9	0,8	0,487	-	-	-	1;4	0,5	0,502
Année	2;18	2,8	0,087	7;28	1,6	0,188	3;12	5,4	<b>0,014*</b>
Communauté*année	4;18	0,1	0,977	-	-	-	3;12	0,7	0,560
<b>Légumineuses</b>									
Communauté	2;8	1,6	0,256	-	-	-	1;4	0,3	0,618
Année	2;16	1,1	0,356	7;28	1,0	0,454	3;12	4,8	<b>0,020*</b>
Communauté*année	4;16	0,4	0,777	-	-	-	3;12	2,8	<b>0,083</b>
<b>Ligneux</b>									
Communauté	2;8	2,5	0,145	-	-	-	1;4	0,0	0,900
Année	2;16	0,5	0,585	7;28	0,7	0,662	3;12	0,4	0,787
Communauté*année	4;16	0,7	0,627	-	-	-	3;12	0,5	0,710





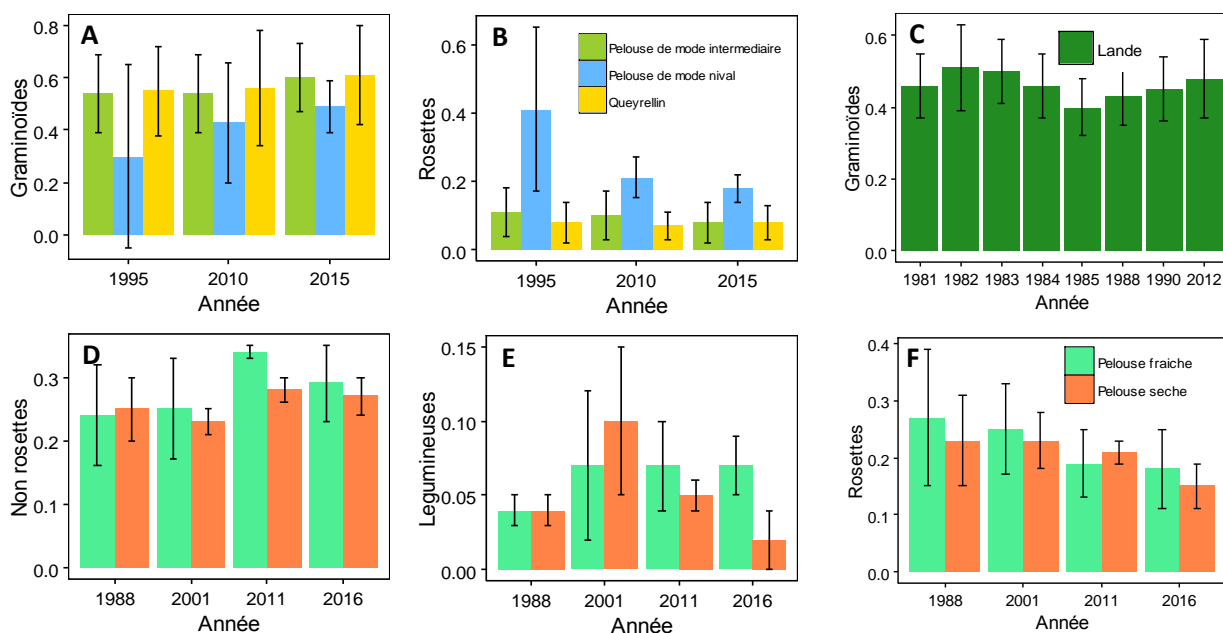


Figure 5: Fréquences des formes de vies : graminoides (A et C), rosettes (B et F), non rosettes (D) et Légumineuses (E) au cours du temps dans les différentes communautés des Ecrins (A et B), d’Huez (C) et du Vercors (D, E et F). Les barres représentent les valeurs moyennes  $\pm$  l’écart type.

### 4.3 Dynamique sur le long terme de la structure de la communauté sous l’effet de l’exclusion du pâturage

#### EFFET DE L’EXCLUSION DU PATURAGE SUR LA DIVERSITÉ SPECIFIQUE AU COURS DU TEMPS SUR LES SITES D’HUEZ ET DU VERCORS

Il existe une variabilité interannuelle importante (effet année très significatif). Sur le Vercors cette variabilité dépend aussi de la communauté (Tableau 7). L’évolution de l’indice de Shannon au cours du temps pour les sites d’Huez et du Vercors présente une augmentation significative avec un effet de la communauté pour le Vercors (Tableau 7).

Tableau 7 : Résultats de l’ANOVA sur mesures répétées sur les effets de la communauté, de l’année, de la gestion et de leurs interactions sur l’indice de Shannon pour les sites d’Huez et du Vercors. Les *p* value significatives ( $P < 0,05$ ) sont en gras et indiquées par une \*.

	Huez			Vercors		
	DF	F value	p value	DF	F value	p value
<b>Indice de Shannon</b>						
Communauté	-	-	-	1;8	23,2	<b>1,32e-03*</b>
Année	7;56	8,3	<b>6,57e-07*</b>	3;24	25,9	<b>1,07e-07*</b>
Gestion	1;8	0,06	0,815	1;8	0,4	0,563
Communauté*année	-	-	-	3;24	0,8	0,513
Communauté*Gestion	-	-	-	1;8	1	0,351
Gestion*année	7;56	1,1	0,381	3;24	0,3	0,825
Communauté*Gestion* Année	-	-	-	3;24	0,8	0,510



L'arrêt du pâturage (facteur gestion) n'a pas d'effet significatif sur la diversité spécifique au cours du temps quelle que soit la communauté. Des différences sont cependant détectées avec la régression linéaire.

Dans les landes, la variation de l'indice de Shannon expliquée par le facteur année est très faible (6% pour les défens et 17% pour les plots pâturés). De plus, pour les défens, la relation linéaire n'est pas significative (Figure 6A). Cependant il existe une tendance non-significative ( $P=0,0879$ ) indiquant une légère augmentation.

Dans les pelouses fraîches (Figure 6B), l'effet année explique respectivement 58% et 59% de la variation de l'indice de Shannon dans les zones pâturées et les défens. Il y a bien une augmentation significative de l'indice de Shannon au cours du temps.

Pour les pelouses sèches, une augmentation significative de l'indice de Shannon des zones non pâturées est constatée alors que la relation linéaire n'est pas significative ( $P=0,1$ ) pour les zones pâturées (Figure 6C).

