



HAL
open science

Gestion communautaire et contractualisation agro-environnementale : quelles articulations pour la gouvernance des espaces pastoraux Pyrénéens ?

Simon Guédé

► To cite this version:

Simon Guédé. Gestion communautaire et contractualisation agro-environnementale : quelles articulations pour la gouvernance des espaces pastoraux Pyrénéens ?. Economies et finances. Université de Montpellier; Institut Agro Montpellier, 2023. Français. NNT : . tel-04583958

HAL Id: tel-04583958

<https://hal.science/tel-04583958>

Submitted on 22 May 2024

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.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT AGRO MONTPELLIER ET DE L'UNIVERSITE DE MONTPELLIER

En Sciences Economiques

École doctorale EDEG – Économie et Gestion
Portée par

Unité de recherche UMR MOISA

Gestion communautaire et contractualisation agro- environnementale : quelles articulations pour la gouvernance des espaces pastoraux Pyrénéens ?

Présentée par Simon Guédé
le 7 décembre 2023

Sous la direction de Emmanuelle BOUQUET et de Céline DUTILLY

Devant le jury composé de

Emmanuelle Bouquet, chercheuse, HDR, CIRAD
Olivier Aznar, professeur, VetAgro Sup
Tina Rambonilaza, directrice de recherche, INRAE
Gwenolé Le Velly, maître de conférences, Institut Agro
Céline Dutilly, chercheuse, CIRAD
Sophie Thoyer, directrice de recherche, INRAE

Directrice de thèse
Rapporteur
Rapportrice
Invité
Invitée
Examinatrice et
présidente du jury



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER

L'INSTITUT
agro Montpellier

Résumé

Gestion communautaire et contractualisation agro-environnementale : quelles articulations pour la gouvernance des espaces pastoraux Pyrénéens ?

Mots clés : pastoralisme, commun, mesures agroenvironnementales collectives, gouvernance locale.

Le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées fait face à une déprise agricole. En parallèle, la société exerce une demande croissante pour que l'agriculture soit plus vertueuse au regard de l'environnement. Depuis le début des années 1990, les contrats agroenvironnementaux de la Politique Agricole Commune (PAC) sont contractualisés sur des surfaces pastorales collectives pour maintenir ou favoriser la production de biens publics environnementaux (biodiversité, paysages ouverts). Historiquement, des entités collectives composées d'un gestionnaire et d'éleveurs gèrent ces surfaces collectives - les estives - par les « communs », c'est-à-dire, à travers une communauté, un système de ressources et des règles. À partir de données primaires et secondaires, cette thèse vise à étudier l'articulation entre ces dispositifs de la PAC et la gestion collectives d'estives en répondant à trois questions principales i) quels sont les enjeux associés aux dimensions collectives du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées et leurs évolutions ? ii) Quelles sont les formes de collectifs dans les estives ? iii) quels sont les effets des dispositifs de la PAC sur l'exploitation des pâturages collectifs ?

Dans un premier chapitre, nous mobilisons le cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques de McGinnis et Ostrom pour décrire les enjeux du pastoralisme. Nous identifions trois situations d'actions : l'exploitation de la ressource en herbe, la production de biens publics environnementaux (paysage, biodiversité), et la répartition entre les éleveurs d'aides au revenu appelées « droits à paiements de base » (DPB) de la PAC. Nous montrons comment ces situations d'actions sont interconnectées et peuvent faire l'objet d'action collective.

Nous étudions ensuite les dimensions collectives de la gestion des estives. Pour cela, nous analysons la gouvernance locale "de facto" que nous définissons comme « la manière dont les décisions relatives à la gestion de l'estive sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs ». Nous analysons également la contribution financière et en temps des éleveurs à la gestion de l'estive. En mobilisant des analyses factorielles, nous distinguons une pluralité de modes de gouvernance locale et de contribution des éleveurs. À partir de ces résultats, nous montrons que les estives des Hautes-Pyrénées ne font pas toutes l'objet d'une gestion par les communs et relèvent pour beaucoup d'une hybridation entre une gestion « par les communs » et une gestion externalisée relevant d'une logique marchande (« semi-commun »).

Enfin, nous évaluons les effets de deux dispositifs de la PAC sur le niveau d'exploitation des pâturages collectifs que nous mesurons par le chargement animal : i) la mesure agroenvironnementale collective « Systèmes Herbagers et Pastoraux » (SHP) du 2ème pilier qui s'adresse au gestionnaire et vise à maintenir un chargement animal minimum, ii) les DPB du 1er pilier qui s'adressent aux éleveurs et dont la répartition se fait au prorata de l'utilisation de l'estive par leur cheptel. Nos résultats montrent que la SHP contribue à maintenir le chargement, notamment en basse altitude où la dynamique de fermeture des milieux est importante. Les DPB, au contraire, accroissent l'attractivité déjà existante pour les estives de haute altitude et entrent ainsi en tension avec la SHP. Enfin, les résultats montrent que la SHP est plus efficace pour les entités collectives relevant d'une gestion les « communs ».

En conclusion, cette thèse montre l'évolution des estives comme communs « traditionnels » vers des communs « complexes ». Ce travail montre que la gestion agroenvironnementale dans le cas des estives des Hautes-Pyrénées fait l'objet d'une hybridation entre une gestion par les communs, l'Etat et le marché. Enfin, cette thèse montre l'importance de la prise en compte du contexte local pour la mise en œuvre de dispositifs de la PAC.

Abstract

Pastoral commons, local governance et collective agri-environmental measure: issues et prospects in the context of pastoralism in the Hautes-Pyrénées.

Key words: pastoralism, common, collective agri-environmental measures, local governance.

In the Hautes-Pyrénées, pastoralism is facing agricultural abandonment. Simultaneously, society is showing a growing demand for more environmentally-friendly agriculture. Since the early 1990s, agri-environment contracts under the Common Agricultural Policy (CAP) have been established on collective pastoral lands to maintain or promote the production of public environmental goods (biodiversity, open landscapes). Historically, collective entities consisting of a manager et livestock farmers manage these collective areas, known as "common lands," through a community-based system of resources et rules. Using primary et secondary data, this thesis aims to examine the relationship between CAP schemes et the collective management of mountain pastures by addressing three main questions: i) What are the challenges associated with the collective dimensions of pastoralism in the Hautes-Pyrénées? ii) What are the forms of collectives in mountain pastures? iii) What are the effects of CAP schemes on the utilization of collective pastures?

In the first chapter, we employ the socio-ecological systems framework by McGinnis et Ostrom to describe the challenges of pastoralism. We identify three action situations: the exploitation of grass resources, the production of environmental public goods (landscapes, biodiversity), et the distribution of income support for farmers known as "Droits à Paiements de Base" (DPB) from the CAP. We demonstrate how these action situations are interconnected et can be the subject of collective action. Next, we examine the collective dimensions of mountain pasture management. For this, we analyze the "de facto" local governance, which we define as "how decisions regarding mountain pasture management are made between the manager et the livestock farmers." We also analyze the financial et time contributions of farmers to pasture management. Using factorial analyses, we distinguish a variety of local governance modes et levels of farmer contribution. From these results, we show that not all mountain pastures in the Hautes-Pyrénées are managed as commons; many involve a hybrid between common land management et externally outsourced management with market-driven motives.

Finally, we evaluate the effects of two CAP schemes on the level of exploitation of collective pastures, measured by livestock grazing intensity: i) the collective agri-environmental measure "Systèmes Herbagers et Pastoraux" (SHP) from the 2nd pillar, which targets the manager et aims to maintain a minimum livestock grazing intensity, ii) the DPB from the 1st pillar, which targets livestock farmers et is distributed in proportion to their herds' use of the mountain pastures. Our results demonstrate that SHP contributes to maintaining livestock grazing intensity, especially in low-lying areas where land closure dynamics are significant. In contrast, DPB increases the attractiveness of high-altitude mountain pastures that were already in demand, thereby conflicting with SHP. Ultimately, the results show that SHP is more effective for collective entities following common land management practices. In conclusion, this thesis illustrates the evolution of mountain pastures from "traditional" commons to "complex" commons. It demonstrates that agrienvironmental management in the case of Hautes-Pyrénées mountain pastures involves a hybridization of community-based management, state involvement, et market forces. Finally, this thesis demonstrates the importance of considering the local context for the implementation of CAP schemes.

Remerciements

Je remercie tout d'abord les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer et de discuter ce travail de thèse.

Ensuite, je tiens à exprimer ma gratitude envers mes encadrantes, Emmanuelle Bouquet et Céline Dutilly, qui m'ont accompagné avec rigueur et confiance tout au long de ce long et sinueux chemin qu'est l'exercice de la thèse. Leur encadrement a été particulièrement régulier et bienveillant, ce qui m'a permis de persévérer, même dans les moments les plus difficiles. Merci encore.

Je souhaite également exprimer ma reconnaissance envers le CIRAD et l'UMR MOISA pour m'avoir accueilli dans le bâtiment 15, plus particulièrement au bureau 241, et pour les excellentes conditions humaines et matérielles dans lesquelles j'ai pu réaliser cette thèse. Mes remerciements vont également aux chercheurs du CIRAD pour leurs conseils et leurs précieux retours lors de la présentation de mes travaux. Pour les mêmes raisons, je remercie le groupe économétrie et je pense particulièrement à Tristan Le Cotty pour ses conseils précieux et rigoureux aux moments où j'en avais besoin. Je tiens à remercier le projet contracts2.0 pour avoir partiellement financé cette thèse et pour m'avoir fait découvrir les rouages d'un projet européen impliquant une multitude de pays et de nationalités.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers les membres du GIP-CRPGE, qui m'ont accompagné pendant une grande partie de ce parcours. Je les remercie pour leur accueil, leur patience et leur bienveillance. Un merci tout particulier au directeur, Didier Buffière, qui a mis à notre disposition les ressources nécessaires pour la réalisation des enquêtes dans les Hautes-Pyrénées et pour le partage de son savoir et de son expérience concernant le pastoralisme. Un énorme merci également à Anne Sallent et Jean-Baptiste Jourdan pour nous avoir accompagnés pendant le déroulement des enquêtes, ce qui aurait été infiniment plus compliqué sans leur aide. Je remercie Marie et Kayi d'avoir partagé ces moments intenses avec moi avec persévérance.

Je tiens également à remercier les doctorants que j'ai croisés sur ce chemin, en particulier mes camarades du bureau 241. Leur soutien a été essentiel à la réussite de cette thèse. Merci à Jeanne, Hadrien et Claire pour leur accueil en début de thèse. Je souhaite également remercier les doctorants qui les ont remplacés au fur et à mesure des soutenances de chacun : Flavia, Amélie, Philou et Géraldine.

Enfin, je tiens à remercier ma famille et mes amis. Ma famille pour son soutien inébranlable et inestimable. Je remercie particulièrement mes parents pour tout, Léa pour ton aide pour ta relecture dans les derniers instants, et Ninie pour ton écoute à toute heure. Enfin, un grand merci à Anaïs, qui a été mon premier soutien pour commencer cette aventure et qui, malgré les tempêtes, n'a jamais cessé de croire en moi et de me soutenir.

Sommaire

Résumé	1
Abstract	2
Remerciements	3
Sommaire	4
Introduction générale	7
1 État de l’art et cadre théorique de la thèse	8
1.1 Théorie des communs et son évolution	8
1.2 Paiements pour services environnementaux.....	12
1.2.1 Les services écosystémiques et environnementaux	12
1.2.2 Émergence et définition des PSE.....	13
1.2.3 Débats autour des PSE.....	15
1.2.4 PSE collectifs.....	17
2 Contexte du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées	19
2.1 Zone d’étude	19
2.2 Gestion pastorale collective	21
2.3 Evolution du pastoralisme.....	21
3 Problématique et question de recherche	22
4 Méthodologie du recueil de données	24
4.1 Projet Contracts2.0.....	24
4.2 Données.....	26
5 Plan de la thèse	27
Chapitre 1 - Mobilisation du cadre d’analyse des systèmes socio-écologiques (« SES Framework ») pour caractériser les enjeux du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées.....	29
1 Introduction.....	29
2 Cadre d’analyse des systèmes socio-écologiques	31
3 Méthodologie	33
3.1 Définition des concepts.....	33
3.2 Mobilisation du cadre d’analyse	35
3.3 Données.....	37
4 Contexte et évolutions du terrain d’étude.....	37
4.1 Le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées	37
4.2 Politique agricole commune et pastoralisme.....	40
4.2.1 Les évolutions de la PAC au regard du pastoralisme et de l’environnement	40
4.2.2 Evolution du 1 ^{er} pilier de la PAC	43
5 Le système socio-écologique du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées.....	43
5.1 Un enchevêtrement de situations d’action au cœur du système socio-écologique.....	46

5.1.1	L'exploitation de la ressource en herbe commune	46
5.1.2	La production de biens publics environnementaux	49
5.1.3	La répartition des aides individuelles	53
5.2	Des sphères biophysique et sociale qui influencent les situations d'action	55
5.2.1	Une sphère biophysique avec un système de ressource et plusieurs ressources interconnectées.....	55
5.2.2	Une sphère sociale avec une pluralité d'acteurs et de systèmes de gouvernance.....	58
6	Conclusion	65
Chapitre 2 - Y a-t-il de l'action collective dans les estives pyrénéennes ?.....		69
1	Introduction.....	69
2	Revue de la littérature.....	71
2.1	Les règles et la propriété au cœur de la gouvernance selon Ostrom	71
2.1.1	Des systèmes de règles.....	71
2.1.2	Propriété et théorie des « faisceaux de droits »	73
2.2	Gouvernance locale des ressources	76
2.2.1	Gouvernance locale « De jure » vs. « De facto ».....	76
2.2.2	Processus de prise de décision et participation des acteurs.....	77
2.2.3	Dynamiques de gouvernance et modes d'accès	78
3	Contexte	80
3.1	Une propriété collective	80
3.2	Une gestion collective	82
3.3	Des pratiques pastorales collectives	85
4	Méthodologie	86
4.1	Cadre d'analyse	86
4.2	Données.....	89
4.3	Construction des typologies de modes de gouvernance locale et mode des contributions	89
4.3.1	Typologie de mode de gouvernance locale.....	89
4.3.2	Typologie de mode de contribution à la gestion de l'estive	92
4.4	Analyse de la pluralité des estives du département	95
5	Résultats	96
5.1	Des modes de gouvernance locale.....	96
5.2	Des modes de contribution à la gestion.....	102
5.3	Un système socio-écologique du pastoralisme avec une pluralité d'estives.....	104
6	Discussion	110
7	Conclusion	113
Chapitre 3 - Évaluation de l'effet de la politique agricole commune sur le chargement animal des estives dans les Hautes-Pyrénées		116
1	Introduction.....	116

2	Revue de littérature	120
2.1	Evaluation d'impact des Mesures agroenvironnementales.....	120
2.2	Gouvernance locale et mise en œuvre des dispositifs.....	122
3	Méthodologie	124
3.1	Données mobilisées.....	124
3.2	Stratégie empirique.....	125
3.2.1	Construction des variables et des groupes de traitement	125
3.2.2	Comparaison des groupes de gestionnaires	129
3.2.3	Méthodes d'estimations.....	134
4	Résultats	140
4.1	Décalage dans le temps de l'effet du potentiel de DPB	141
4.2	Impacts des dispositifs	141
4.3	Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la situation en zone d'éligibilité	144
4.4	Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la gouvernance locale	147
5	Discussion	149
5.1	Impact de la SHP.....	149
5.2	Interactions entre dispositifs : synergies ou antagonismes ?	150
5.3	Gouvernance et SHP.....	152
6	Conclusion	153
	Conclusion générale.....	155
1	Principaux résultats et contributions scientifiques.....	155
1.1	Système socio-écologique du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées.....	155
1.2	Pluralité de modes de gouvernance.....	156
1.3	Effets des dispositifs de la PAC.....	157
2	Limites	160
3	Contributions scientifiques et implications politiques.....	161
	Bibliographie	164
	Annexes.....	181
	Liste des encadrés.....	196
	Liste des tableaux	196
	Liste des figures	197
	Liste des abréviations	198
	Tables des matières	199

Introduction générale

La Politique Agricole Commune (PAC) a pour objectif principal de soutenir et développer la production agricole des États membres de l'UE tout en garantissant un revenu socialement acceptable pour les agriculteurs. Depuis sa création en 1962, l'agriculture s'est considérablement intensifiée et souvent au détriment de l'environnement (appauvrissement des sols, perte de biodiversité, etc.). Depuis quelques décennies, ce modèle agricole est de plus en plus contesté au sein de la société. Les modèles de production agricole extensifs comme le pastoralisme sont alors mis en avant pour réconcilier production alimentaire et protection de l'environnement. Ces modèles restent marginaux en raison notamment d'une faible prise en compte de leurs caractéristiques par la PAC. Depuis quelques décennies, des mesures agro-environnementales (MAE) sont mises en œuvre pour inciter les agriculteurs à adopter des pratiques plus vertueuses. Dans un souci d'efficience et d'efficacité dans l'utilisation des fonds publics, ces mesures s'adressent en priorité à des agriculteurs qui ont des pratiques dont l'impact négatif sur l'environnement est important.

Les MAE s'adressent généralement à des agriculteurs sur leur exploitation individuelle, mais elles peuvent également avoir pour objectifs de favoriser le regroupement d'agriculteurs au sein de collectif. En effet, depuis plus d'une décennie, des travaux des recherches ont étayé la notion de MAE collaborative, où des agriculteurs avec leur exploitation individuelle se regroupent pour coordonner leurs efforts de gestion et encourager la coopération entre eux (Prager, 2022). Cela est considéré comme une approche prometteuse pour parvenir à une gestion à l'échelle du paysage. L'objectif est de favoriser et d'élargir l'adoption de meilleures pratiques agro-environnementales sur une zone géographique continue en évitant ainsi une multiplication de contrat individuel ce qui réduit le coût de mise en œuvre de ces mesures.

Une autre approche collective des MAE consiste à adresser des contrats à des collectifs déjà existants. C'est le cas notamment pour l'élevage montagnard pyrénéen où l'on trouve une forte présence d'entités collectives gestionnaires de pâturages collectifs (i.e. estive) qui ont accès à des MAE. Historiquement, des entités collectives composées d'un gestionnaire et d'éleveurs gèrent les estives par les « communs », c'est-à-dire, à travers une communauté, un système de ressources et des règles (Ostrom, 1990). Les MAE qui s'adressent à ces entités collectives ont pour objectifs de soutenir les pratiques pastorales existantes, mais aussi de promouvoir des changements de pratiques pour favoriser les habitats et la biodiversité associée aux milieux ouverts.

Contrairement aux MAE avec une approche collaborative entre agriculteurs avec leur exploitation individuelle, la mise en œuvre de ces MAE collectives peut s'articuler avec des dimensions collectives préexistantes qui sont liées à la gestion « par les communs ». Dans le contexte du

pastoralisme pyrénéen et contrairement à l'échelle d'une exploitation individuelle, l'exploitation des estives peut nécessiter de prendre des décisions collectives de gestion entre les acteurs pastoraux. L'exploitation des estives peut également nécessiter que les éleveurs contribuent collectivement à la gestion de l'estive (e.g. travaux d'entretien, surveillance des troupeaux en commun, etc.). Les MAE contractualisées sur les surfaces collectives ont été construites à l'échelle d'exploitations individuelles et transposées à l'échelle collective. Dans ce contexte, ces MAE collectives sont mises en œuvre de manière « top-down » sans véritablement prendre en compte les dimensions collectives qui sont présentes pour la gestion des estives.

De plus, depuis 2015, des aides individuelles pour les éleveurs appelées « Droits à Paiement de Base » (DPB) ont été introduites sur les surfaces pastorales et leur répartition se fait au prorata de l'utilisation de l'estive par les cheptels individuels. Les estives, en plus d'être une ressource fourragère pour les éleveurs, deviennent également une ressource financière. Ce dispositif peut amener des tensions dans la gestion collective de l'estive préexistante en exacerbant les intérêts individuels des éleveurs dans le cadre de l'utilisation collective de l'estive. Le dispositif des DPB est mis conjointement en œuvre avec les MAE. Chacun de ces dispositifs est lié à l'exploitation de la ressource en herbe par les éleveurs et leur troupeau et peut donc également rentrer en interaction entre eux.

Cette thèse vise à étudier l'articulation entre des dispositifs de la PAC et la gestion pastorale de pâturages collectifs en montagne à partir d'une étude de cas empirique, le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées. Cette introduction générale a pour objectif de positionner le travail de recherche, de présenter la problématique et les questions de recherche. Elle a également pour objectif de présenter la méthodologie du recueil de données et le plan de la thèse.

1 État de l'art et cadre théorique de la thèse

1.1 Théorie des communs et son évolution

La célèbre « tragédie des communs » de Hardin (1968) selon laquelle un pâturage collectif sans propriété exclusive est inévitablement surpâturé a contribué à la popularité de la notion de « communs » et plus généralement à un modèle d'analyse générale pour la gestion de ressources communes (Allaire, 2019). Selon la tragédie de Hardin, les éleveurs font face à un dilemme social, c'est-à-dire qu'ils font des choix indépendants qui ont des retombées négatives au niveau du collectif parce qu'ils sont dans une situation d'interdépendance. Chaque éleveur maximise son intérêt individuel en augmentant son troupeau ce qui entraîne une disparition progressive de la ressource en herbe en raison de sa surexploitation. Selon Hardin, les solutions du problème sont soit la privatisation où des

droits de propriété bien définis vont s'échanger sur un marché, soit la mise en place d'une réglementation par les pouvoirs publics pour garantir la durabilité de la ressource.

La théorie des communs a évolué depuis les travaux d'Hardin avec l'apport de nombreuses études de cas et notamment les travaux de recherche menés par Elinor Ostrom (Ostrom, 1990). Ces travaux ont démontré que, dans certains cas, les acteurs peuvent négocier et établir des règles qui leur permettent de gérer de manière collective une ressource commune et ainsi prévenir sa surexploitation. Au-delà de l'État et du marché identifiés initialement par Hardin, une « troisième voie » est ainsi reconnue pour gérer des ressources communes, une gestion « par les communs » (Antona et Bousquet, 2017). Ostrom (1990) définit le concept d'un commun comme étant des ressources communes qui sont exploitées et gérées collectivement par une communauté qui définit un ensemble de règles et un régime de droits, dans le but d'exploiter ou valoriser cette ressource, tout en assurant sa pérennité sur le long terme.

Un des apports importants d'Ostrom réside dans la distinction entre des communs en tant que (« common pool resources ») et des communs compris comme forme de propriété (« common property resources »). Le commun instaure une forme réglementée de contrôle et de gestion d'une ressource par un groupe d'utilisateurs contrairement à une ressource en libre accès qui n'en dispose pas. Ainsi, la notion de commun est associée à une forme de « gouvernance » avec la présence d'une communauté qui s'autoorganise en créant des règles et un régime de propriété pour gérer et préserver une ressource commune (Le Crosnier, 2011).

L'évolution de la littérature sur les communs ainsi que les horizons divers des auteurs (scientifique, politique, militant) qui se sont intéressés au sujet donnent lieu à un éventail de définitions d'un commun. Selon Weinstein (2013), la définition la plus large d'un commun est celle proposée par Hess et Ostrom (2007, p3, traduction de l'auteur) : « *ressource partagée par un groupe de gens qui fait l'objet de dilemmes sociaux* ». Selon Lavigne Delville et al. (2023, p178), un commun est plus précisément « *une ressource délimitée et appropriée par une « communauté » définie, qui est en capacité de gouverner cette ressource en excluant d'autres usagers, en créant des institutions de régulation à différents niveaux, voire en exerçant une démocratie interne* ». Dans le cadre de cette thèse, nous utilisons la définition proposée par Ostrom (1990) présentée précédemment. Comme dans la définition proposée par Lavigne Delville et al., la définition d'Ostrom souligne la présence d'un système de gouvernance avec des règles et un régime de droits qui organisent l'utilisation collective des ressources.

Dans son article, Weinstein (2013) met en perspective les apports du travail de Coase sur les relations économiques entre agents et les coûts sociaux avec les apports d'Ostrom sur la gestion de

ressources communes. Ce parallèle nous paraît intéressant pour analyser la gouvernance dans le contexte de cette étude. Contrairement aux anciennes conceptions de l'économie du bien-être qui plaident en faveur d'une intervention publique en cas d'échec de marché ou de problèmes de coordination, cette nouvelle approche de Coase suggère que l'intervention de l'État n'est pas toujours nécessaire. Au contraire, dans certaines situations particulières, une libre négociation entre les parties impliquées peut mener à des solutions satisfaisantes, voire optimales à condition que les droits détenus par chaque individu soient initialement parfaitement définis et que les coûts de transaction soient faibles ou nuls. Comme nous l'avons déjà vu précédemment, une observation similaire émane des travaux d'Ostrom en démontrant que, dans le cas d'une gestion de ressources communes, l'établissement de structures publiques centralisées n'est pas la seule option viable, car les agents économiques peuvent être en capacité de s'autoorganiser et de s'autogouverner.

Dans le cadre d'une gestion « par les communs », le régime de droits repose sur une conception de la propriété comme un ensemble de "faisceaux de droits" sur une ressource commune. Une organisation ou une structure de gouvernance spécifique peut ainsi émerger en reposant sur une allocation précise des droits entre les acteurs (Schlager et Ostrom, 1992). C'est par l'émergence de cette structure de droits de propriété que les individus ont la possibilité de négocier librement et de forger des accords optimaux. Les droits couvrent divers aspects, notamment les conditions d'accès et d'utilisation des ressources, la possibilité de tirer des bénéfices de ces ressources, la gestion individuelle ou collective, ainsi que la cession des droits entre les individus. Ces idées élargissent la portée du théorème de Coase en passant des transactions bilatérales aux transactions multilatérales complexes (Weinstein, 2013). En somme, le théorème de Coase et sa mise en perspective avec les idées d'Ostrom illustrent l'importance cruciale de la définition initiale des droits de propriété et de la libre négociation dans la recherche de solutions économiques optimales, même dans des contextes complexes où les problèmes de coordination semblent prévaloir. Dans le cadre de notre étude, cette mise en perspective nous offre un cadre théorique pertinent pour analyser la diversité des arrangements institutionnels et l'interface entre la gestion pastorale collective et des contrats agroenvironnementaux de la PAC qui s'apparentent à des instruments « coasien » (voir partie 1.3).

Les évolutions sociétales et technologiques ont conduit à des évolutions de la théorie des communs qui se concentre principalement sur des communs de ressources naturelles matérielles telles qu'un pâturage, une pêcherie, une forêt, etc. Hess et Ostrom (2007) soulignent que le principe des faisceaux de droits distribués pouvait également s'appliquer à des « nouveaux » communs intellectuels ou informationnels ayant pour objet un accès partagé à la connaissance comme ressource. Les « nouveaux » communs se distinguent des communs « traditionnels » selon plusieurs éléments (Coriat, 2011) :

- Nature des biens : les biens des nouveaux communs ne pas tangibles et sont non rivaux.
- Régime de propriété : les utilisateurs « autorisés » peuvent exploiter les ressources, mais sont également autorisés et encourager à contribuer au développement de cette ressource (« right of addition »).
- Mode de gouvernance : les communs « traditionnels » sont orientés vers la reproduction des ressources alors que les « nouveaux » communs sont orientés vers leur enrichissement continu. Cet enrichissement fait l'objet d'un encadrement par des règles qui est un aspect important du « mode de gouvernance » d'un commun (Coriat, 2012).

La notion de « nouveaux » communs ne se limite pas aux ressources informationnelles, mais elle englobe une pluralité de ressources communes comme par exemple le climat et la biodiversité (Hess, 2008; Duraiappah et al., 2014). Les réponses aux enjeux environnementaux et climatiques ont souvent été basées sur une conception de biens publics mondiaux avec un succès relativement limité. En effet, les engagements des États à travers le monde pour la préservation de ces biens publics mondiaux sont faibles et ne permettent pas de mettre en œuvre des solutions à la hauteur des enjeux. Cependant, à l'image des accords de Paris, une réponse basée sur une approche par les communs émerge dans laquelle une communauté d'États définit ensemble des objectifs et des règles pour préserver l'environnement et le climat (Leyronas et Bambridge, 2018). Une autre réponse apportée pour la préservation de ces « nouveaux » communs environnementaux est le développement d'instruments de « marché » dont les paiements pour les services environnementaux que nous présentons dans la partie suivante (1.2).

Les communs « traditionnels » n'échappent pas aux évolutions concernant la prise en compte des enjeux environnementaux et climatiques. En Europe, depuis le milieu du 18^{ième} siècle, les communs « traditionnels » ont reçu beaucoup de critiques, car ils étaient considérés comme un mode de gestion des ressources inefficace. Cependant, les communs traditionnels qui ont résisté dans le temps ont évolué avec de nouvelles fonctions telles que la préservation de l'environnement, la présence de nouveaux utilisateurs et de nouveaux niveaux institutionnels (Bravo et De Moor, 2008). Ces évolutions correspondent à une demande sociétale de plus en plus forte pour une gestion durable des ressources naturelles, réservoirs d'habitats et de biodiversité. Selon Wilson (2012), la notion de commun complexe correspond à une gestion conjointe d'une multitude de ressources communes qui peuvent être interconnectées et/ou à la gestion du multi-usage de l'ensemble de ces ressources communes par une pluralité d'acteurs.