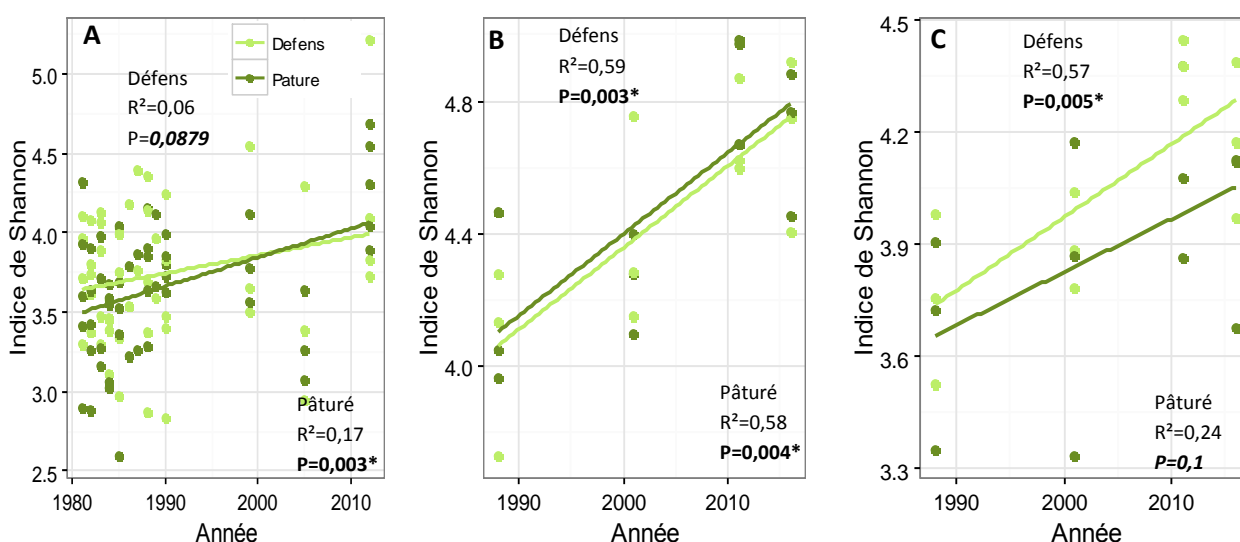


Figure 6: Régressions linéaires de l'indice de Shannon en fonction du temps dans les landes (A), les pelouses fraîches (B) et les pelouses sèches (C) pour les plots pâturé (vert foncé) et non pâturé (vert clair). Les coefficients de détermination associés à chaque droite sont indiqués ainsi que la p value. Les p value significative ( $P<0,05$ ) sont surlignées en gras et indiquées par une \*. Les p values presque significatives ( $P<0,1$ ) sont en gras et en italique.

#### EFFET DE L'EXCLUSION DU PATURAGE SUR LA FREQUENCE DES FORMES DE VIE AU COURS DU TEMPS SUR LES SITES D'HUEZ ET DU VERCORS

Des effets significatifs de l'arrêt du pâturage sur la fréquence de certaines formes de vie ont été constatés. Pour certaines de ces formes de vie, les effets varient selon les communautés.

L'arrêt du pâturage a un effet significatif sur la fréquence de plusieurs formes de vie : les graminoides, les légumineuses et les ligneux (Tableau 8). L'arrêt de pâturage conduit à une réduction de la fréquence des graminoides (Figure 7A).

La fréquence des légumineuses varie selon la gestion et la communauté. Dans les landes et les pelouses fraîches, les légumineuses sont moins fréquentes dans les défens. A l'inverse, dans les pelouses sèches, les légumineuses y sont plus présentes (Figure 7D). L'exclusion du pâturage augmente la fréquence des ligneux. Cette augmentation est plus prononcée dans les landes (Figure 7E).

Tableau 8: Résultats de l'ANOVA sur les effets de la communauté, de la gestion et de leur interaction sur la fréquence des différentes formes de vie. Les p values significatives sont surlignées en gras et indiquées par une \*. Les p values presque significatives ( $P < 0,1$ ) sont en gras et en italique.

	DF	F value	p value
<b>Graminoïdes</b>			
Graminoïde initial	1;15	9,7	<b>0,007*</b>
Gestion	1;15	6,5	<b>0,025*</b>
Communauté	2;15	1,3	0,314
Communauté*gestion	2;15	0,3	0,759
<b>Rosettes</b>			
Rosettes initiale	1;15	8,4	<b>0,011*</b>
Gestion	1;15	3,6	<b>0,075</b>
Communauté	2;15	4,2	<b>0,037*</b>
Communauté*gestion	2;15	2,4	0,125
<b>Non rosettes</b>			
Non rosettes initial	1;10	0,006	0,941
Gestion	1;7	1,1	0,322
Communauté	2;8	0,3	0,749
Communauté*gestion	2;7	0,5	0,603
<b>Légumineuses</b>			
Légumineuses initial	1;14	0,4	0,562
Gestion	1;9	0,3	0,604
Communauté	2;8	0,8	0,476
Communauté*gestion	2;8	4,7	<b>0,043*</b>
<b>Ligneux</b>			
Ligneux initial	1;15	14,7	<b>0,002*</b>
Gestion	1;15	5,8	<b>0,030*</b>
Communauté	2;15	2,7	<b>0,099</b>
Communauté*gestion	2;15	0,2	0,835

Enfin, la fréquence des plantes en rosettes n'est pas significativement affectée par l'arrêt du pâturage, par contre celles-ci sont plus fréquentes dans les pelouses sèches et fraîches que dans les landes (Figure 7B).

La fréquence d'espèces non rosettes n'est pas significativement affectées par le pâturage et par la communauté.

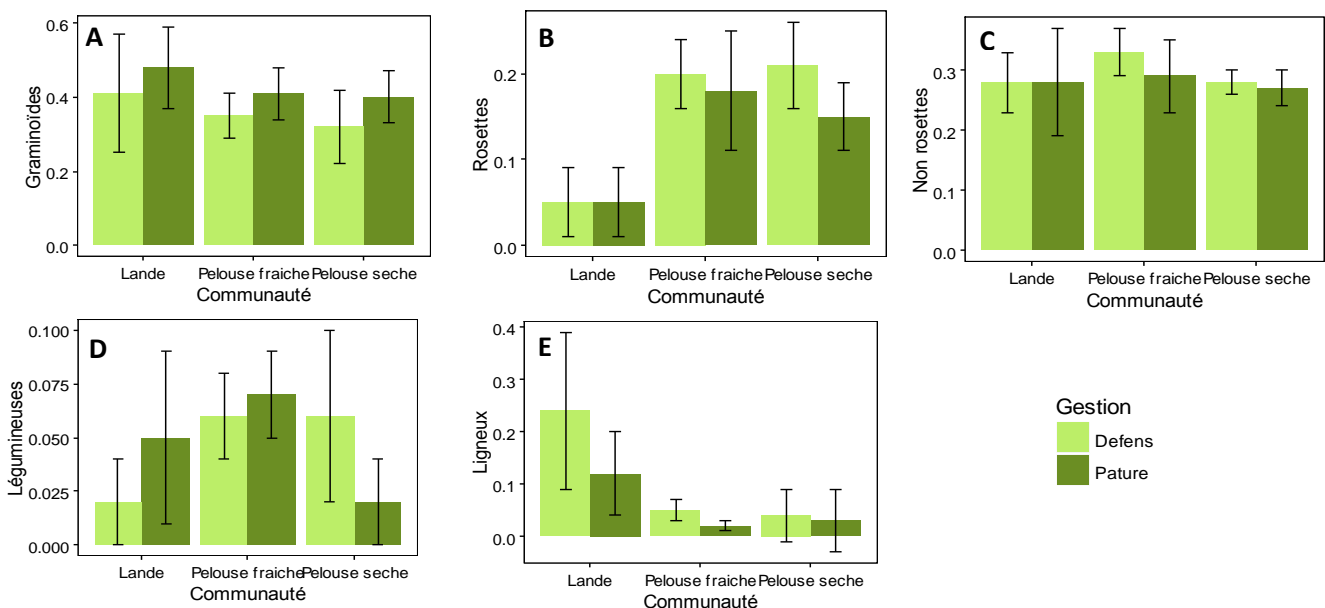


Figure 7: Fréquences des formes de vie : graminoïdes (A), Rosettes (B), Non rosettes (C), Légumineuses (D) et Ligneux (E) à l'état final (Huez : 2012 et Vercors : 2016) dans des plots en défens (vert clair) ou pâturés (vert foncé) selon trois communautés (lande, pelouse fraîche et pelouse sèche). Les barres représentent les valeurs moyennes  $\pm$  l'écart type.

## 5 Discussion

### 5.1 Intérêts d'une base de données pour le programme Alpages Sentinelles

L'intérêt premier des bases de données est de permettre la pérennité des informations qu'elles contiennent ainsi que de faciliter leurs mises à jour (Spielgelberger et *al.*, 2010). La pérennité des données permet notamment les études à long terme comme c'est le cas des suivis de végétation. Les suivis à long terme des végétations peuvent permettre de mettre en évidence des dynamiques temporelles, enjeu aujourd'hui primordial dans le contexte des changements globaux, climatique et d'usage des terres. Détecter ces dynamiques pour comprendre et anticiper le devenir de ces végétations, notamment en altitude est d'autant plus important qu'elles présentent un enjeu, non seulement environnemental mais également économique et social. Dans le cadre du programme Alpages Sentinelles la mise en place d'une base de données de végétation est donc un élément indispensable.