1.2 Paiements pour services environnementaux

1.2.1 Les services écosystémiques et environnementaux

Les concepts de services écosystémiques trouvent leur origine dans le domaine de l'écologie, émergeant d'une part dans les années 70 avec l'analyse des répercussions des activités humaines sur les processus biophysiques de l'environnement, et d'autre part dans les années 90 avec le développement de l'écologie de la conservation (Bonin et Antona, 2012). La notion de services écosystémiques prend de l'ampleur au niveau international avec le Millenium Ecosystem Assesment (MEA). Le MEA est un bilan scientifique du millénaire concernant les écosystèmes qui a été commandé par le secrétaire des Nations unies en 2000 et publié en 2005. Selon le MEA, les services écosystémiques sont définis simplement comme étant « les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes » et le rapport classe les services écosystémiques en quatre catégories : les services d'appuis, d'approvisionnement, de régulations et les services culturels (voir Figure 1) (Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005).

Dans la continuité, la FAO (en anglais, "Food et Agriculture Organization") introduit en 2007 la notion de services environnementaux (SE). L'institution internationale définit les services environnementaux comme un sous-ensemble de services écosystémiques caractérisés par des externalités (Bonnal et al., 2012). La notion de services écosystémiques fait référence à la conservation dans une démarche globale en soulignant les différents services rendus à l'humain par les écosystèmes. La notion de services environnementaux s'inscrit dans une approche intégrée de la conservation en distinguant des services séparés et identifiables pour pouvoir adresser des paiements directs à des acteurs pouvant en assurer le maintien (Bonin et Antona, 2012). Cette approche repose sur la notion d'externalité positive où un acteur bénéficie de services environnementaux fournis par un autre acteur dont le comportement est bénéfique pour l'environnement. Par rapport au service écosystémique, la notion de service environnemental est davantage liée aux discours des économistes de l'environnement et d'institutions telle que la FAO (Méral, 2012).

Bonin et Antona (2012) posent l'hypothèse d'un glissement sémantique entre les notions de service écosystémique et de service environnemental associé à un glissement d'arène, depuis celle de la conservation vers celle de l'agriculture. Le terme de service environnemental s'inscrit dans un argumentaire visant à justifier le soutien à l'agriculture dans la mesure où les agriculteurs produisent des services environnementaux. Aznar (2002) souligne que la production de services environnementaux ne peut résulter que d'acteurs dont l'activité concerne l'utilisation de ressources naturelles. Les agriculteurs sont donc logiquement des acteurs majeurs dans la production de services environnementaux. Les services environnementaux sont considérés comme des « coproduits » à

l'activité agricole dans la mesure où ces deux éléments sont interdépendants et résultent de la même technique de production. Dans ce cadre, les services environnementaux deviennent source de valeur marchande ou non marchande.

1.2.2 Émergence et définition des PSE

Au cours du 20^{ième} siècle, les politiques de conservation de la biodiversité ont été dominées par la mise en place de zones protégées avec l'exclusion des communautés rurales. Ces politiques de « command-and-control » s'inscrivent dans une vision pessimiste selon laquelle un compromis très important existe entre le développement économique et la préservation de l'environnement. Cependant, l'exclusion des communautés rurales avec la mise en place de zones protégées a été jugée disproportionnée et injuste et peut même conduire à une aggravation de l'exclusion sociale de ces communautés rurales (Roldan Muradian, 2013). Pour répondre à cette problématique, des Projets de Conservation et de Développement Intégrés (PCDI) ont été élaborés pour assurer un développement économique et une réduction de la pauvreté tout en permettant de conserver la biodiversité. Par rapport aux politiques de création de zones protégées, les PCDI sont qualifiés d'approches « indirectes » et sont élaborés avec des approches plus participatives et plus centrées sur les individus (Christensen, 2004; Sunderland et al., 2007). L'efficacité des PCDI a été remise en cause en raison de la difficulté de concilier leurs objectifs environnementaux et sociaux. Dans ce contexte, le concept de PSE a émergé, qualifié d'approche « directe » (Ferraro et Kiss, 2002). Historiquement mis en œuvre dans des pays en développement, les PSE ont été axés sur la réduction de la pauvreté, mais le concept des PSE a également été adopté pour aborder les problèmes liés aux externalités environnementales dans les pays industrialisés (Sattler et Matzdorf, 2013).

La première définition des PSE, largement reprise dans la littérature, a été proposée par (Wunder, 2005, traduction de l'auteur, p.3) : « *Un paiement pour services environnementaux est une transaction volontaire, où un service environnemental bien défini – ou un usage pouvant assurer la fourniture de ce service environnemental – est « acheté » par (au moins) un client de service environnemental à (au moins) un fournisseur de service environnemental, si, et seulement si, le fournisseur de service environnemental assure la fourniture ininterrompue du service environnemental (conditionnalité)* ». Le principe est d'intégrer les externalités, c'est-à-dire, les effets positifs ou négatifs d'un acteur par une activité de consommation ou de production sur d'autres acteurs et qui ne font pas initialement l'objet d'une transaction marchande (Chervier, 2016; Le Coq et al., 2016). Plusieurs auteurs ont proposé par la suite des définitions plus ou moins génériques des PSE qui viennent compléter ou rectifier la définition de Wunder (Swallow et al., 2009; Sommerville et al., 2009; Tacconi, 2012; Engel, 2016).

L'intégration des externalités s'effectue par une transaction volontaire ayant pour objectif d'internaliser l'externalité à la suite d'une négociation entre les parties concernées dans la mesure où les coûts de transaction sont inexistantes ou limités et que des droits de propriété sont bien définis (Coase, 1960). Les services environnementaux se distinguent des externalités environnementales par l'intentionnalité de leur fourniture par un acteur. Dans le cas d'une externalité, un acteur n'a pas la volonté de coordonner un objectif de production à la fois économique et environnemental. Dans le cas d'un service environnemental, un acteur a l'intention de fournir ce service en modifiant leur production économique et en supportant des coûts supplémentaires (Aznar et Perrier-Cornet, 2003).

Un PSE peut être considéré comme un instrument de marché avec une logique de compensation des coûts supplémentaires de fourniture d'un service environnemental. Au regard de la littérature et par rapport à la définition de Wunder (éléments soulignés), quatre éléments principaux sont à retenir pour la qualification des PSE : un engagement volontaire de la part du fournisseur, une identification précise du service environnemental, une transaction entre au moins un bénéficiaire et au moins un fournisseur et les principes de conditionnalité et d'additionnalité du PSE (Engel et al., 2008).

L'additionnalité et la compensation sont des concepts clés des PSE (Wunder, 2007; Tacconi, 2012). Le concept d'additionnalité peut prendre deux formes différentes selon Karsenty et al. (2017) : une forme économique et une forme légale. Selon le principe d'additionnalité économique, un PSE se doit d'être efficient avec l'objectif d'atteindre un objectif environnemental tout en réduisant au minimum les coûts induits par sa mise en œuvre. Un PSE doit inciter un agent à changer un comportement qui constitue une menace pour l'environnement, mais ne doit pas être adressé à un agent dont le comportement est déjà neutre ou vertueux au niveau de l'environnement. En d'autres termes, la mise en œuvre d'un PSE doit permettre d'améliorer les pratiques environnementales non pas en fonction d'une situation initiale, mais par rapport à une situation de référence définie au préalable. Dans ce cadre, un PSE indemnise uniquement les pratiques environnementales supplémentaires en compensant uniquement les coûts d'opportunités liés à sa mise en œuvre. L'additionnalité légale, quant à elle, concerne des PSE qui sont mis en œuvre en superposition d'une réglementation environnementale préexistante. Dans ce contexte, le PSE compense les coûts d'opportunités liés à l'adoption de pratiques de conservation au-delà des pratiques déjà exigées par la réglementation en place.

1.2.3 Débats autour des PSE

L'objectif de cette partie n'est pas de présenter l'ensemble des nombreux débats autour des PSE, de leur définition et de leur mise en œuvre, mais ceux qui sont importants dans le cadre de ce travail de thèse.

Pluralité des définitions

Plusieurs auteurs ont proposé des définitions plus ou moins génériques des PSE qui viennent compléter ou rectifier la définition de Wunder (Swallow et al., 2009; Sommerville et al., 2009; Tacconi, 2012; Engel, 2016). Les définitions proposées peuvent refléter différentes conceptions de l'action publique. Selon certains auteurs, les PSE ne sont pas uniquement des dispositifs de conservation de la nature, mais peuvent également être considérés comme un outil de développement économique pour des communautés rurales relativement pauvres et/ou comme une récompense de pratiques vertueuses déjà existantes (cf. section Efficacité et Efficience vs. Équité plus bas). Certaines définitions peuvent avoir pour objectif de couvrir une diversité d'arrangements institutionnels en ne se résumant pas à l'internalisation d'externalités, mais en intégrant également de nouvelles habitudes ou encore des dynamiques d'action collective (Chervier, 2016).

Mise en œuvre des PSE

La définition proposée par Wunder (2005) a provoqué de nombreux débats relatifs au concept de PSE. Selon Le Coq et al. (2016), l'instrument semble simple et universel, mais il est confronté dans sa mise en œuvre à des enjeux complexes pour les sociétés et les écosystèmes. Les auteurs soulignent que cette définition du PSE manque souvent d'opérationnalité, car elle est rarement vérifiée dans la réalité. Les PSE sont souvent mis en œuvre dans des pays en voie de développement avec un objectif de réduction de la pauvreté. Dans ce contexte, la nature « coasienne » de l'instrument est difficile à établir dans la mesure où le demandeur (i.e. l'acheteur) du service environnemental est souvent une Organisation Non Gouvernementale (ONG) ou l'État. Le concept d'efficience suppose également de pouvoir évaluer et vérifier l'impact environnemental du PSE pour vérifier les principes de conditionnalité et d'additionnalité. Cependant, dans la réalité, les services environnementaux ciblés sont souvent difficilement mesurables et il est donc difficile et coûteux de vérifier si l'incitation a bien conduit à la fourniture effective d'un service environnemental.

Certains économistes font le constat que des PSE s'apparentent à des subventions publiques (Sattler et Matzdorf, 2013). Le paiement peut être effectué par le gouvernement et non pas par le bénéficiaire direct du service environnemental. Dans ce cas, les auteurs parlent de PSE de type « pigouvien » avec une compensation des coûts liée à la fourniture d'un SE qui s'effectue par une taxe ou une subvention comme c'est par exemple le cas avec les Mesures Agroenvironnementales et

Climatiques (MAEC) de la PAC. Au départ, les MAEC sont conçues comme une aide publique en contrepartie d'engagement avec un paiement qui ne doit pas sur-compenser les agriculteurs au-delà de leurs coûts additionnels de mise en œuvre et de leur éventuel manque à gagner. De plus, les engagements pris ne sont pas négociés et discutés directement avec les agriculteurs. L'origine des MAEC comme instrument de subvention et les évolutions du cadre européen avec la volonté de mettre en œuvre des MAEC qui se rapprochent de l'idéal type de PSE « coasien » montrent une forte ambiguïté entre un objectif de soutien du revenu des agriculteurs d'une part et une volonté d'encourager la fourniture de SE d'autre part (Aznar et al., 2016).

Vatn (2010) souligne que les PSE en tant que solution de « marché » pour la fourniture de services environnementaux dépendent souvent en pratique sur des engagements de l'État et/ou de communautés. Ce constat s'explique par le fait que le marché est un processus exigeant de construction sociale et politique et implique des coûts de transaction importants comme dans le cas des services environnementaux. Dans ce cadre, une gouvernance représentative et hiérarchique de l'État ainsi que les communautés peuvent permettre de réduire ces coûts de transaction. Vatn explique également que des communautés qui gèrent des problèmes d'utilisation de ressources locales ont déjà établi des relations en définissant des règles, mais que celles-ci ne permettent pas nécessairement de bien gérer des pressions nouvelles ou grandissantes.

Efficacité et efficience vs. Équité

L'efficacité environnementale des PSE est beaucoup remise en question pour plusieurs raisons. Les services environnementaux ciblés sont souvent difficilement mesurables ce qui implique des coûts importants pour vérifier l'efficacité environnementale d'un PSE (Le Coq et al., 2016). De plus, l'identification économétrique des effets causaux d'instruments économiques tels que les PSE nécessite d'identifier un contre-factuel non bénéficiaire comparable d'un programme de PSE ce qui est en règle générale difficile en pratique (Chabé-Ferret et al., 2017). À partir d'une revue de littérature sur des travaux cherchant à évaluer l'impact de PSE en mobilisant des techniques expérimentales ou quasi expérimentales, Börner et al. (2017a) mettent en évidence que les PSE peuvent avoir des impacts environnementaux positifs, mais que ces impacts sont globalement faibles. Les auteurs soulignent également que les quelques évaluations identifiées qui cherchent à évaluer les impacts sociaux de PSE montrent des résultats faibles voire négatifs. Enfin, les auteurs montrent que les PSE ne sont pas des instruments isolés, mais qui interagissent avec des systèmes socio-écologiques et d'autres politiques publiques (i.e. « policy mixes »).

Les concepts d'efficacité environnementale et d'efficience économique viennent se confronter à la problématique de l'équité (efficience vs. équité) (Pascual et al., 2010; Karsenty et al., 2017). En

effet, l'effcience conduit à ce que les PSE ne rémunèrent pas les individus qui ont des comportements déjà vertueux et rémunèrent uniquement des individus dont les comportements sont néfastes pour l'environnement. Dans une perspective d'équité, Muradian (2013) souligne que récompenser des bonnes pratiques déjà existantes peut permettre i) d'encourager les comportements actuels et futurs respectueux de l'environnement ii) de réduire la pauvreté iii) d'améliorer l'efficacité des PSE en favorisant la participation des individus par le renforcement de la légitimité et l'acceptabilité sociale de ces instruments. Ces critiques reposent principalement sur le fait que les PSE sont mis en œuvre dans un contexte où les individus ne cherchent pas nécessairement à maximiser leur intérêt individuel. En effet, les individus ont des relations entre eux qui sont encadrées par des normes et habitudes sociales et qui peuvent les amener à adopter des comportements altruistes et vertueux et qui ne viennent pas seulement en réponse à des incitations économiques.