L'élaboration de cette base de données permet de stocker les données de plusieurs territoires et implique donc une coopération entre les différents partenaires du programme pour l'alimenter. A terme, un des projets, est la mise en place d'une saisie directe des relevés de végétation dans la base de données avec l'utilisation de smartphones ou de tablettes. Ce projet a déjà été testé avec la base de données FLOREM mais nécessite encore des améliorations pour avoir une saisie informatique sur le terrain aussi rapide qu'une saisie écrite. La mise en place de la saisie informatique permettrait d'éviter l'étape de saisie sur ordinateur des *données papiers* qui est longue et qui peut ajouter un biais via des erreurs de saisie.

Un problème important dans le cadre des bases de données botanique est le nom des taxons. Leur évolution au cours du temps est à l'origine d'erreurs dans de nombreuses études (Jansen & Dangler, 2010). L'intégration des codes TAXREF, permet de pallier à ces erreurs en intégrant un code à chaque nom scientifique. Les espèces ne sont plus seulement identifiées par leurs noms mais également par leurs codes TAXREF (CD\_NOM et CD\_REF). Cependant ces codes sont eux aussi susceptibles d'évoluer. Lorsque cela se produit, le référentiel fournit la liste des changements ayant été effectués (Gargominy et *al.*, 2015). Les codes modifiés dans le référentiel doivent donc l'être également dans la base de données. Cela implique une mise à jour de la base de données régulière et un suivi des changements de version du référentiel. L'utilisation de ce code TAXREF permet de pallier au problème de l'association de relevés d'origines différentes (*e.g.* différents massifs) lors de la mise en commun dans la base de données.

L'objectif du programme Alpages Sentinelles est l'uniformisation des méthodes de relevés entre les différents partenaires afin de pouvoir traiter ensemble les données de végétation. La majorité des partenaires du programme utilise des méthodes de relevés qui peuvent être intégrées dans la base de données élaborée avec une liste de métadonnées précise et deux méthodes de relevé (quadrat et linéaire). L'utilisation d'une méthode de relevé commune pour tous les territoires n'a pas été retenue afin de pouvoir conserver la possibilité d'exploiter les données des relevés les plus anciens (> 15 ans).



La base de données FLOREM déjà élaborée par IRSTEA constitue un avantage dans la construction d'une base de données pour les relevés de végétation du programme Alpages Sentinelles. Dans cette dernière, les relevés de végétations sont enregistrés, et les métadonnées qui leur sont associées (localisation, date *etc.*) sont également saisies. Une mise à jour de FLOREM permettra d'y intégrer les nouvelles métadonnées choisies dans le cadre de ce stage. La centralisation des données de végétations et des métadonnées associées des différents partenaires du programme dans des fichiers Excel constitue l'étape indispensable avant leur intégration dans une véritable base de données (FLOREM).

## 5.2 Evolution de la composition et de la structure des communautés

### DYNAMIQUE CONTINUE OU VARIABILITÉ INTERANNUELLE ?

---

Un des risques de l'analyse des données sur le long terme est l'interprétation des tendances sur seulement deux dates de relevés espacées dans le temps et d'en tirer des conclusions sur les dynamiques qui peuvent masquer un effet dû à une variabilité interannuelle. Pouvoir disposer de séries temporelles de relevés plus riches en dates de relevés permet de dissocier un effet continu au cours du temps de la variabilité interannuelle qui peut être due à des effets de variabilité du climat, des effets aléatoires ou de perturbations. Dans cette étude, chaque relevé étudié possède plus de deux dates de relevés. Cependant l'écart parfois conséquent entre deux dates de relevés couplés à l'étude de seulement trois relevés peut encore entraîner des interprétations erronées. C'est notamment le cas dans les Ecrins, où un écart de 15 ans sans relevé utilisable est présent. Des suivis réguliers de la végétation sont donc nécessaires pour éviter les erreurs d'interprétations lors des analyses.

Ce travail met en évidence l'existence d'une variabilité interannuelle dans la composition floristique et la structure des communautés. Cette variabilité interannuelle est constatée à la fois en condition stable de pratique pastorale et suite à l'exclusion du pâturage. Des tendances significatives peuvent tout de même apparaître malgré cette variabilité, comme c'est le cas de la diversité spécifique dans les pelouses fraîches du Vercors, ou des plantes en rosettes dans les combes à neige des Ecrins.

Ces tendances sont plus facilement détectables sur des indices de structure que sur la composition dont la variabilité masque fortement l'existence d'une tendance. Ainsi, si peu de changements continus de la composition floristique sont en cours, au niveau de la structure des communautés certains réarrangements de la végétation se mettent en place de façon continue.

### QUELLES COMPOSANTES SONT LES PLUS SENSIBLES POUR DETECTER DES CHANGEMENTS AU SEIN DES COMMUNAUTÉS ?

---

Dans cette étude, plusieurs composantes des communautés ont été étudiées : la composition, l'indice de diversité et l'abondance des groupes fonctionnels. Chacune de ces composantes offre une possibilité supplémentaire de détecter des changements des communautés au cours du temps et après l'exclusion du pâturage.



L'analyse des compositions floristiques, au cours du temps et suite à l'exclusion du pâturage, ne détecte pas de tendance notable. En revanche, elle renseigne sur la variabilité interannuelle de la composition. Elle permet une première visualisation de la dynamique de la végétation, avant l'étude d'autres composantes plus précises.

L'étude de l'abondance des formes de vie est la composante révélant le plus de changement dans les communautés étudiées. Elle renseigne sur les processus en cours (interactions) au sein des communautés. Cependant les formes de vie dont l'abondance varie au cours du temps ne sont pas les mêmes dans tous les territoires. De plus, suite à l'exclusion du pâturage les changements de fréquence de certaines formes de vie varient en fonction des communautés. L'évolution de la fréquence des formes de vie au cours du temps et suite à l'exclusion du pâturage peut s'expliquer par les capacités de certaines plantes à répondre aux effets induits par le pâturage (défoliation, piétinement, trousés *etc.*) et aux effets du changement climatique (hausse de températures). Une restructuration des espèces au sein des communautés est perceptible avec l'étude des formes de vie.

L'évolution des indices de diversité est très variable selon les territoires. Dans les Ecrins aucune augmentation de la diversité n'a été détectée, alors que des augmentations sont détectés à Huez et dans le Vercors.

Outre le réchauffement climatique, de nombreux facteurs peuvent influencer, différemment selon les territoires, la réponse de la diversité. L'association des modifications de la diversité au seul réchauffement climatique est donc délicate sans données ou analyses supplémentaires.

Pour l'étude de l'exclusion du pâturage, l'étude de la diversité ne détecte pas ou peu de différence entre zones pâturées et non pâturées contrairement à plusieurs études (*e. g.* Dullinger et *al.*, 2003 ; Mayer & Erschbamer, 2014 ; Deléglise et *al.*, 2011).

A l'exception de Dullinger et *al.*, 2003, ces études ont effectué la mesure de diversité avec la richesse spécifique. La mesure de la richesse spécifique, est une mesure qui donne autant de poids aux espèces rares qu'aux espèces abondantes. Or les espèces rares peuvent être facilement manquées lors des relevés. L'indice de diversité Shannon en pondérant les espèces par leur abondance permet de ne pas accorder autant d'importance à une espèce rare qu'à une espèce abondante (Ricklefs & Miller, 2005). Les différences entre ces études et celle-ci peuvent donc provenir de la mesure avec laquelle a été évaluée la diversité.

D'autres facteurs peuvent également jouer sur la détection d'un changement de la diversité spécifique suite à l'exclusion du pâturage ou au cours du temps. Mayer et *al.* (2009) évoquaient une durée d'étude trop courte pour la détection de changement de richesse spécifique.

Dans notre cas, la durée d'étude est de 31 ans pour Huez et 28 ans pour le Vercors. Il est possible que la durée ne soit pas encore assez longue pour qu'un processus de succession écologique se mette en place et induise des modifications de diversité après l'arrêt du pâturage. Dans les Alpes Autrichienne, Dullinger et *al.*, (2003) ont trouvé une baisse de la diversité après 100 années d'abandon du pâturage. Ces résultats confortent l'hypothèse d'un suivi encore trop court pour entraîner une baisse de la diversité dans les zones non pâturées.



La mesure de l'abondance des formes de vies, semblent être la composante des communautés détectant le plus de changement, autant suite à l'exclusion du pâturage qu'au cours du temps. L'indice de Shannon semble permettre de détecter des variations de diversité à très long terme.

Enfin, l'effet observateur joue certainement un rôle dans les différences de détection des changements de structure entre les différents territoires. En effet, pour les relevés de végétation du Vercors et d'Huez, plusieurs observateurs se sont succédés. Cette succession d'observateurs peut être à l'origine de biais dans les analyses. Pour les Écrins, la même personne (O. SENN) réalise les relevés de végétation depuis 1995, limitant ainsi cet effet observateur.

#### RÉPONSES CONTRASTÉES ENTRE TERRITOIRES ET COMMUNAUTÉS

---

Les différentes mesures effectuées ne varient pas toutes de la même façon selon les territoires et les communautés. Les Ecrins se distinguent des deux autres sites par leur réponse aux composantes de la diversité au cours du temps. Suite à l'exclusion du pâturage, certains changements varient selon les communautés.

- **Dynamique temporelle à pratique pastorale constante**

Les premières analyses sur une partie du jeu de données (Ecrins, Huez, Vercors) ont permis de mettre en évidence plusieurs éléments concernant la dynamique temporelle sur le long terme. Parmi ces aspects, le type de communauté semble être un facteur primordial pour expliquer l'intensité des changements observés au cours du temps.

Pour les Ecrins, la composition floristique des combes à neige a tendance à se rapprocher de celles des autres communautés étudiées (Figure 3C). Comme déjà observé en Italie, dans le parc national de la Majella (Evangelista et *al.*, 2016), l'abondance du type fonctionnel constitué par les graminoides augmente au cours du temps. Dans cette étude, l'augmentation concerne essentiellement les communautés de combes à neige. Dans ces communautés, elle s'accompagne d'une diminution des plantes en rosettes. Une telle homogénéisation de la végétation des communautés de combes à neige a été démontrée par Matteodo et *al.*, (2016) dans les Alpes Suisses. Ces changements de composition en types fonctionnels peuvent notamment s'expliquer par la mise en place d'interactions compétitives avec la colonisation par de nouvelles espèces et notamment les graminoides (Lesica & McCune, 2004), plus grandes et donc plus compétitives que les plantes en rosettes (Matteodo et *al.*, 2016). Cette colonisation est probablement permise par un changement des conditions environnementales de ces zones de combes à neige et notamment la diminution de la période d'enneigement. Les milieux de combes à neige semblent donc particulièrement sensibles au réchauffement climatique.

Plus globalement, les graminées semblent également augmenter dans les autres communautés présentes dans les Ecrins. Dans les communautés du Vercors, bien qu'aucune augmentation des graminoides n'ait été recensée, une tendance de la diminution des plantes en rosettes est également constatée suggérant une augmentation des interactions compétitives.





Pour les sites d'Huez et du Vercors, tous les relevés de végétation présentent une variation de l'indice de Shannon au cours du temps. Cette variation se traduit par une augmentation de la diversité dans les landes et les pelouses fraîches. L'augmentation de la diversité spécifique est en accord avec les résultats d'autres études (Mayer & Erschbamer, 2014).

L'augmentation de la diversité spécifique au cours du temps a été associée à une remontée des espèces en altitude dans plusieurs études (Walther et al., 2005 ; Parolo & Rossi, 2008 ; Grabherr et al., 1994). Dans notre cas, aucune nouvelle espèce typique des altitudes inférieures n'a été contactée. L'hypothèse d'une remontée des espèces, ici, n'est pas démontrée.

L'augmentation de la diversité peut également être reliée à l'augmentation des dépositions atmosphériques azotées au cours des dernières années (Holland et al., 2005) et à l'augmentation des taux de décomposition sous l'effet du réchauffement et des dépôts azotés (Gong et al., 2015). Les dépôts azotés peuvent favoriser des espèces plus demandeuses en nutriment, tout en conservant les espèces déjà présentes, augmentant ainsi la diversité.

L'étude des valeurs de l'indice de Landolt permettrait de confirmer ou infirmer cette hypothèse. L'absence d'augmentation de la diversité dans les communautés des Ecrins et les pelouses sèches peut s'expliquer par des conditions environnementales plus contraignantes. Les sites des Ecrins sont situés plus haut en altitude et les pelouses sèches présentent un déficit hydrique.

L'effet « année » explique peu l'augmentation de la diversité spécifique dans les landes. De plus, aucune des formes de vie étudiées n'a présenté un changement de fréquence au cours du temps dans les landes d'Huez. Les changements constatés dans ces landes au cours du temps semblent donc mesurés. Cela peut être mis en relation avec le fait que, contrairement aux autres massifs (Ecrins et Vercors), la moyenne annuelle des températures de l'Alpe d'Huez ne présente pas d'augmentation des températures (<http://climatheque.meteo.fr>) depuis les années 1990.

Dans le Vercors, la fréquence des légumineuses présente une forte variabilité interannuelle qui varie selon les communautés ( $P < 0,1$ ). Après une augmentation importante en 2001, les pelouses sèches présentent une diminution de la fréquence des légumineuses. Leur diminution dans les pelouses sèches permet d'appréhender la dynamique que ces dernières suivront dans les autres communautés en cas d'assèchement des conditions liées au changement climatique. Un printemps avec un cumul de précipitations plus important et des températures moyennes plus faibles peut expliquer l'augmentation des légumineuses en 2001 pour les deux types de communautés. Le retour vers des conditions plus sèches peut ensuite expliquer le déclin des légumineuses à partir de 2011. Ce déclin est plus important dans les pelouses sèches.

- **Suite à l'exclusion du pâturage**

Bien que la diversité spécifique, ne semble pas impactée par l'arrêt du pâturage, au niveau fonctionnel (formes de vie) des changements opèrent. Ces changements sont parfois variables selon les communautés.

L'exclusion à long terme du pâturage a induit une réduction significative de la fréquence d'espèces herbacées graminoides. Leur déclin après l'arrêt du pâturage a également été constaté en Finlande (Eskelinen & Oksanen, 2006). Les graminoides seraient des espèces tolérantes au



pâturage. En effet, ces dernières repoussent rapidement après la défoliation par le pâturage (Mulder, 1999). Le pâturage favorise donc l'installation de ces plantes herbacées graminoides. A l'inverse, l'arrêt du pâturage supprime l'avantage de ces graminoides entraînant leur diminution. Si pour les graminoides aucun effet de la communauté n'a été détecté, la fréquence des légumineuses, elle, varie. Dans les landes d'Huez et les pelouses fraîches, les légumineuses sont moins présentes après arrêt du pâturage. Ces résultats sont en accord avec ceux de Dupré & Diekmann (2001) qui ont aussi démontré une diminution des légumineuses dans les exclos. Les légumineuses bénéficieraient de la formation de trouées par le pâturage (Dupré & Diekmann, 2001). Leur diminution dans les exclos, pourrait donc provenir de l'absence de formation de sol nu par le bétail. Toutefois, un pâturage intensif entraînerait une diminution de ces légumineuses, qui sont particulièrement appréciées par les espèces qui pâturent (Fensham et al., 1999). Les contraintes environnementales plus fortes de pelouses sèches associées à la perturbation par le pâturage, peuvent être à l'origine de la diminution des légumineuses dans les pelouses sèches.