1.2.4 PSE collectifs

Les PSE peuvent se distinguer également entre deux catégories : individuels et collectifs. Un PSE individuel s'adresse à un individu en particulier qui est rémunéré pour les services environnementaux fournis. Dans le cadre de ressources gérées collectivement par un groupe d'agriculteurs ou une communauté avec des droits de propriété communaux, les paiements collectifs pour la fourniture de services écosystémiques peuvent être plus efficaces, plus adaptés et moins coûteux que des paiements individuels (Kaczan et al., 2017). En effet, un contrat collectif induit une réduction des coûts de transaction en évitant une multiplication du nombre de contrats et permet d'obtenir des résultats environnementaux couvrant un territoire plus important. De plus, il est plus facile et moins coûteux d'estimer la situation de référence pour l'application d'un paiement et les résultats induits par celui-ci. Kerr et al. (2014) soulignent également que dans des contextes de pays en développement, les ressources naturelles ciblées pour mettre en œuvre des PSE se caractérisent souvent par des coûts élevés d'exclusion de l'accès à ces ressources. Cela implique que les PSE mis en œuvre peuvent difficilement être contractualisés par des individus, mais plutôt par des communautés.

Cependant, les PSE collectifs engendrent aussi d'autres défis par rapport à l'échelle individuelle. D'abord, les membres du collectif peuvent ne pas être bien informés et volontaires pour participer à la réalisation du contrat. De plus, certains membres du groupe peuvent tirer des bénéfices à la réalisation du contrat sans en supporter les coûts en adoptant un comportement de « free rider ». Ensuite, en raison de dynamiques de pouvoir, la distribution du paiement peut s'effectuer de manière inéquitable en favorisant certains membres au détriment des autres malgré la fourniture d'efforts pour la réalisation du contrat. De ce fait, la redistribution peut être une source importante de conflit. Enfin, la mise en œuvre d'un PSE collectifs est conditionnée par des dynamiques de gouvernance locale et des capacités de coordination de l'action collective. Cependant, jusqu'à présent, les recherches sur les

PSE ont souvent omis de prendre en compte les caractéristiques spécifiques des contrats collectifs et n'ont pas approfondi l'analyse des mécanismes de gouvernance locale (Hayes et al., 2019).

Les PSE collectifs peuvent prendre des formes diverses. Nous pouvons distinguer les PSE collectifs dont le paiement s'adresse aux agriculteurs d'un groupe, de ceux dont le paiement est effectué au niveau du groupe (Narloch et al., 2017). Dans les deux cas, le groupe contractualise le PSE et est donc responsable des engagements environnementaux contractualisés. Dans le cas d'un contrat adressé au groupe, celui-ci peut décider de la distribution ou non du paiement et de la manière dont ce paiement va être réparti entre les individus du groupe (e.g. en fonction des efforts fournis). Une autre dimension collective des PSE abordée dans la littérature est la possibilité d'introduire un bonus ou une sanction collective qui se superpose à des contrats individuels (Kuhfuss et al., 2016; Yoder, 2019). Par exemple, Kuhfuss et al. (2016) étudient l'introduction d'un bonus supplémentaire collectif qui vient s'ajouter au paiement des contrats agroenvironnementaux individuels si un taux de participation minimum d'agriculteurs est atteint. Les autrices montrent, en mobilisant la méthode d'expérimentation des choix, que le bonus pourrait conduire à une amélioration de la participation des agriculteurs pour un coût budgétaire total inférieur.

En Union européenne (UE) avec la programmation de la PAC 2014-2022, des contrats agroenvironnementaux collectifs peuvent s'adresser à un groupement d'agriculteurs et prendre différentes formes. Aux Pays-Bas, les agriculteurs doivent rejoindre un « collectif agricole » certifié par l'État pour pouvoir bénéficier de paiements agroenvironnementaux depuis 2016 (Alblas et Van Zeven, 2023). Le collectif agricole représente alors un « intermédiaire » de la contractualisation en charge de la mise en œuvre des politiques agroenvironnementales au niveau local. Dans ce cadre, le collectif coordonne et contrôle les agriculteurs présents afin de respecter les objectifs environnementaux qui ont été définis. En cas de défaut à ces objectifs, les paiements individuels peuvent être réduits, voire supprimés.

En Angleterre, des contrats agroenvironnementaux peuvent être contractualisés sur des « Commons » utilisés par plusieurs d'éleveurs (Dodsworth et al., 2020). Dans un contexte de surpâturage et dans le cadre d'accords relatifs à la gestion environnementale de « haut niveau » (« Higher Level Stewardship », HLS), ces contrats ont pour objectif la conservation de la biodiversité et de la qualité de l'eau. Ces contrats collectifs peuvent se superposer aux contrats individuels des éleveurs qui sont mis en œuvre sur leur propre exploitation. En parallèle, d'autres contrats collectifs sont mis en œuvre dans le cadre d'un fond de facilitation (« Facilitation Fund Programme », CSFF). Ces contrats s'adressent à des individus ou des organisations (i.e. un intermédiaire) dont le rôle est d'aider un groupe d'éleveurs voisins à se coordonner pour fournir des biens publics environnementaux sur un

territoire. Dans ce cadre, le contrat ne couvre que les coûts supportés par l'intermédiaire qui sont liés aux actions de coordination et non les surcoûts ou manques à gagner individuels liés à la fourniture des services environnementaux à l'échelle du territoire (Prager, 2022).

Nous présentons la mise œuvre de contrats agroenvironnementaux collectifs sur des pâturages collectifs de montagne en France dans la partie suivante.

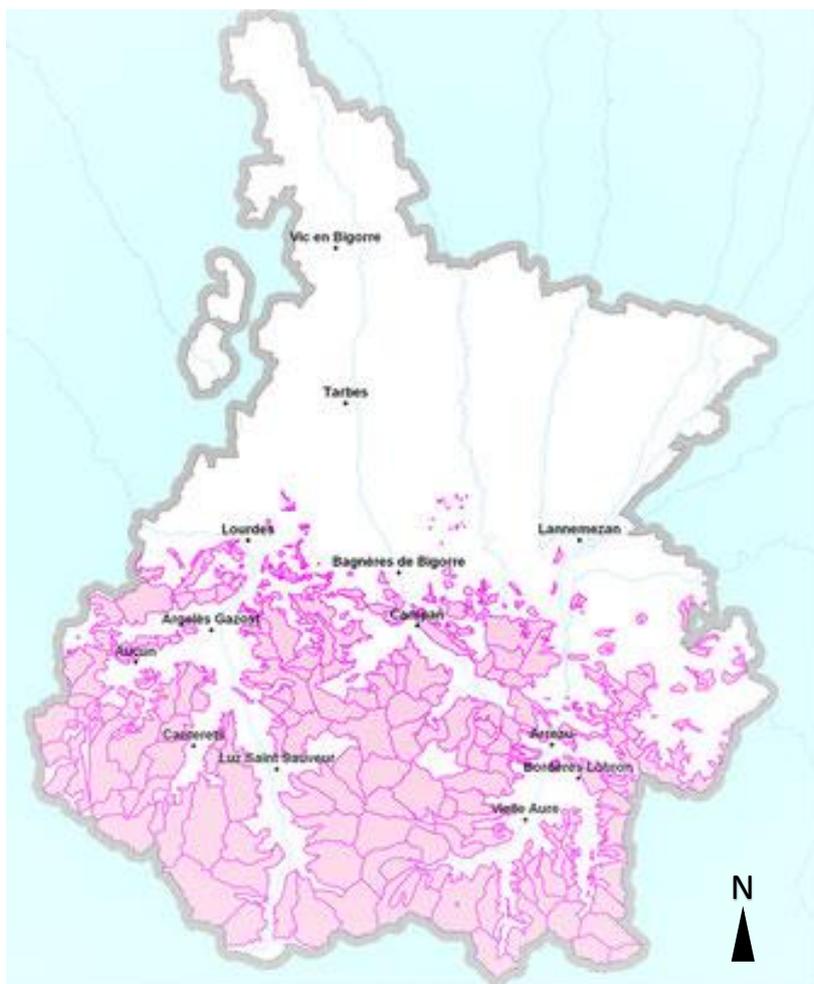
2 Contexte du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées

2.1 Zone d'étude

Les services pastoraux du département des Hautes-Pyrénées (65) dénombrent aujourd'hui 134 gestionnaires d'estives. La Figure 1 nous permet de visualiser où sont situées les estives. Nous pouvons observer que les estives se situent sur le massif pyrénéen autour des vallées. Les petites estives correspondent principalement à des estives de très basse altitude et les grandes principalement à des estives situées en altitude au sud du département. L'altitude des estives est comprise entre 500 et 3000 mètres. Le domaine pastoral (i.e. ensemble des surfaces roses) représente 145 000 hectares de surface pastorale collective avec près de 85 000 hectares admissibles déclarés à la PAC.

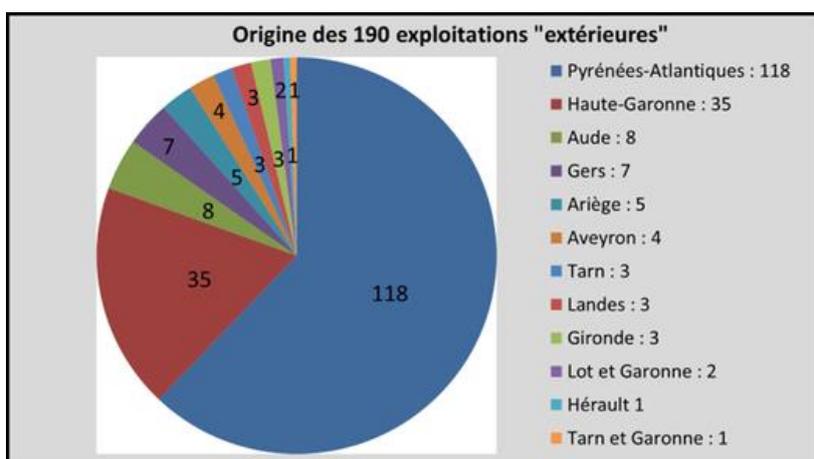
En 2020, les estives du département comptaient 1242 éleveurs transhumants faisant l'objet d'une déclaration à la PAC. Environ 84% des éleveurs proviennent du département, 10% des Pyrénées-Atlantiques et 3% de Haute-Garonne (i.e. départements voisins) (cf. Figure 2). La Figure 2 nous permet de voir que des éleveurs viennent de départements relativement éloignés comme la Gironde ou l'Aveyron. Selon le GIP-CRPG, les estives comptaient en 2020 environ 24 000 bovins et 110 000 ovins, mais également environ 2300 caprins et 2100 équins. La production dans les Hautes-Pyrénées est en très grande majorité tournée vers la production de viande, la production laitière étant très faible (Lazaro, 2015). Notons ici que l'est du massif des Pyrénées est presque exclusivement tourné vers une production de viande, mais qu'à l'Ouest, dans les Pyrénées Atlantiques, la moitié environ de la production est orientée vers la production de lait. La production de lait est plus exigeante que la production de viande dans la mesure où elle peut demander des infrastructures en montagne liées à la production du lait (atelier de transformation, cabane de berger, etc.) et exige de réaliser la traite sur l'estive.

Figure 1. Estives du département des Hautes-Pyrénées



Note : les estives correspondent aux surfaces roses. Source : GIP-CRPGE

Figure 2. Répartition de l'origine des exploitations extérieures au département du 65



Source : GIP-CRPGE

2.2 Gestion pastorale collective

Dans les Hautes-Pyrénées, les pâturages collectifs de montagne, aussi appelés « estives », font l'objet d'une gestion qui peut être caractérisée comme une gestion « par les communs » avec plusieurs dimensions collectives : la propriété, la gestion et des pratiques (Eychenne, 2020). Une des particularités du pastoralisme pyrénéen est que la propriété des estives est en très grande majorité communale. L'accès aux estives est régi par des droits d'usage qui donnent lieu à un statut d'ayant droit sur une estive pour les éleveurs dont le siège d'exploitation se situe sur la commune propriétaire de l'estive (Eychenne et Lazaro, 2014). Les estives sont gérées par des entités collectives composées d'un gestionnaire et d'un groupe d'éleveurs utilisateurs (i.e. une communauté) qui établissent des règles pour encadrer l'exploitation des ressources communes (e.g. herbe, eau, forêt, etc.). Les gestionnaires sont soit le propriétaire de l'estive (i.e. collectivité) soit un groupement d'éleveurs dans le cas d'une délégation de la gestion par le propriétaire. Les estives sont utilisées par un groupe d'éleveurs qui possèdent chacun leur propre exploitation, mais ce groupe d'éleveurs utilise collectivement une estive pendant la saison d'été (i.e. pratiques pastorales collectives). L'exploitation des ressources communes repose alors également sur une dimension individuelle représentée par les éleveurs et leur propre troupeau ainsi que par une dimension collective avec une entité collective gestionnaire qui encadre l'exploitation collective des ressources. La superposition de ces dimensions peut nécessiter des prises de décisions pour la gestion de l'estive entre le gestionnaire et les éleveurs pour encadrer l'utilisation collective de l'estive.

2.3 Evolution du pastoralisme

Le pastoralisme pyrénéen ne se résume plus à gérer des ressources pastorales (herbe, eau, forêt, etc.) et produire des biens agricoles, mais également à des ressources supplémentaires qui peuvent être qualifiées de « nouveaux » communs : l'entretien du paysage et le maintien de la biodiversité associée aux milieux ouverts (Bravo et De Moor, 2008). Ces ressources supplémentaires peuvent être considérées comme des biens publics environnementaux dans la mesure où ce sont des externalités qui sont coproduites par l'activité pastorale sur les estives sans nécessairement d'intentionnalité et que cette coproduction fait l'objet d'un soutien de la part des pouvoirs publics. De fait, le pâturage des troupeaux entretient la montagne et empêche la fermeture des milieux. La gestion de ces ressources s'effectue avec la coprésence d'une pluralité de groupes d'utilisateurs (touristes, environnementalistes, néoruraux, etc.) qui peuvent avoir des intérêts divergents concernant l'usage de la montagne et aboutir à des conflits (Eychenne et Lazaro, 2014; Cécile Barnaud et Couix, 2020). La gestion des estives comme communs « traditionnels » évolue vers une gestion d'un commun « complexe » avec une conciliation entre interventions publiques, logiques marchandes et rapports de pouvoirs entre groupes d'utilisateurs plus ou moins interdépendants (Fleury et al., 2018).