L'arrêt du pâturage entraîne également l'augmentation de la fréquence des ligneux. Cette augmentation est plus prononcée dans les landes. Ces résultats sont en accords avec d'autres études (Pornaro et al., 2013 ; Tasser & Tappeiner, 2002 ; Garde et al., 2011). L'arrêt du pâturage permet l'installation de plantes compétitives comme les arbustes et les arbres.

Les plantes en rosettes ont tendance ( $P < 0,1$ ) à être plus abondantes dans les zones non pâturées que dans les zones pâturées dans les communautés du Vercors (pelouse sèche et fraîche). Cette constatation va à l'encontre de l'hypothèse selon laquelle le pâturage favoriserait les plantes en rosettes, qui de par leur morphologie, seraient capables de résister à la pression de perturbation par le pâturage. Cela peut être mis en relation avec l'augmentation des plantes graminoides dans les pelouses pâturées, plus grandes et plus compétitrices pour la lumière.

#### LES PRAIRIES SUBALPINES, SENTINELLES DU CHANGEMENT GLOBAL ?

---

Si certaines communautés présentent une forte inertie face au changement climatique (absence de changement net), d'autres comme les combes à neiges subissent une dynamique temporelle plus linéaire bien marquée. Celle-ci peut être reliée aisément au réchauffement climatique, impactant déjà la pérennité de ces milieux et des espèces qui y sont inféodées. Ces milieux sont donc plus sensibles et plus vulnérables au changement climatique en cours, faisant d'eux d'excellents « sentinelles » du réchauffement climatique. Les suivis de la végétation et leurs analyses révèlent donc les premiers effets du changement climatique dans les Alpes Française. Il faut cependant poursuivre ces suivis afin de détecter au plus tôt des évolutions à plus grande échelle.

Bien que les autres communautés soient moins sensibles, des changements fonctionnels et de diversité sont cependant constatés. Il est nécessaire de continuer à les étudier car un effet de seuil à partir duquel des modifications se feraient sentir est possible.

#### CONSÉQUENCES POUR LE PASTORALISME

---

Aujourd'hui au vu des résultats présentés dans cette étude il n'est pas possible d'identifier de grands changements en termes de valeur pastorale pour ces végétations d'alpage. Toutefois,



des changements apparaissent dans certains milieux tels que la baisse des légumineuses dans les milieux secs. La prochaine étape serait maintenant d'examiner les conséquences de ces changements pour le pastoralisme en termes de périodes de disponibilité du fourrage, d'évolution des valeurs pastorales *etc.*

De plus, des suivis à intervalle de temps plus réguliers pourraient également permettre de détecter et d'anticiper les effets des changements dus aux extrêmes climatiques afin d'adapter les pratiques pastorales. Par exemple, il serait intéressant de connaître les pelouses les plus sensibles aux sécheresses et d'adapter la conduite du troupeau en conséquence.

Aujourd'hui, l'adaptation du pastoralisme aux extrêmes climatiques semble plus urgente que l'adaptation à une hausse progressive des températures au cours du temps.

## 6 Conclusion

Le regroupement des données de végétations des partenaires du programmes Alpages Sentinelles a permis d'appréhender la dynamique suivie par les végétations au cours du temps dans les massifs possédant déjà un long historique de végétation.

Cette étude souligne l'importance d'une mise en relation de chaque relevé avec son milieu pour être interprétée. Une généralisation de la dynamique temporelle sur la végétation n'est envisageable que dans le cas de communautés similaires. De plus, elle démontre la nécessité de l'utilisation de plusieurs mesures de biodiversité pour traduire une dynamique de la végétation.

Bien que l'attribution de ces modifications de la végétation au changement climatique soit difficile, la stabilité des pratiques pastorales depuis de nombreuses décennies conduit à penser que le changement climatique joue un rôle sur certaines des modifications de végétations au cours du temps. Globalement, si certaines communautés semblent sensibles au changement climatique, les autres semblent présenter une certaine inertie sous l'effet du réchauffement climatique. A l'heure actuelle, les changements, bien que présents, ne semblent pas suffisamment importants pour impacter le pastoralisme en montagne.

L'étude de l'exclusion du pâturage a mis en évidence des processus de réorganisation de la structure des communautés avec des modifications de la fréquence des formes de vie. Ces modifications peuvent s'expliquer par la disparition d'une perturbation qui auparavant favorisait certaines plantes tolérantes. La déprise pastorale pourrait donc conduire à des modifications des communautés pouvant affecter la diversité à long terme.

L'enjeu suivant, et qui constitue un défi à ce jour, du fait de la difficulté d'expérimenter à ces échelles en manipulant plusieurs facteurs (climat, usages), est de mieux comprendre les interactions entre réchauffement et variabilité du climat d'une part et changements d'usage d'autre part. La structure de la base de données compilée dans le cadre de ce travail, alimentée régulièrement par les suivis permanents des sites de végétation du dispositif Alpages Sentinelles, constitue un outil qui devrait permettre de mieux appréhender les interactions complexes entre alpages, usages et climat et en tirer des enseignements pour la gestion durable des alpages.



## Bibliographie

Augustine, D. J., & McNaughton, S. J. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of wildlife management*, 1165-1183.

Bodin, J. (2010). Observed changes in mountain vegetation of the Alps during the XXth century-Role of climate and land-use changes (Doctoral dissertation, Université Henri Poincaré-Nancy I; Universität Hannover).

Boutin, M. (2015). *Impacts des dépôts atmosphériques azotés sur la biodiversité et le fonctionnement des pelouses subalpines pyrénéennes* (Doctoral dissertation, Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier).

Brooks, T., Balmford, A., Burgess, N., Fjeldså, J., Hansen, L. A., Moore, J., Rahbek, C., & Williams, P. (2001). Toward a Blueprint for Conservation in Africa A new database on the distribution of vertebrate species in a tropical continent allows new insights into priorities for conservation across Africa. *BioScience*, 51(8), 613-624.

Carbognani, M., Tomaselli, M., & Petraglia, A. (2014). Current vegetation changes in an alpine late snowbed community in the south-eastern Alps (N-Italy). *Alpine Botany*, 124(2), 105-113.

Choler, P., Michalet, R., & Callaway, R. M. (2001). Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology*, 82(12), 3295-3308.

Coulon, J. P., Lescourret, F., Faye, B., Landais, E., Troccon, J. L., & Pérochon, L. (1993). Description de la base de données "LASCAR", un outil pour l'étude des carrières des vaches laitières. *INRA Productions animales*, 1993, 6 (2), pp.151-160.

Deléglise, C., Loucougaray, G., & Alard, D. (2011). Effects of grazing exclusion on the spatial variability of subalpine plant communities: a multiscale approach. *Basic and Applied Ecology*, 12(7), 609-619.

Dirnböck, T., Dullinger, S., & Grabherr, G. (2003). A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30(3), 401-417.

Dobremez, L., Nettièr, B., Bray, F., Thibaud, O., Loucougaray, G., Lavorel, S., Grigulis, K., Bigot, S., Ancelet, E., Della-Vedova, M., Bonet, R., Cabrol, M., Dentant, C., Sagot, C., Salomez, P., Baisset, M., Fougeray, D., Legeard, J. P., Garde, L., Silhol-Lerussi, A., Vieux, S., Caraguel, B., Cournil, P. J., Vilmant, J., Senn, O., Coussy, J. L., Guion, S., Reeb, A., Guyard, A. L., Auge, V., Plaige, V., Grosset, G.N., Guelpa, P., Lecourtois, L., Magdinier, R., Gaillard-Rousset, S., Dodier, H., Pauthenet, Y., Poncet, B., Schoch, M., & Lunven, C. (2012). Appui au réseau Alpages sentinelles dans les Parcs nationaux alpins. 43p.