Depuis des décennies, les entités collectives qui gèrent les estives dans les Hautes-Pyrénées font face à un phénomène de déprise et font l'objet de soutiens de la part des pouvoirs publics. Par rapport à d'autres contextes pastoraux (e.g. en Angleterre), les estives dans le département sont globalement confrontées à une tendance au sous-pâturage plutôt qu'au surpâturage avec une baisse structurelle du nombre d'éleveurs locaux. Le sous-pâturage a pour conséquence une fermeture des milieux avec un risque de diminution de la biodiversité associée. Depuis le début des années 1990, des mesures agroenvironnementales collectives de la PAC s'adressent aux gestionnaires des estives pour maintenir ou favoriser la coproduction de ces biens publics. Ces mesures collectives se présente sous deux formes différentes i) une mesure appelée « Systèmes Herbagers et Pastorales » (SHP) qui vise à maintenir les pratiques pastorales existantes et qui exige, entre autres, de maintenir un taux de chargement minimum dans un contexte de déprise ii) des mesures dites « localisées » (Herbe09 ou Ouvert03) qui ont pour objectifs d'améliorer les pratiques avec des engagements plus contraignants sur des zones prioritaires telles que les sites Natura 2000. Un changement important intervenu à partir de 2015 est la possibilité pour le gestionnaire de ne pas redistribuer les paiements des mesures aux éleveurs individuellement. Les paiements des mesures peuvent alors représenter une nouvelle source de financement relativement importante pour soutenir le fonctionnement du collectif (administration, infrastructure pastorale, berger, etc.).

3 Problématique et question de recherche

La problématique principale de ce travail de thèse porte sur l'articulation entre des dispositifs économiques de la PAC et la gestion d'estives collectives dans le département des Hautes-Pyrénées. La mise en œuvre de ces mesures de politique publique s'articule avec les dimensions collectives préexistantes du pastoralisme. En France, les contrats agroenvironnementaux collectifs que nous avons déjà évoqués ont été conçus initialement à l'échelle d'une exploitation individuelle sur des parcelles bien définies et leur contractualisation a été élargie à des collectifs.

Sur les estives pyrénéennes, les troupeaux sont libres de mouvements sur les estives contrairement à une exploitation individuelle où les pâturages sont bien délimités avec des clôtures. Dans ce contexte, l'entité gestionnaire de l'estive (i.e. le contractant) est le responsable de la mise en œuvre des mesures, mais la réalisation est effectuée par les éleveurs avec le pâturage de leur troupeau et par le travail des bergers sur l'estive. La gestion collective de l'estive peut donc nécessiter la présence de règles formelles et informelles qui sont préexistantes à la mise en œuvre des contrats. Comme l'a souligné Vatn (2010), la mise en œuvre d'un contrat peut entrer en tension avec ces règles préexistantes formelles et informelles qui ne sont pas nécessairement adaptées. La gestion collective peut également nécessiter des efforts de coordination entre le gestionnaire, les éleveurs et les bergers

qui ne sont pas ou mal pris en compte par le contrat. Dans ce cadre, les contrats prennent peu ou pas du tout en compte l'ensemble des spécificités de l'activité pastorale et notamment les dimensions collectives préexistantes.

En plus de s'articuler avec les dimensions collectives préexistantes, les contrats agroenvironnementaux collectifs dans notre contexte sont mis en œuvre conjointement avec les dispositifs des DPB la PAC. Ce dispositif, introduit depuis 2015 sur les estives collectives, est un soutien au revenu des agriculteurs qui n'est à priori pas en lien avec la mise en œuvre des mesures agroenvironnementales. Cependant, l'estive représente un « stock » de DPB et leur répartition entre les éleveurs s'effectue au prorata de la taille et de la durée de présence de leur troupeau. Cette répartition est alors liée à l'exploitation de la ressource en herbe de l'estive par les troupeaux des éleveurs dans la mesure où plus la taille du troupeau d'un éleveur est importante et plus cet éleveur obtient de DPB par rapport aux autres. Une modification de la taille des troupeaux des éleveurs entraîne un changement de la répartition des DPB entre eux. Cette modification peut être source de tensions avec la gestion collective de la ressource en herbe et également avec la mise en œuvre des mesures agroenvironnementales visant à maintenir les pratiques préexistantes.

Dans un premier temps, la problématique de cette thèse concernait seulement l'articulation entre les MAE collectives de la PAC et la gestion pastorale collective. Cependant, les pré-terrains, notre enquête auprès des gestionnaires des estives, la réalisation d'ateliers participatifs avec des acteurs pastoraux (voir partie suivante 4.1) ainsi que des échanges avec les services pastoraux nous ont permis de constater que le dispositif des DPB n'était pas neutre pour la gestion pastorale collective et pour la mise en œuvre de la contractualisation agroenvironnementale. Au contraire, le dispositif des DPB est souvent évoqué pendant notre phase de recueil de données comme étant une source potentielle de tensions liées à la répartition des DPB entre les éleveurs ou encore de valorisation des estives pyrénéennes en améliorant leur attractivité, par exemple, en attirant de nouveaux éleveurs transhumants. Finalement, nous avons élargi la problématique de cette thèse à l'articulation entre les deux dispositifs de la PAC et la gestion pastorale collective. Pour aborder cette problématique de thèse, nous structurons cette thèse en 3 chapitres qui s'attachent à répondre à aux questions de recherche suivantes :

- Quels sont les enjeux associés aux dimensions collectives du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées et leurs évolutions ?
- Quelles sont les formes de collectifs sur les estives dans les Hautes-Pyrénées ?
- Est-ce que la SHP et les DPB ont eu des effets sur l'évolution du chargement animal dans le département des Hautes-Pyrénées ? Est-ce que les effets de ces 2 dispositifs ont des effets

de synergie ou d'antagonisme lorsqu'ils sont mis en œuvre conjointement ? Est-ce que la SHP est plus efficace sur des estives qui sont davantage concernées par de la déprise ? Est-ce qu'il existe des différences dans les effets en fonction du mode de gouvernance locale ?

Ce travail mobilise les champs de l'économie de l'environnement et de la nouvelle économie institutionnelle. Le champ de l'économie institutionnelle est mobilisé pour analyser le fonctionnement et les enjeux de la gestion pastorale d'estive collective dans le département. En effet, selon la théorie des communs d'Ostrom, nous avons évoqué précédemment que cette gestion pastorale collective peut être considérée comme une gestion « par les communs » et préexiste à la mise en œuvre des dispositifs de la PAC étudiés dans cette thèse. Nous mobilisons également le champ de l'économie de l'environnement pour analyser la mise en œuvre et l'effet des MAEC de la PAC qui peuvent être considérés comme des instruments de marché « coasien » ou « pigouvien ». Ce travail se situe à l'interface entre ces deux champs économiques parce qu'il s'attache à analyser la gouvernance des espaces pastoraux pyrénéens en se penchant sur l'articulation entre une gestion « par les communs », par l'État et/ou par le marché.

4 Méthodologie du recueil de données

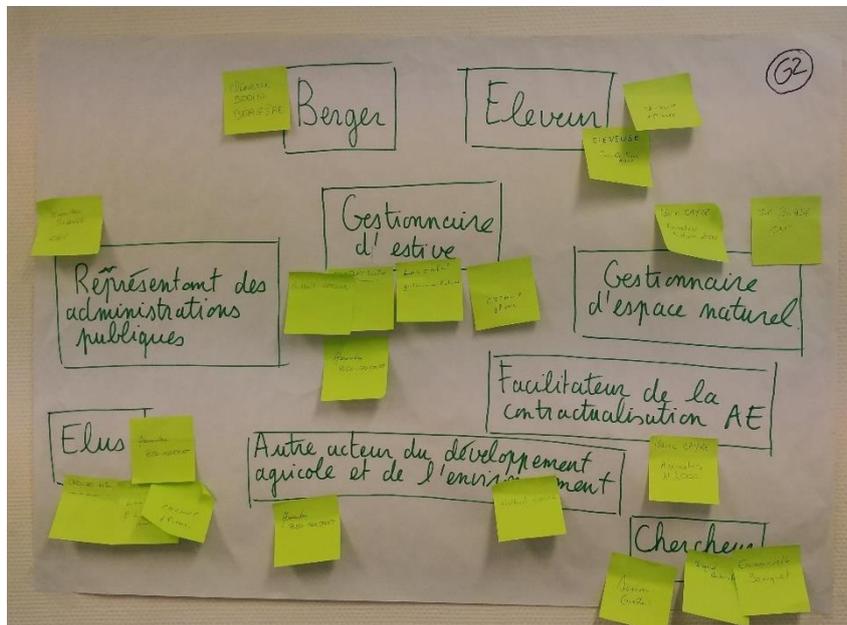
4.1 Projet Contracts2.0

Ce travail de thèse a été co-financé par le Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) et par le projet de l'Union européenne Contracts2.0. Le projet Contracts2.0 vise à développer des formes innovantes de contractualisation agroenvironnementale pour encourager les agriculteurs et les gestionnaires des terres à produire des biens publics environnementaux tout en préservant leur rentabilité. Contracts2.0 se concentre sur l'amélioration des contrats pour fournir des incitations publiques et privées qui encouragent la production de biens privés et publics, en étant alignés sur les préférences de la société et en conciliant rentabilité et durabilité. En France, le projet a été mené par une équipe de recherche pluridisciplinaire venant de différentes institutions : Céline Dutilly (économiste, CIRAD), Emmanuelle Bouquet (économiste, CIRAD), Emmanuelle Cheyns (sociologue, CIRAD), Sigrid Aubert (juriste-anthropologue, CIRAD), Corinne Eychenne (géographe, Univ. Toulouse Jean Jaurès), Cédric Gendre (sociologue, INRA ODR), Simon Guédé (doctorant en économie, CIRAD). Le projet a aussi été mené en partenariat avec les services pastoraux des Hautes-Pyrénées et particulièrement avec 2 personnes : Didier Buffière (directeur) et Anne Sallent (animatrice pastorale).

Ce projet a eu deux activités principales : des ateliers participatifs avec les acteurs locaux de terrain et institutionnels une enquête auprès des gestionnaires d'estives du département. L'objectif

principal de ces ateliers était de réunir l'ensemble de ces acteurs pour les faire réfléchir sur ce pourrait être un contrat agroenvironnemental « de rêve » pour maintenir ou améliorer la pratique pastorale en estive. Deux types d'ateliers participatifs ont été menés, quatre auprès d'une diversité d'acteurs de terrain (« Contact Innovation Lab », CIL) et quatre autres auprès des acteurs institutionnels (« Policy Innovation Lab », PIL), c'est-à-dire des décideurs, experts ou autre partie prenante intéressée par l'interface pastoralisme environnement. La Photo 1 permet de voir le panorama des différents types d'acteurs qui pouvaient être présents au CIL. Les CIL avaient pour objectif d'autoévaluer les contrats MAEC existants et de coconstruire des améliorations contractuelles ou nouveaux contrats et les PIL de réfléchir à la mise en œuvre des solutions contractuelles proposées par les CIL.

Photo 1. Panorama des types d'acteurs locaux présents au CIL



Au démarrage de chaque CIL ou PIL, une personne référente de l'autre type d'atelier avait comme objectif de restituer les résultats mis en avant par son atelier. L'enchaînement des ateliers entre 2020 et 2022 s'est déroulé de la façon suivante : évaluation des contrats actuels, imaginer une montagne « de rêve » à l'horizon de vingt ans, définir les objectifs et contours des contrats de rêve et enfin définir les processus de mise en œuvre, de suivi et de contrôle. Des séances en plénière et en groupe restreint ont été organisées pendant ces ateliers pour pouvoir faire réfléchir et interagir les acteurs entre eux. Ces ateliers représentent une source non négligeable d'éléments de compréhension sur le fonctionnement du monde pastoral, de la mise en œuvre des MAEC dans notre contexte, des acteurs impliqués et des différents intérêts qu'ils portent sur l'interface pastoralisme et environnement.

4.2 Données

L'ensemble des analyses de ce travail de recherche repose principalement sur des données quantitatives que nous avons récoltées avec l'enquête Contracts2.0 auprès des gestionnaires des estives du département des Hautes-Pyrénées. Cette enquête a été réalisée en étroite collaboration avec les services pastoraux qui nous ont apporté leur expertise du terrain et qui nous ont grandement facilité la mise en œuvre de l'enquête. L'objectif principal de l'enquête était de comprendre le fonctionnement de la gestion de l'estive et faire un état des lieux de la contractualisation agroenvironnementale existante sur les estives du département.

Le questionnaire a été élaboré de manière collaborative avec l'aide de l'équipe de recherche du projet, mais également de l'ensemble des membres des services pastoraux du département. Quatre tests ont été effectués dans d'autres départements où se trouve de la gestion pastorale collective. L'ensemble de ces activités a permis de trouver de nouvelles pistes de recueil de données et d'ajuster le manque de cohérence ou de pertinence du questionnaire. Pour la mise en œuvre de l'enquête, deux étudiantes en agronomie et en sciences sociales ont été recrutées. L'enquête s'est déroulée de mai à juillet 2020.

Le questionnaire a été organisé selon les thématiques principales suivantes i) caractéristiques de la ou des individus enquêtés, de la structure gestionnaire, du foncier et de l'estive ii) modèle économique de l'estive (financement et dépense) iii) contractualisation agroenvironnementale iv) temps consacré à la gestion de l'estive et gouvernance (temps d'implication des acteurs, processus décisionnel, règles et organisation de réunion). Nous avons enquêté 98 gestionnaires au total sur les 110 gestionnaires que nous avons identifiés comme étant gestionnaire d'une estive collective avec l'aide des services pastoraux (voir Tableau 1). Les enquêtes ont duré en moyenne deux heures. Finalement, nous obtenons un échantillon de 92 gestionnaires dans la mesure où les données d'une enquête ne sont forcément exploitables : cela est lié à un mauvais déroulement, une enquête n'a pas été terminée et quatre estives se sont révélées être utilisées dans les faits par un seul éleveur.

Tableau 1. Gestionnaires enquêtés en 2020

Gestionnaire d'estive (GE)	Echantillon (A+B+C)	Enquêté (A)	Refus (B)	Non enquêté (C)
GE avec SHP sans MAEC localisée	69	64	1	4
GE avec SHP avec MAEC localisée	22	18	0	4
GE avec déclaration PAC sans MAEC	12	10	0	2
GE sans déclaration PAC	7	6	0	1
TOTAL	110	98	1	11

Source : auteur

Dans ce travail de thèse, nous mobilisons également des données quantitatives secondaires sur la fréquentation humaine et animale des estives obtenues auprès des services pastoraux. Ces données secondaires correspondent à la déclaration de transhumance effectuée par le gestionnaire de l'estive auprès de l'administration chaque année. Enfin, pendant les enquêtes, nous ne nous sommes pas contentés de récolter des informations requises par le questionnaire, mais nous avons également posé des questions ouvertes supplémentaires et récolté des verbatims des personnes interrogées. Chaque enquête a fait l'objet d'une synthèse écrite et structurée en fonction des grandes thématiques du questionnaire. Ces synthèses ont également permis de recueillir les verbatims récoltés pendant une enquête. Dans cette thèse, ces verbatims ont permis d'appuyer l'élaboration de certaines hypothèses, de mieux comprendre les enjeux, les causes d'un effet statistiquement mesuré ou encore de mieux comprendre les phénomènes étudiés dans leur globalité (Quentin et Guérin, 2013).