Dobremez, L., Nettièr, B., Legeard, J. P., Caraguel, B., Garde, L., Vieux, S., Lavorel, S. & Della-Vedova, M. (2014). Les alpages sentinelles. Un dispositif original pour une nouvelle forme de gouvernance partagée face aux enjeux climatiques. *Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine*, (102-2).

Dorée, A., Bornard, A. & Bernard-Brunet, C., (2001) Evolution, en vingt ans, des pelouses et landes à myrtilles avec ou sans pâturage par des animaux domestiques



- Dullinger, S., Dirnböck, T., Greimler, J., & Grabherr, G. (2003). A resampling approach for evaluating effects of pasture abandonment on subalpine plant species diversity. *Journal of Vegetation Science*, *14*(2), 243-252.
- Dupré, C., & Diekmann, M. (2001). Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, *24*(3), 275-286.
- Fensham, R. J., Holman, J. E., & Cox, M. J. (1999). Plant species responses along a grazing disturbance gradient in Australian grassland. *Journal of Vegetation Science*, *10*(1), 77-86.
- Engler, R., Randin, C. F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann, N. E., Araújo, M. B., Pearman, P. B., Leland, G., Piedallu, C., Albert, C. H., Choler, P., Coldea, G., De Lamo, X., Dirnböck, T., Gégout, J. C., Gomez-Garcia, D., Grytness, J. A., Heegaard, E., Høistad, F., Nogués-Bravo, D., Normand, S., Puşcaş, M., Sebastià, M. T., Stanisci, A., Theurillat, J. P., Trivedi, M. R., Vittoz, P., & Guisan, A. (2011). 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology*, *17*(7), 2330-2341.
- Eskelinen, A., & Oksanen, J. (2006). Changes in the abundance, composition and species richness of mountain vegetation in relation to summer grazing by reindeer. *Journal of Vegetation Science*, *17*(2), 245-254.
- Evangelista, A., Frate, L., Carranza, M. L., Attorre, F., Pelino, G., & Stanisci, A. (2016). Changes in composition, ecology and structure of high-mountain vegetation: a re-visitation study over 42 years. *AoB Plants*, *8*, plw004.
- Garde, L., Guende, G., Beylier, B., Fonty, C., & Gaudin, R. (2011). Les pelouses sommitales du Luberon, sentinelles du réchauffement climatique-Évolution des écosystèmes pâturés sur 30 ans, 1982-2011.
- Gargominy, O., Terceire, S., Régnier, C., Ramage, T., Schoelinck, C., Dupont, P., Vandiel, E., Daszkiewicz, P., & Poncet, L. (2015). *TAXREF v9.0, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en oeuvre et diffusion*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Rapport SPN 2015 – 64. 126 pp.
- Gong, S., Guo, R., Zhang, T., & Guo, J. (2015). Warming and nitrogen addition increase litter decomposition in a temperate meadow ecosystem. *PloS one*, *10*(3), e0116013.
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barančok, P., Alonso, J. L. B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Fernández Calzado, M. R., Kazakis, G., Krajčí, J., Larsson, P., Mallaun, M., Michelsen, O., Moiseev, D., Moiseev, P., Molau, U., Merzouki, A., Nagy, L., Nakhutsrishvili, G., Pedersen, B., Pelino, G., Puscas, M., Rossi, G., Stanisci, A., Theurillat, J. P., Tomaselli, M., Villar, L., Vittoz, P., Vogiatzakis, I., Grabherr, G. (2012). Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*, *2*(2), 111-115.
- Grabherr, G., Gottfried, M., & Pauli, H. (1994). Climate effects on mountain plants. *Nature*, *369*(6480), 448-448.
- Grime, J.P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, UK:Wiley.
- Guisan, A., & Theurillat, J. P. (2000). Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a modeling perspective. *Integrated Assessment*, *1*(4), 307-320.
- Hassid, J. M. (2007) <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/DevDur/DevdurScient5.htm#section-0>



- Holland, E. A., Braswell, B. H., Sulzman, J., & Lamarque, J. F. (2005). Nitrogen deposition onto the United States and Western Europe: synthesis of observations and models. *Ecological applications*, 15(1), 38-57.
- Hopkins, A., Holz, B., 2006. Grassland for agriculture and nature conservation: Production, quality and multi-functionality. *Agronomy research* 4, 3-20.
- Jansen, F., & Dengler, J. (2010). Plant names in vegetation databases—a neglected source of bias. *Journal of Vegetation Science*, 21(6), 1179-1186.
- Jurasinski, G., & Kreyling, J. (2007). Upward shift of alpine plants increases floristic similarity of mountain summits. *Journal of Vegetation science*, 18(5), 711-718.
- Klein, J. A., Harte, J., & Zhao, X. Q. (2004). Experimental warming causes large and rapid species loss, dampened by simulated grazing, on the Tibetan Plateau. *Ecology Letters*, 7(12), 1170-1179.
- Lanta, V., Doležal, J., Lantová, P., Kelíšek, J., & Mudrak, O. (2009). Effects of pasture management and fertilizer regimes on botanical changes in species-rich mountain calcareous grassland in Central Europe. *Grass and Forage Science*, 64(4), 443-453
- Lemaire, G., & Pflimlin, A. (2007). Les secheresses passees et a venir: quels impacts et quelles adaptations pour les systemes fourragers. *Fourrages*, 190, 163-180
- Lenoir, J., Gegout, 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*, 320(5884), 1768-1771.
- Lesica, P., & McCune, B. (2004). Decline of arctic-alpine plants at the southern margin of their range following a decade of climatic warming. *Journal of Vegetation Science*, 15(5), 679-690.
- Matteodo, M., Ammann, K., Verrechia, E., & Vittoz, P. (2016) Snowbeds are more affected than other subalpine-alpine plant communities by climate change in the Swiss Alps. *Ecology and Evolution*
- Mauchamp, L., Mouly, A., Badot, P. M., & Gillet, F. (2014). Impact of management type and intensity on multiple facets of grassland biodiversity in the French Jura Mountains. *Applied vegetation science*, 17(4), 645-657.
- Mayer, R., & Erschbamer, B. (2014). Ongoing changes at the long-term monitoring sites of Gurgler Kamm Biosphere Reserve, Tyrol, Austria. *eco. mont-Journal on Protected Mountain Areas Research*, 6, 5-14.
- Mayer, R., Kaufmann, R., Vorhauser, K., & Erschbamer, B. (2009). Effects of grazing exclusion on species composition in high-altitude grasslands of the Central Alps. *Basic and Applied Ecology*, 10(5), 447-455
- Mucina, L., & van der Maarel, E. (1989). Twenty years of numerical syntaxonomy. In *Numerical syntaxonomy* (pp. 1-15). Springer Netherlands.
- Moss, D., & Wyatt, B. K. (1994). The CORINE biotopes project: a database for conservation of nature and wildlife in the European community. *Applied Geography*, 14(4), 327-349.
- Mulder, C. P. (1999). Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 2(1), 29-55.