5 Plan de la thèse

Le premier chapitre de la thèse s'attache à décrire le fonctionnement du SSE du pastoralisme dans son ensemble, les enjeux auxquels il est confronté et leurs évolutions. Pour répondre à cet objectif, nous mobilisons le cadre d'analyse des SSE de McGinnis et Ostrom (2014) pour décrire les interactions entre les acteurs et les sphères biophysique et sociale qui sont susceptibles d'influencer ces interactions. Ce chapitre nous permet également de décrire en profondeur le contexte de notre terrain d'étude et ainsi permettre une meilleure compréhension des questionnements et des résultats obtenus dans les deux chapitres suivants. Le chapitre permet notamment de décrire les dimensions individuelle et collective présentes dans notre contexte qui se situent au cœur de la problématique de cette thèse.

Par rapport au premier chapitre, le deuxième concentre son analyse sur le système de gouvernance du SSE et sur l'action collective. Son objectif principal est de caractériser les estives du département par rapport à la manière dont les décisions collectives sont effectivement prises (« de

facto »), c'est-à-dire la gouvernance locale, entre le gestionnaire de l'estive et les éleveurs, mais également par rapport à l'action collective au travers de la contribution des éleveurs à la gestion de l'estive. Pour cette caractérisation, nous prenons également en considération des caractéristiques biophysiques de l'estive dans la mesure où elle influence la manière dont les individus peuvent interagir au cœur du SSE. Cette analyse de la gouvernance locale est reprise dans le troisième chapitre.

Le troisième et dernier chapitre évalue deux dispositifs de la PAC introduits dans la réforme de 2014 sur le chargement animal. Ces dispositifs sont mis en œuvre conjointement sur les estives, mais chacun d'entre eux s'adresse aux différentes dimensions individuelles et collectives. En effet, l'un s'adresse aux éleveurs et l'autre à l'entité collective gestionnaire. Ce chapitre cherche alors à voir dans un premier temps si les deux dispositifs ont un effet sur le maintien du chargement dans un contexte de déprise. Le chapitre cherche également à voir si les deux dispositifs ont des effets de synergie et d'antagonisme en étant mis en œuvre conjointement. Enfin, le chapitre cherche à voir si la gouvernance locale influence la mise en œuvre de ces dispositifs sur les estives. En cherchant à évaluer empiriquement l'effet des dispositifs de la PAC sur le chargement animal et en mettant en perspective cette évaluation avec les enjeux et le fonctionnement du pastoralisme identifié par le travail de recherche effectué en amont, ce chapitre apparaît comme un aboutissement du travail de recherche.

Chapitre 1 - Mobilisation du cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques (« SES Framework ») pour caractériser les enjeux du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées

1 Introduction

Le pastoralisme pyrénéen est une activité agricole ancienne qui façonne les paysages des territoires. Cette activité se caractérise par le mouvement vertical des animaux entre le siège d'exploitation des éleveurs, situé dans la vallée, et des estives en altitude. Elle se caractérise également par l'importance des pratiques collectives pour l'exploitation des estives. Des entités collectives composées d'un gestionnaire et d'éleveurs utilisateurs des estives gèrent des ressources pastorales en modérant l'accès aux estives et en fixant des règles pour l'exploitation de ces ressources. L'accès aux estives collectives est structuré par des droits d'usages anciens qui favorisent les éleveurs issus des communes propriétaires (Eychenne, 2008, 2018).

Au cours du 20^{ème} siècle, la modernisation et l'intensification de l'agriculture provoquent un exode rural conséquent, une baisse structurelle du nombre d'éleveurs transhumant sur les estives collectives et une déprise agricole des espaces montagnards (Charbonnier, 2012). Les conséquences environnementales, économiques, et sociales sont importantes. Le recul de l'activité pastorale donne lieu à un embroussaillage des pâturages et à une destruction des paysages traditionnels. La montagne se vide de ses habitants et le manque d'aménagement se fait ressentir. La loi pastorale votée en 1972 affiche comme objectif de soutenir et structurer l'activité pastorale et au-delà, le tissu économique et social des vallées. Une partie de ce chapitre aura pour objectif de présenter plus en détail les évolutions du pastoralisme pyrénéen en présentant notamment les différents outils qui ont été mis en œuvre pour soutenir l'activité pastorale.

En parallèle, la société est de plus en plus attentive aux problématiques environnementales et exerce une demande croissante pour que l'agriculture soit plus vertueuse au regard de l'environnement. L'enjeu majeur grandissant de l'agriculture européenne est alors d'assurer la sécurité alimentaire tout en respectant le plus possible l'environnement. En 1985, l'Union Européenne (UE) introduit les premières incitations environnementales à travers « l'article 19 » du règlement CEE n°797/85. L'article 19 porte sur des aides nationales aux zones sensibles ayant un intérêt écologique et paysager. La réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) de 1992 se dote de mesures agroenvironnementales (MAE) et la France instaure notamment en 1993 la prime au maintien des systèmes d'élevage extensifs (PMSEE). Celle-ci a pour objectif de subventionner l'élevage extensif avec

une logique de rémunération des externalités positives de cette activité (Aznar et al., 2016). Dans le contexte du pastoralisme pyrénéen, la PMSEE vise notamment à maintenir les pratiques existantes et à soutenir la coproduction de biens publics environnementaux (maintien de paysages ouverts, biodiversité). L'UE, à travers la PAC, veut soutenir l'élevage extensif capable de produire des aliments de qualité tout en continuant à générer des bénéfices écologiques (Collantes, 2006). Pour illustrer cela, nous verrons qu'un certain nombre de mesures de la PAC se sont succédées pour soutenir l'élevage de montagne avec la possibilité pour des entités collectives de contractualiser ces aides.

Par ailleurs, la montée des préoccupations environnementales s'accompagne également de la multiplication des usages récréatifs dans l'espace montagnard (Eychenne et Lazaro, 2014). L'utilisation de l'espace montagnard, avant tout pastorale, devient un espace doté à la fois de ressources matérielles (herbe, eau, etc.) mais également de ressources immatérielles (paysages, nature, liberté, etc.). Ces évolutions du contexte social, économique et politique ne sont pas sans conséquences pour le pastoralisme pyrénéen. Ce dernier s'inscrit désormais dans un espace montagnard dont la gestion se complexifie avec la présence de nouveaux acteurs (touristes, acteurs de l'environnement) et de nouvelles ressources (paysage, biodiversité). Les estives ne sont plus alors gérées comme un « commun » à vocation pastorale mais comme un commun « complexe » avec différents usages parfois concurrents. Nous reviendrons sur la définition de « commun » et de bien commun par la suite.

L'objectif de cette étude est alors de décrire les enjeux actuels du pastoralisme dans le département des Hautes-Pyrénées, notamment au regard des évolutions du contexte social, économique et politique dans lequel il s'inscrit. La gestion des estives, par des entités collectives avec un gestionnaire et des éleveurs, se caractérise par la présence de dimensions individuelle et collective qui se superposent. La réforme de la PAC de 2014 adresse aux surfaces pastorales collectives deux dispositifs i) les DPB qui sont une aide au revenu des agriculteurs et s'adressent aux éleveurs individuellement, ii) des MAEC qui sont contractualisées par l'entité collective avec pour objectifs d'une part de soutenir l'activité pastorale et d'autre part d'améliorer les pratiques au regard de l'environnement. La mise en œuvre de chacun de ces dispositifs de la PAC s'articule avec les dimensions individuelle et collective préexistantes. Cette articulation peut avoir pour conséquences de renforcer le fonctionnement du collectif ou au contraire de l'affaiblir en mettant en tension les dimensions individuelles et collectives préexistantes.

Pour décrire le fonctionnement et les enjeux actuels du pastoralisme dans le département des Hautes-Pyrénées, nous mobilisons le cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques (SSE) de McGinnis et Ostrom (2014). Notre étude montre qu'avec les évolutions récentes du contexte, le pastoralisme pyrénéen ne se limite plus à l'exploitation d'une ressource en herbe commune qui

constitue un premier dilemme social. Le pastoralisme est également concerné par d'autres éléments interconnectés associés à des dilemmes sociaux tels que la production de biens publics environnementaux et la répartition des DPB de la PAC qui s'adressent aux éleveurs utilisateurs de l'estive. Nous décrivons en quoi les MAEC et les DPB de la PAC (2015-2022) mis en œuvre sur les estives du département peuvent contribuer à soutenir l'activité pastorale collective en soutenant à la fois le collectif et les éleveurs individuellement mais aussi à la fragiliser en exacerbant des tensions liées à la superposition des dimensions individuelles et collectives.

Le chapitre s'organise de la façon suivante. La deuxième partie présente une revue de littérature du cadre d'analyse des SSE de McGinnis et Ostrom (2014). La troisième partie concerne la méthodologie en définissant les concepts clés mobilisés (e.g. action collective, bien commun et collectifs, etc.), en présentant la mobilisation du cadre et les données utilisées pour illustrer le contexte. La quatrième partie a pour objectif de décrire les différentes évolutions du pastoralisme et de la PAC. La cinquième partie décrit le SSE du pastoralisme des Hautes-Pyrénées avec les différentes situations d'action ainsi que les sphères sociales et biophysiques qui sont susceptibles de les influencer. La sixième et dernière partie apporte une conclusion en présentant notamment les liens avec les chapitres suivants.

2 Cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques

Le concept de « système socio-écologique » (SSE) est apparu dans les années 1990 avec l'idée que les interactions sociales et écologiques sont liées entre elles en formant un système (Mathevet et Bousquet, 2014). Dans leur ouvrage, Berkes et Folke (1998) utilisent le terme de système socio-écologique en faisant référence au concept des « humains dans la nature » en argumentant que la délimitation entre un système social et naturel est arbitraire et artificielle. Selon ces auteurs, le système social en lien avec la nature et les ressources naturelles concerne « *les droits de propriété, le régime foncier et les règles d'exploitation des ressources ainsi que les perspectives du monde et l'éthique concernant l'environnement et les ressources* » (Berkes et Folke (1998), p4, traduction de l'auteur). Le système écologique fait référence quant à lui à l'environnement biophysique.

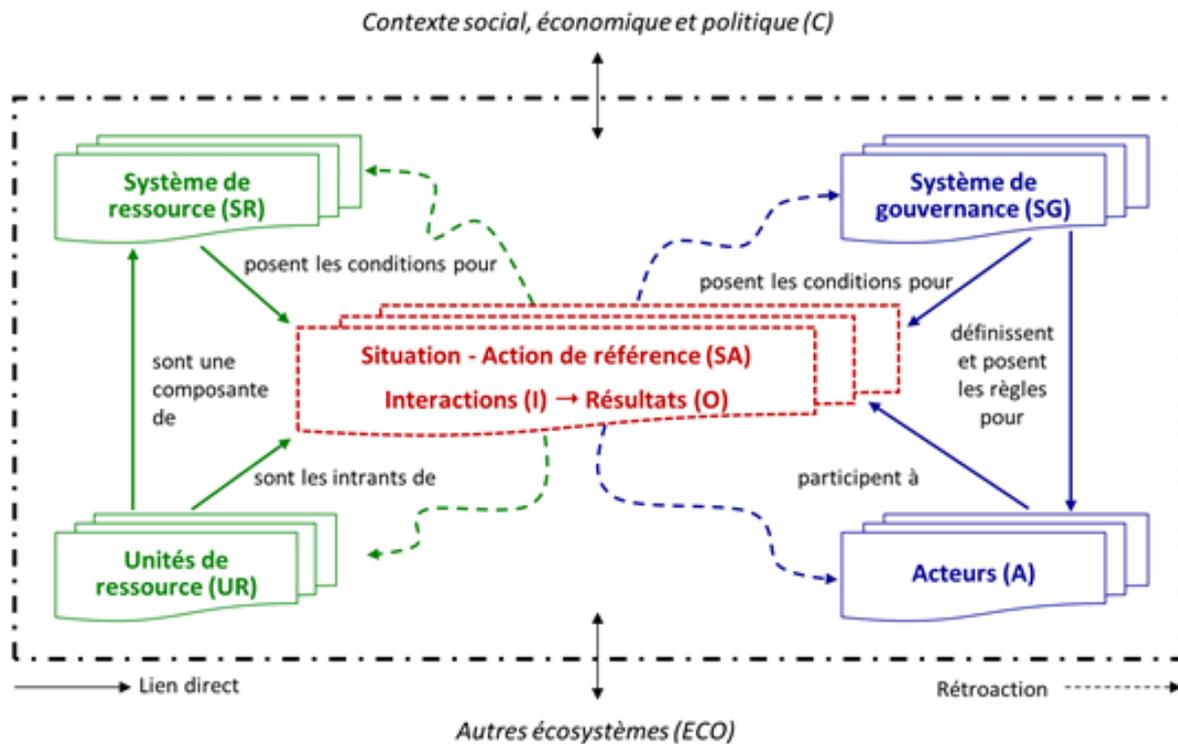
Le cadre d'analyse des SSE (en anglais « SES Framework »), initialement proposé par Ostrom (2007), a été complété par McGinnis et Ostrom (2014) en se basant sur des décennies de recherche scientifique de différents champs disciplinaires qui portent sur le fonctionnement de ces systèmes. Il vient dans la continuité du cadre « Analyse et Développement Institutionnel » (ADI ; en anglais « IAD Framework »). Ce cadre avait été initialement développé avec l'objectif de mieux appréhender les caractéristiques biophysiques qui influencent une situation d'action (Ostrom, 2011a). Cette situation d'action se définit comme une arène « *dans laquelle les individus (agissant seuls ou en tant qu'agents*

d'organisations formelles) interagissent les uns avec les autres et affectent ainsi conjointement des résultats qui sont différemment valorisés par ces acteurs. » (McGinnis et Ostrom (2014), traduction de l'auteur). Le cadre SSE permet de rendre compte comment des utilisateurs qui exploitent et gèrent une ressource naturelle commune peuvent interagir ensemble pour assurer la durabilité de cette ressource.