- Nettier, B., Dobremez, L., & Brunschwig, G. (2014). Alpine Pasture-Farms System: a concept to analyse the management of alpine pastures. In *Joint Meeting of the" Mountain Pastures, Mediterranean Forage Resources (FAO/ESCORENA-CIHEAM) and Mountain Cheese" Network* (pp. 717-721)
- Nettier, B., Dobremez, L., Coussy, J. L., & Romagny, T. (2010). Attitudes des éleveurs et sensibilité des systèmes d'élevage face aux sécheresses dans les Alpes françaises. *Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine*, (98-4).
- Pardo, I., Doak, D. F., García-González, R., Gómez, D., & García, M. B. (2015). Long-term response of plant communities to herbivore exclusion at high elevation grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 3033-3047.
- Parolo, G., & Rossi, G. (2008). Upward migration of vascular plants following a climate warming trend in the Alps. *Basic and Applied Ecology*, 9(2), 100-107.
- Pornaro, C., Schneider, M. K., & Macolino, S. (2013). Plant species loss due to forest succession in Alpine pastures depends on site conditions and observation scale. *Biological conservation*, 161, 213-222.
- Price, M., Kohler, T., Wachs, T., & Mountain Agenda, B. (2000). Mountains of the world. Mountain forests and sustainable development.
- Pucheta, E., Cabido, M., Díaz, S., & Funes, G. (1998). Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica*, 19(2), 97-105.
- Reeb Catherine. (2002). Un essai de synthèse des projets liés aux bases de données botaniques. [http://www.tela-botanica.org/page:projet\\_bdd\\_reeb?langue=fr](http://www.tela-botanica.org/page:projet_bdd_reeb?langue=fr)
- Ricklefs, R. E., & Miller, G. L. (2005). *Écologie*. De Boeck Supérieur.
- Schaminée, J. H., Hennekens, S. M., Chytrý, M., & Rodwell, J. S. (2009). Vegetation-plot data and databases in Europe: an overview. *Preslia*, 81(3), 173-185.
- Serquet, G., Marty, C., & Rebetez, M. (2013). Monthly trends and the corresponding altitudinal shift in the snowfall/precipitation day ratio. *Theoretical and applied climatology*, 114(3-4), 437-444.
- Speed, J. D., Austrheim, G., Hester, A. J., & Myrnerud, A. (2012). Elevational advance of alpine plant communities is buffered by herbivory. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 617-625.
- Speed, J. D., Austrheim, G., & Myrnerud, A. (2013). The response of plant diversity to grazing varies along an elevational gradient. *Journal of Ecology*, 101(5), 1225-1236.
- Spiegelberger, T., Brunet, C. B., & Loucougaray, G. (2010). Du simple relevé de végétation à la gestion des données sur la biodiversité: problèmes liées à la construction d'une base de données sur la flore alpine. *Sciences Eaux and Territoires: la Revue du IRSTEA*, (3), p-88.
- Sproull, G. J., Quigley, M. F., Sher, A., & González, E. (2015). Long-term changes in composition, diversity and distribution patterns in four herbaceous plant communities along an elevational gradient. *Journal of Vegetation Science*, 26(3), 552-563.





- Tasser, E., & Tappeiner, U. (2002). Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied vegetation science*, 5(2), 173-184.
- Tilman, D., & Downing, J. A. (1996). Biodiversity and stability in grasslands. In *Ecosystem Management* (pp. 3-7). Springer New York.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K. A., Gaare, E., & Wielgolaski, F. E. (2004). Vegetation changes in the Nordic mountain birch forest: the influence of grazing and climate change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 36(3), 323-332.
- UICN France (2014). Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.4 : les écosystèmes montagnards. Paris, France.
- Vittoz, P., Bodin, J., Ungricht, S., Burga, C. A., & Walther, G. R. (2008). One century of vegetation change on Isla Persa, a nunatak in the Bernina massif in the Swiss Alps. *Journal of Vegetation Science*, 19(5), 671-680.
- Walker, M. D., Wahren, C. H., Hollister, R. D., Henry, G. H., Ahlquist, L. E., Alatalo, J. M., Sydonia Bret-Harte, M., Calef, M. P., Callaghan, T. V., Carroll, A. B., Epstein, H. E., Jónsdóttir, I. S., Klein, J. A., Magnússon, B., Molau, U., Oberbauer, S. F., Rewa, S. P., Robinson, C. H., Shaver, G. R., Suding, K. N., Thompson, C. C., Tolvanen, A., Totland, Ø., Turner, P. L., Tweedie, C. E., Webber, P. J., & Wookey, W. A. (2006). Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(5), 1342-1346.
- Walther, G. R. (2003). Plants in a warmer world. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 6(3), 169-185.
- Walther, G. R., Beißner, S., & Burga, C. A. (2005). Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 541-548.



## Annexes

### Annexe I : Présentation de l'IRSTEA

L'IRSTEA (Institut national de la Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture), anciennement Cemagref (Centre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts), est un établissement public à caractère scientifique et technique (EPST) placé sous la double tutelle des ministères de l'agriculture et de la recherche. Cet organisme de recherche pluridisciplinaire travaille notamment sur le développement durable des territoires et l'étude des écosystèmes et de la biodiversité en liens avec les activités humaines. Irstea est un centre de recherche finalisée, c'est-à-dire qu'il travaille au plus proche des acteurs sociaux-économique et répond à des demandes sociétales. Grâce à cette recherche partenariale avec ces différents acteurs qu'ils proviennent de la sphère publique (Agence de l'eau, ONEMA etc.) ou privé (bureau d'étude, associations, etc.), Irstea est labellisé Institut Carnot depuis 2006. Ce dernier est un label d'excellence décerné par le ministère de l'Enseignement supérieur et de la recherche qui promeut la recherche partenariale. La labellisation Carnot d'Irstea lui permet de jouir d'appui et de financements supplémentaires (e. g. financement de projet ou d'équipements dans le cadre de programme de recherche partenariale).

Irstea est un des membres fondateurs de l'Alliance nationale de recherche pour l'environnement (AllEnvi). Cette Alliance a pour objectif la recherche dans 4 domaines d'une importance majeure pour l'avenir : l'alimentation (alimenter 9 milliards d'humains d'ici 2050 tout en préservant l'environnement), l'eau (accès à l'eau en quantité et en qualité pour tous), le climat (faire face au changement climatique et limiter la perte de biodiversité) et le territoire (aménagement durable des territoires).

Irstea est constitué de 9 centres répartis en France métropolitaine. Chaque centre effectue des recherches en lien avec sa localisation (e.g. centre de Grenoble sur les écosystèmes montagnards, centre de Rennes sur la dépollution des sols etc.). En 2014, Irstea bénéficiait de 112,6 millions d'euros de budget, dont 24,7 % de ressources propres (4 millions dont 3 millions de ressources propres pour le centre de Grenoble). Irstea se décompose entre 3 départements de recherches : eaux, écotecnologies et territoires.

Sur les 17 unités de recherches présentes à Irstea, 3 sont présentes à Grenoble (Ecosystème montagnard, Développement des Territoires montagnards et Erosion torrentielle, neige et avalanche).

L'unité de recherche Ecosystème Montagnard (EM) a pour objectif la compréhension de ces milieux afin d'anticiper les changements, de les restaurer et de mieux les gérer. L'unité de recherche Développement des Territoires Montagnards (DTM) est plus axée vers les sciences humaines et sociales avec une volonté d'inscrire l'aménagement des territoires ruraux de montagne dans une démarche de développement durable. Enfin, l'unité de recherche Erosion



Localisation des centres Irstea en France



Torrentielle, Neige et Avalanche (ETNA) vise notamment à la mise en place d'outils de prévention des avalanches, chutes de blocs ou autres risques naturels en montagne.