Une ou plusieurs situations d'action se trouvent au cœur du cadre. Elles peuvent se définir comme étant un « *espace social où les participants dotés de diverses préférences interagissent, échangent des biens et services, résolvent des problèmes, se dominant, ou se battent* » (définition p448 de Ostrom, 2005 traduit par Holland et Sene, 2010). Une situation d'action représente une « arène » dans laquelle les individus cherchent à résoudre des dilemmes sociaux tout en étant influencés par une sphère biophysique et une sphère sociale. En effet, il existe des liens directs et des rétroactions multiples entre les différentes catégories de variables de premier niveau ainsi qu'entre chaque catégorie et la situation d'action. La représentation dynamique de ces liens implique que les variables du premier niveau peuvent être à la fois des entrées et des sorties d'une ou plusieurs situations d'actions et donc s'influencer entre deux instants t et $t+1$ (McGinnis et Ostrom, 2014; Bennett et Gosnell, 2015; Berriet-Sollicet et al., 2020). De plus, ce cadre permet de considérer non seulement un enchevêtrement entre plusieurs situations d'actions mais aussi plusieurs systèmes de ressources et de gouvernance ou encore plusieurs acteurs ou unités de ressource. En effet, dans la pratique, un chercheur peut identifier plusieurs de ces éléments pour analyser le fonctionnement d'un SSE dans son ensemble (Cole et al., 2014; Bennett et Gosnell, 2015). Cet enchevêtrement exprime également le dynamisme du SSE où des situations d'action peuvent s'influencer entre elles au cours du temps.

L'exploitation de décennies de travaux empiriques ont permis d'identifier et hiérarchiser des variables qui ont été identifiées car elles impactent les résultats des situations d'action (Ostrom, 2007; Hinkel et al., 2015). Le cadre permet de décrire comment des acteurs (A) utilisent des unités de ressources (UR) qui sont extraites d'un système de ressource (SR). En parallèle, il caractérise les règles et procédures définies par un système de gouvernance (SG) qui encadrent les actions des utilisateurs pour la conservation du système de ressource (SR). Enfin, il pose le contexte social, économique et politique (C) et montre l'influence potentielle d'autres écosystèmes (ECO) (London et al., 2017). La Figure 3 fournit une représentation du cadre SSE avec l'ensemble des sous-systèmes et leurs relations.

Figure 3. Cadre conceptuel du Système socio-écologique (SSE)



Source : Berriet-Sollicec et al. (2020) qui traduit en français le cadre SSE de McGinnis et Ostrom (2014)

3 Méthodologie

3.1 Définition des concepts

Un bien commun, ou aussi ressource commune, peut être défini sous le prisme économique. Selon la théorie économique, les biens se distinguent selon deux caractéristiques i) la rivalité : la consommation d'un bien par un individu empêche la consommation de ce bien par un autre individu ii) l'exclusivité : possibilité ou non d'empêcher des individus de consommer un bien (voir Tableau 2) (Samuelson, 1954; Buchanan, 1965). Selon cette classification, les biens communs sont caractérisés par leur rivalité et leur non-exclusivité. En d'autres termes, les biens communs sont des ressources dont l'usage peut compromettre leur durabilité (forte rivalité), mais qui ne sont pas appropriées de manière privée (exclusion difficile). Ils se distinguent des biens collectifs tels que le paysage ou la biodiversité car la consommation d'un bien collectif par un individu n'empêche pas autrui de le consommer également (faible rivalité). Un bien collectif est aussi appelé « bien public » dans la mesure où sa production et sa fourniture sont réalisées par les pouvoirs publics (par exemple, la défense nationale).

Tableau 2. Typologies des biens économiques

		Capacité de soustraire la ressource à l'usage d'autrui (rivalité)	
		Rivalité forte	Rivalité faible
Faisabilité d'exclusion des bénéficiaires potentiels	Exclusion difficile	Biens communs (ressources communes) : pâturages collectifs, cours d'eau, lacs, forêts, etc.	Biens collectifs (ou publics) : paysage ouvert, biodiversité, protection contre les incendies, etc.
	Exclusion facile	Biens privés : troupeau d'un éleveur, exploitation d'un éleveur, etc.	Biens de péage (de club) : domaine skiable, clubs privés, garderies, etc.

Source : auteur adapté de Ostrom et Laurent (2012)

Une motivation de cette typologie est d'explorer les enjeux de gouvernance et notamment d'identifier les structures de gouvernance qui sont les plus efficaces pour gérer tel ou tel type de bien (Hinkel et al., 2015). Cependant, cette classification présente des limites. Une critique repose sur le fait que les critères de classification ne sont pas binaires mais varient selon un continuum ce qui rend par exemple la frontière entre bien commun et bien collectif floue selon le degré de rivalité. De plus, le critère de rivalité est spécifique à une période de temps. Par exemple, un pâturage peut être surpâturé pendant une période puis être sous-pâturé pendant une autre comme c'est le cas pour le pastoralisme dans les Pyrénées (cf. partie 4.1).

La durabilité d'une ressource commune peut être compromise alors même qu'il n'y a pas ou peu de rivalité entre les usagers. Par exemple, un pâturage collectif dans un contexte de sous-exploitation se caractérise par une faible rivalité entre ses utilisateurs sauf que cette sous-exploitation peut conduire à sa disparition progressive avec une fermeture du milieu. La nature et le contexte d'une ressource commune est important dans l'examen de sa durabilité. Un bien n'est pas intrinsèquement un commun selon ses caractéristiques (rivalité forte, exclusion difficile) mais se définit plutôt selon son usage (Leyronas et Bambridge, 2018).

Une autre notion importante de la théorie des communs que nous mobilisons est la notion d'action collective. Pour résoudre des dilemmes sociaux, les utilisateurs de ressources communes peuvent s'autoorganiser et s'engager dans des formes d'action collective comme alternative à une gestion par l'état ou d'une privatisation. L'action collective peut se définir comme étant une situation où un groupe d'utilisateurs rationnels va entreprendre des activités communes ou concertées afin d'atteindre un intérêt ou un objectif commun (Olson, 1965; Ostrom, 1990). Olson (1965) explique que l'hypothèse largement répandue de comportement rationnel et intéressé permet d'expliquer pourquoi les groupes ont tendance à agir en soutien à leurs intérêts de groupe : « [...] si les membres d'un groupe ont un intérêt ou un objectif commun, et s'ils étaient tous mieux lotis si cet objectif était

atteint, il a été pensé que logiquement, l'individu dans ce groupe agirait pour atteindre cet objectif s'il était rationnel et guidé par son intérêt personnel. » (p1, traduction de l'auteur). Le postulat de rationalité individuelle explique l'existence de la tragédie des communs de Hardin. Néanmoins, ce postulat peut aussi expliquer que des individus au sein d'un groupe peuvent agir pour l'intérêt général de préservation d'une ressource commune de manière rationnelle si cet intérêt est partagé par l'ensemble des membres du groupe. Par la suite, des auteurs vont affirmer que le comportement des individus ne se résume pas à la poursuite d'un profit individuel mais peut également poursuivre des normes internes d'aversion pour les inégalités et l'injustice (Frohlich et Oppenheimer, 1992; Fehr et Schmidt, 1999). De la même manière que des biologistes font le constat que des organismes sont influencés par une multitude d'éléments qui composent leur environnement dans lequel ils se développent, des chercheurs en science sociale doivent reconnaître que le contexte social dans lequel évolue des individus influence leur comportement (Ostrom et Laurent, 2012).

Les travaux sur les « communs » ont également redécouvert que les attributs du droit de propriété peuvent être séparés et attribués à différents participants contrairement au cas plus courant de privatisation (Coriat, 2013). L'exclusivité du droit de propriété n'est qu'un attribut parmi d'autres et n'est pas nécessairement la solution la plus efficace. En opposition à Hardin, il est rappelé que la propriété commune n'est pas synonyme d'absence de propriété. Schlager et Ostrom (1992), en se reposant sur des travaux anciens de John Commons, proposent une typologie de régimes de propriété et selon divers faisceaux de droits que des utilisateurs peuvent détenir dans le cadre de l'exploitation d'une ressource naturelle commune. Les auteures distinguent cinq catégories de droits : l'accès, le prélèvement, la gestion, l'exclusion et l'aliénation. Ces droits peuvent être détenus par un seul individu (on peut alors parler de propriété privée), ou distribués à différents ayants-droits selon différentes configurations. Dans notre contexte, les cinq catégories de droits identifiées sont distribuées entre trois types d'acteurs : le propriétaire de l'estive, le gestionnaire responsable de la gestion de l'estive et les éleveurs utilisateurs. Cette distribution des faisceaux de droits entre les différents acteurs sera abordée dans le chapitre 2 qui porte notamment sur l'analyse du système de gouvernance.

3.2 Mobilisation du cadre d'analyse

Le cadre d'analyse des SSE de McGinnis et Ostrom (2014) est utilisé dans cette étude afin de décrire le SSE dans lequel s'inscrit le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées. Il nous permet d'identifier les situations d'action dans lesquelles les acteurs du SSE peuvent être amenés à interagir afin de résoudre les dilemmes sociaux qui y sont associés.

Le cadre nous permet d'appréhender les multiples dimensions du pastoralisme collectif. Le SSE des estives des Hautes-Pyrénées se caractérise par une diversité de systèmes de gouvernance locale.

Nous définissons la gouvernance dans ce chapitre et pour la suite de cette thèse comme « *l'ensemble prédominant de processus ou d'institutions par lequel les règles façonnant le comportement des utilisateurs sont établies et révisées* » (McGinnis, 2011). Nous entendons institutions comme étant l'ensemble des contraintes informelles (sanctions, coutumes, traditions, etc.) et formelles (constitutions, lois, droits de propriété) conçues par l'homme pour structurer les interactions politiques, économiques et sociales (North, 1991). Enfin, le cadre nous permet également de caractériser l'ensemble des acteurs présents dans le SSE. Ces acteurs sont interdépendants et manifestent une diversité d'intérêts qui peuvent être convergents ou divergents.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons aux variables des sous-systèmes qui sont susceptibles d'avoir une influence sur les situations d'actions. L'objectif n'est pas d'identifier l'ensemble des variables qui décrivent le SSE, mais plutôt celles qui sont essentielles à la compréhension de son fonctionnement. Le SSE des estives dans lequel s'inscrit le pastoralisme dans le département possède des caractéristiques singulières. Cependant, la mobilisation du cadre pourra permettre par la suite des comparaisons avec d'autres contextes pastoraux et notamment par rapport aux variables communes identifiées.

Depuis sa création, le cadre d'analyse des SSE a été largement mobilisé dans la littérature. Par exemple, dans un contexte de pâturage commun avec une problématique de sous-utilisation des ressources, Brossette et al. (2022) ont mobilisé le cadre pour examiner les dispositions organisationnelles, les défis et le soutien à la préservation des ressources communes. L'objectif est de proposer des nouveaux facteurs (« design principles ») de gestion durable de ressources communes en plus des huit initialement identifiés par Ostrom dans son ouvrage « *governing the commons* » (Ostrom, 1990 ; cf. également chapitre 2, partie 2.2.2). Les auteurs montrent que les facteurs de durabilité dans un contexte de sous-utilisation devraient i) prendre en compte des frontières sociales plus larges pour inclure tous les acteurs bénéficiant des ressources, ii) parvenir à une cohérence entre la fourniture de la ressource et son appropriation mais également entre les conditions locales avec des nouveaux bénéficiaires, iii) faire correspondre les droits et les devoirs des utilisateurs ainsi que les incitations et les motivations pour la gestion des pâturages.

Dans un article, Amblard (2021) se penche sur l'évaluation du potentiel des instruments politiques tels qu'une MAE, qui s'hybrident en impliquant des entités collectives (e.g. coopératives, associations) comme médiateurs pour coordonner les actions des acteurs individuels. L'objectif principal de l'article est d'identifier les avantages et les coûts des approches collectives visant à lutter contre la pollution diffuse, ainsi que les facteurs influençant le succès de l'action collective. Le cadre conceptuel de l'auteur combine le système socio-écologique (SES) et l'économie des coûts de

transaction pour déterminer dans quelles conditions ces instruments politiques hybrides peuvent être efficaces et efficaces sur le plan environnemental. L'analyse montre que l'action collective est un outil pertinent à prendre en considération pour améliorer l'efficacité et l'efficacité des politiques réglementaires et incitatives de lutte contre la pollution diffuse. Cependant, les résultats suggèrent que le succès d'une action collective impliquant des agriculteurs dépend d'un certain nombre de conditions liées aux caractéristiques de la ressource, aux acteurs impliqués, à la gouvernance de la coopération et aux contextes économiques et politiques plus larges (taille du système, nombre de participants et leur hétérogénéité).

3.3 Données

Dans ce chapitre, nous mobilisons les résultats d'ateliers participatifs menés dans le cadre du projet Contracts2.0 qui a pour objectif de développer des nouvelles formes de contractualisation agro-environnementale (cf. Introduction générale). Ces ateliers ont réuni différents acteurs : élus, gestionnaires, éleveurs, bergers, acteurs de l'environnement, experts pastoraux, décideurs publics. Un des ateliers a eu pour but de réfléchir à ce que pourrait être la « montagne de rêve » à un horizon de 20 ans. Il a permis d'identifier les différents intérêts portés par chacun de ces acteurs concernant l'utilisation de la montagne mais aussi d'identifier les principaux enjeux auxquels sont confrontés les gestionnaires et les éleveurs pour la gestion des estives. Enfin, nous mobilisons les données qualitative et quantitative de l'enquête contracts2.0 mais également des données secondaires relatives à la fréquentation des estives pour illustrer notre contexte.

4 Contexte et évolutions du terrain d'étude

4.1 Le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées

L'activité pastorale se caractérise par l'utilisation saisonnière de pâturages extensifs collectifs d'altitude. En effet, des éleveurs font transhumer leur troupeau sur ces pâturages collectifs qui sont éloignés du siège d'exploitation. Les troupeaux transhument sur ces estives de mai à octobre et restent sur le siège d'exploitation le reste de l'année. Le pastoralisme se caractérise alors par une utilisation de l'espace montagnard en 3 étapes i) le fond de vallée utilisée en hiver où se trouvent les sièges d'exploitation des éleveurs ii) un espace en basse altitude appelé « zone intermédiaire » utilisé seulement en début et fin de saison iii) des estives en haute altitude utilisées pour l'ensemble de la période estivale de juin à septembre.