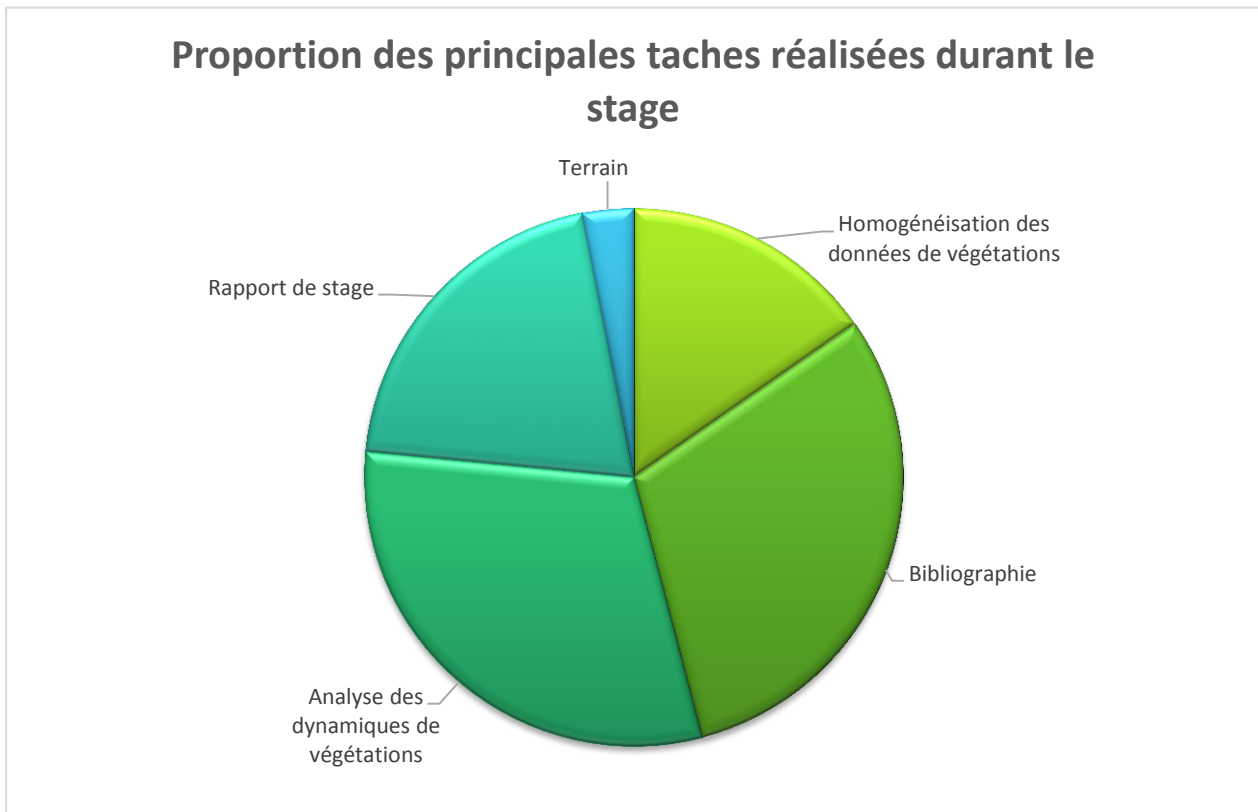
Le personnel du centre de Grenoble est constitué de 90 permanents, et 85 temporaires dont 35 doctorants et post-doctorant, 15 contrats à durée déterminée et 35 stagiaires.

<b>ORGANIGRAMME GRENOBLE 2016</b>			
<p><b>Services généraux</b></p> <p><b>Directrice</b> Marie-Pierre Arlot</p> <p><b>Information scientifique et technique</b> Emilie Gentilini</p> <p><b>Communication</b> Nicole Sardat</p> <p><b>Qualité</b> Jean-Jacques Collicard</p> <p><b>Ressources humaines</b> Anne-Sophie Jardel Geneviève Nouvelton</p> <p><b>Santé et sécurité</b> Dr Jean Wolga François Rapin</p> <p><b>Pôle finances</b> Cédric De Palo Jérôme Danneroille Martine Girier Christelle Rizzo</p> <p><b>Pôle projets</b> Samia Bouhamdani Catherine Lukie Corinne Manquat</p> <p><b>Systèmes d'information</b> Eric Maldonado Emmanuel Jonas Damien Buttiglieri</p> <p><b>Immobilier - Logistique</b> Gwénola Rey Bertrand Davin Thomas Gôtré Roger Laurens Valérie Antinoro</p>	<p><b>Unité EM</b> Écosystèmes montagnards 35 permanents, 13 doctorants et post-doctorants</p> <p><b>Directeur d'Unité</b> François Véron</p> <p><b>Assistante</b> Catherine Lukie</p> <p><b>Dynamiques et gestions des écosystèmes de montagne (EDGE)</b> Thomas Cordonnier</p> <p><b>Protection, Ingénierie écologique, Restauration (PIER)</b> Frédéric Berger</p> <p><b>Biodiversité dans l'espace et le temps (Biodiv 4D)</b> Thomas Spiegelberger</p>	<p><b>Unité DTM</b> Développement des territoires montagnards 19 permanents, 6 doctorants et post-doctorants</p> <p><b>Directrice d'Unité</b> Emmanuelle George-Marcelpoit</p> <p><b>Adjoint</b> Jean-Jacques Collicard</p> <p><b>Assistante</b> Corinne Manquat</p> <p><b>Dynamiques et gouvernances des systèmes économiques territorialisés : inégalités, vulnérabilités et enjeux environnementaux</b> Yves Schaeffer</p> <p><b>Cultiver, préserver et étudier la nature aujourd'hui. Pratiques d'acteurs et transformation des activités à l'épreuve des enjeux environnementaux</b> Céline Granjou</p> <p><b>Systèmes d'informations territoriaux environnement montagne</b> Frédéric Bray</p>	<p><b>Unité ETNA</b> Érosion torrentielle, neige et avalanches 32 permanents, 20 doctorants et post-doctorants</p> <p><b>Directeur d'Unité</b> Didier Richard</p> <p><b>Assistants</b> Samia Bouhamdani Martine Girier</p> <p><b>Géomorphologie, hydrologie et hydromécanique pour les aléas de montagne</b> Florence Naaim</p> <p><b>Géomécanique appliquée aux aléas naturels et ouvrages</b> François Nicot</p> <p><b>Génie civil appliqué aux ouvrages hydrauliques et de protection</b> Laurent Peyras (Aix-en-Provence)</p> <p><b>Aide à la décision pour l'expertise en situation d'information imparfaite</b> Jean-Marc Tacnet Corinne Curt (Aix-en-Provence)</p>



## Annexe II : Travaux réalisés lors du stage

	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
Récupération des données de végétations des différents territoires						
Homogénéisation des données de végétations						
Bibliographie						
Analyse des dynamiques de végétations						
Rapport de stage						





## Résumé

Les communautés végétales d'alpages présentent des enjeux environnementaux, sociaux et économiques. Dans ce contexte, le programme alpages sentinelles a été mis en place dès 2008 dans différents massifs alpins (Ecrins, Vanoise, Vercors, Chartreuse, Lubéron et Mont Ventoux) pour anticiper l'impact des aléas climatiques et des changements de pratique afin d'assurer une gestion durable des alpages.

Le travail de ce stage a consisté d'abord à l'élaboration d'une base de données réalisée à partir de données de végétation de différents partenaires du programme (Parc national des Ecrins, de la Vanoise, parc naturel régional du Vercors, LECA et IRSTEA) afin de les centraliser, les pérenniser et permettre l'étude à long terme du suivi des végétations. L'analyse de ces données de végétation a permis de déterminer la dynamique suivie par les végétations d'alpages au cours du temps et selon différentes modalités de gestion (pâturé et non pâturé) sur plusieurs massifs (Ecrins, Huez et Vercors).

Ce travail a mis en évidence une variabilité interannuelle importante de la composition floristique et de la structure des communautés qui ne masque pas toujours une tendance dynamique d'évolution des communautés.

Si certaines communautés présentent une certaine inertie face au changement climatique, d'autres comme les combes à neiges, avec une augmentation des graminoides et une diminution des plantes en rosettes, subissent une dynamique temporelle linéaire marquée. Ces milieux plus sensibles au changement climatique en cours, font d'eux d'excellents « sentinelles » du réchauffement climatique.

Ce travail a également révélé un impact plutôt faible de l'arrêt du pâturage sur la diversité malgré des effets sur des formes de vie comme les plantes herbacées graminoides en diminution dans les zones pâturées, les légumineuses en augmentation dans les défens pour les pelouses sèches et en diminution dans les autres communautés et les ligneux en augmentation dans les défens.

Cela démontre la résilience forte de ces végétations mais nécessite un suivi sur le long terme de façon régulière afin de mieux cibler l'effet de la variabilité climatique interannuelle et le possible passage de seuils qui pourraient impacter l'usage pastoral.