L'activité pastorale dans les Pyrénées se caractérise également par la présence de plusieurs dimensions collectives : la propriété et l'usage, la gestion et les pratiques. En effet, le caractère collectif du pastoralisme dans les Pyrénées se manifeste dans un premier lieu par la propriété qui est en très

grande majorité publique (à plus de 80%) (domaniale, communale) (Eychenne et Lazaro, 2014). Les éleveurs « locaux » dont le siège d'exploitation se situe sur la ou les communes propriétaires en cas d'indivision du foncier sont ayant droit sur l'estive. Les droits d'usage garantissent l'accès aux éleveurs locaux dans une logique de bien commun en protégeant les estives contre la menace de privatisation ou de spéculation foncière (Eychenne et Lazaro, 2014). Ces éleveurs locaux ayant droit se distinguent des éleveurs extérieurs à la commune propriétaire qui doivent obtenir l'autorisation du gestionnaire afin de pouvoir transhumer sur l'estive.

La deuxième dimension collective présente dans le pastoralisme pyrénéen concerne la gestion collective de l'estive avec la définition des règles d'utilisation des pâturages comme les droits d'accès, les dates de montées et descentes, les règles sanitaires, le choix des animaux reproducteurs etc. L'entité gestionnaire de l'estive est responsable de la gestion de l'estive et garante du respect des règles collectives. Dans un deuxième temps, en tant que responsable de la gestion de l'estive, l'entité gestionnaire est également en charge de la mise en œuvre des dispositifs de la PAC. D'une part, elle est responsable de la déclaration de la fréquentation de l'estive par les éleveurs auprès de l'administration (nombre d'animaux et temps de présence) sur laquelle se base la répartition des DPB du 1^{er} pilier entre les éleveurs. D'autre part, elle est responsable de la mise en œuvre des MAE du 2^{ème} pilier et donc du respect du cahier des charges des mesures contractualisées. Les entités gestionnaires se distinguent selon qu'elles soient propriétaire de l'estive (commune) ou éleveurs utilisateurs en cas de délégation de gestion par le propriétaire (nous verrons plus en détail ce point dans la partie 5.2.2.2).

Enfin, la troisième dimension collective de l'activité pastorale concerne les pratiques collectives sur l'estive telles que la mise en commun des troupeaux et des équipements ainsi que la réalisation collective de travaux d'entretien. La mise en commun des troupeaux peut impliquer de mutualiser la surveillance en s'organisant entre éleveurs ou en recrutant collectivement un gardien. La mise en commun des troupeaux peut aussi nécessiter de sélectionner collectivement les mâles reproducteurs avant la montée en estive. La mise en commun des équipements et la réalisation collective de travaux peut aussi nécessiter de s'organiser collectivement. Nous analyserons dans le chapitre 2 la manière dont les décisions collectives sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs et la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion. Nous verrons d'ailleurs que les éleveurs utilisateurs ne sont pas nécessairement inclus dans le processus de prise de décision mais aussi qu'ils ne contribuent pas nécessairement à la gestion de l'estive.

L'élevage pastoral a connu de fortes évolutions au cours de ces derniers siècles (Charbonnier, 2012; Eychenne, 2018). Jusqu'à la fin du 19^{ème} siècle, l'espace montagnard est progressivement exploité et les pâturages saturés voire dégradés en raison d'une trop forte pression démographique.

Le pastoralisme s'accompagne également d'une exploitation de la forêt peu contrôlée et peu encadrée ce qui entraîne une déforestation importante. Le risque de catastrophes naturelles augmente alors fortement (crues exceptionnelles, éboulements de terrains, incendies, érosion des sols etc.). Au cours du 19^{ème} siècle, les pouvoirs publics interviennent en mettant en œuvre de fortes mesures de reforestation. Les forestiers prennent le contrôle de l'espace montagnard et l'activité pastorale décroît ce qui provoque un exode rural précoce par comparaison à d'autres zones agricoles françaises. Enfin, la forte accélération de la modernisation agricole après la seconde guerre mondiale accentue la déprise agricole des espaces montagnards.

La déprise agricole avec ses conséquences économiques, sociales et sur l'entretien de l'espace provoque des inquiétudes de la part des habitants et des pouvoirs publics. Une loi pastorale est promulguée en 1972 avec pour objectif de soutenir et structurer l'activité pastorale de montagne en luttant contre le morcellement du foncier et en facilitant sa gestion (Charbonnier, 2012). Cette loi a permis la création de nouveaux outils pour structurer l'activité pastorale que nous présentons plus en détail dans le chapitre 2 : l'Association Foncière Pastorale (AFP), le Groupement Pastoral (GP) et les Conventions Pluriannuelles de Pâturage (CPP). Premièrement, elle reconnaît la contribution de l'activité pastorale « à la protection du milieu naturel et des sols ainsi qu'à la sauvegarde de la vie sociale » tout en promettant que « des dispositions adaptées aux conditions particulières de ces régions seront prises pour assurer ce maintien. »¹. Avec la mise en œuvre des trois outils que nous venons d'évoquer, la loi pastorale a profondément contribué à moderniser les activités pastorales collectives tout en reconnaissant les spécificités des territoires pastoraux.

En 2008, un autre dispositif de politique publique important de soutien à l'activité pastorale voit le jour : le Plan de soutien à l'économie de Montagne (PSEM). Ce dispositif financier fournit un ensemble d'outils pour soutenir et pérenniser l'activité pastorale tels que l'animation pastorale, le gardiennage, les travaux et équipements pastoraux, les diagnostics et études liés au pastoralisme, les cabanes, les héliportages et les chiens de protection (Lazaro, 2015). Le PSEM résulte de l'articulation entre des financements du second pilier de la PAC à l'échelle régionale et d'une convention à l'échelle du massif tout en associant les financeurs et représentants de l'Etat aux acteurs de terrain et représentants de la profession agricole. L'année 2008 correspond également à la naissance dans les Hautes-Pyrénées des services pastoraux représentés par le Groupement d'Intérêt Public – Centre de Ressources sur le Pastoralisme et la Gestion de l'Espace (GIP-CRPG). Les services pastoraux ont pour principales missions de définir la politique de développement pastoral, d'apporter une expertise et d'accompagner les gestionnaires d'estives (voir détail dans la partie 5.2.2.2).

¹ Article 1^{er} de la loi n°72-12 du 3 janvier 1972 relative à la mise en valeur pastorale.

Nous avons vu dans cette partie que l'activité pastorale se distingue d'autres types d'élevages principalement par la pratique de transhumance sur des estives mais également par la présence de différentes dimensions collectives à plusieurs niveaux. Ces différentes dimensions collectives expliquent la présence d'une gouvernance locale qui encadre le fonctionnement collectif. Nous avons également vu que l'activité pastorale cohabite avec son environnement naturel. Dans ce contexte, nous mobilisons le cadre d'analyse de SSE pour appréhender les enjeux auxquels l'activité pastorale est confrontée.

4.2 Politique agricole commune et pastoralisme

4.2.1 Les évolutions de la PAC au regard du pastoralisme et de l'environnement

Au cours des années 1990, le modèle productiviste encouragé par la PAC depuis sa création se heurte à une demande sociétale croissante pour une agriculture durable respectueuse de l'environnement (Zahm et Mouchet, 2013; Pe'er et al., 2020; Jourdain, 2021). Désormais, produire une alimentation saine, maintenir les écosystèmes, diminuer l'impact sur les ressources, maintenir les paysages et les modes de vie d'un monde rural souvent idéalisé font partie intégrante des services demandés à l'agriculture. Au fil du temps, la PAC va déployer des dispositifs agroenvironnementaux qui sont conçus initialement pour s'adresser à des agriculteurs et leur exploitation individuelle. Cependant, les espaces gérés collectivement vont également être pris en compte dans le déploiement de ces dispositifs agroenvironnementaux.

La création du « livre vert » en 1985 marque l'apparition concrète de l'environnement dans la PAC. En France, cela se concrétise par la création des Opérations Groupées d'Aménagement Foncier (OGAF) dit « environnement ». Les OGAF ont pour objectif de permettre, sur la base du volontariat, le regroupement d'agriculteurs au niveau local afin de faciliter l'aménagement du foncier notamment par l'échange de parcelles dans un contexte de remembrement. Les OGAF-Environnement donnent la possibilité aux agriculteurs de bénéficier d'aides en échange de l'adoption de pratiques agroenvironnementales avec un contrat de 5 ans (Havet et Périchon, 1994). Par rapport au pastoralisme et dans le cadre des OGAF, une incitation financière peut être distribuée aux agriculteurs qui adhèrent à un groupement (e.g. AFP ou un GP) avec l'objectif de débloquer et gérer collectivement le foncier. Nous pouvons souligner ici une complémentarité entre la loi pastorale et la PAC.

La réforme de la PAC de 1992 a marqué un tournant environnemental et a introduit les Mesures Agro-Environnementales (MAE) pour compenser financièrement les agriculteurs qui adoptent des pratiques plus respectueuses de l'environnement (Lécole et Thoyer, 2017). La gestion des externalités environnementales de l'agriculture est complexe car la jointure entre production et

impacts environnementaux peut être positive ou négative. L'enjeu est de soutenir l'agriculture extensive dans les zones menacées d'abandon pour maintenir la biodiversité et les paysages, tout en encourageant des pratiques moins intensives dans les zones très productives (Lécole et Thoyer, 2017). La PAC en France va permettre la mise en place de dispositifs agroenvironnementaux comme la Prime au Maintien des Systèmes d'Élevage Extensifs (PMSEE) à partir de 1993 qui va pouvoir être contractualisée par des entités collectives qui gèrent notamment des surfaces pastorales collectives.

Le réseau Natura 2000 est créé en parallèle de la réforme de la PAC en 1992. Ce réseau est constitué d'un ensemble de sites naturels. Il vise à préserver la biodiversité et le patrimoine naturel en développant des connaissances sur les habitats et les espèces, ainsi qu'en mettant en place des mesures de gestion dans des aires géographiques spécifiques. Les projets d'aménagements ou les activités humaines ne sont pas exclus dans les sites Natura 2000 dans la mesure où ils sont compatibles avec les objectifs de conservation des habitats et des espèces et que ces activités respectent la réglementation. L'objectif est de coordonner les différentes politiques et dispositifs de gestion des territoires en prenant en considération le rôle et la responsabilité des différents acteurs, en mettant en place des actions de concertation ou de partenariat². Dans le département des Hautes-Pyrénées, 22 sites sont créés dont la grande majorité recourent des surfaces pastorales collectives.

La réforme de 1999 organise la séparation de la PAC en 2 fonds distincts, le 1^{er} et le 2nd pilier. Alors que le 1^{er} pilier a pour objectif de soutenir les marchés et les revenus agricoles, le 2^{ème} pilier a notamment pour objectif de gérer les ressources naturelles de façon durable. La PMSEE est remplacée successivement au fil des différentes réformes par la « Prime herbagère agro-environnementale » (PHAE) en 2003, la PHAE2 en 2007 et enfin par la mesure Systèmes herbagers et pastoraux (SHP) avec la réforme de 2014. La suppression de la PHAE fait suite à une forte critique au niveau européen de la part de certains pays membres par rapport à l'ambiguïté sur son objectif économique ou environnementale. Sa mise en œuvre dans les zones d'agriculture intensive est très limitée et vise surtout à récompenser les pratiques existantes dans les zones de montagne (Gallic et Marcus, 2019; Carvin et Saïd, 2020).

L'ensemble de ces mesures « prime à l'herbe » visent principalement à maintenir un chargement animal entre des seuils minimum et maximum calculés à partir d'un historique de chargement sur l'estive, le non-retournement des prairies permanentes et l'absence d'utilisation de produits phytosanitaires. Elles sont considérées comme des mesures peu contraignantes en termes de pratiques agroenvironnementale à respecter (Fruit et Lompech, 1997). En parallèle de l'Indemnité

² Source : Ministère de la transition écologique. URL : <https://www.ecologie.gouv.fr/reseau-europeen-natura-2000-0>

compensatoire de handicap naturel (ICHN), ces mesures opèrent un rééquilibrage des aides vers l'élevage et particulièrement en zone de montagne en étant contractualisées de manière importante dans celle-ci par rapport à d'autres régions françaises (Millot et Villien, 2012). Dans le contexte du pastoralisme, la nouveauté de la SHP mise en œuvre à partir de 2016 concernant les entités collectives est la possibilité pour celles-ci de ne pas redistribuer les montants de la mesure aux agriculteurs (mesure SHP02).

La réforme de 1999 introduit également en parallèle de la PHAE des contrats agroenvironnementaux innovants dans la mesure où ils s'inscrivent dans une logique de développement durable avec un projet qui porte sur des fonctions à la fois économiques, sociales et environnementales : les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) appliqués entre 2000 et 2002 et remplacés en 2003 par les Contrats d'Agriculture Durable (CAD). En effet, le contractant a la possibilité de souscrire à la fois un soutien à l'investissement mais également en parallèle une mesure agroenvironnementale (Hubert et Viaux, 2004). Les entités gestionnaires de surfaces pastorales collectives ont accès à ces mesures. La mise en œuvre du dispositif possède également une logique redistributive des aides dans un souci de rééquilibrage des disparités entre les agriculteurs et entre les régions. En 2003, le CAD poursuit les mêmes objectifs que le CTE mais recentre le dispositif. Le nombre de mesures agroenvironnementales pouvant être contractualisées devient limité afin de mieux répondre aux enjeux environnementaux prioritaires à l'échelle du territoire avec l'obligation de souscription d'au moins une de ces mesures.

La réforme de la PAC de 2007 introduit, dans la continuité des CTE et des CAD, des Mesures Agroenvironnementales Territorialisées (MAET) dans l'objectif de changer les pratiques afin de régler un problème agroenvironnemental prioritaire et défini sur un territoire donné, tel qu'une zone natura 2000 (Villien et Claquin, 2012). Les gestionnaires d'estive collective ont pu contractualiser certaines de ces mesures dans les Hautes-Pyrénées. En 2014, les Mesures Agroenvironnementales et Climatiques (MAEC) localisées viennent en continuité des MAET qui doivent être contractualisées dans des zones définies comme prioritaires où des enjeux environnementaux précis ont été identifiés. L'idée de changement de pratique correspond au constat que les écosystèmes agricoles se dégradent de manière continue malgré les différents objectifs fixés et dispositifs mis en œuvre pour l'atténuer (Guyomard et al., 2020). Ces mesures s'inscrivent dans une logique qui tend vers l'idéal type de

comme instrument de marché dans la mesure où il requiert la production additionnelle d'un service environnemental bien identifié en compensant les coûts d'opportunités liés à la mise en œuvre. Contrairement à l'échelle d'une exploitation individuelle, les MAE de la PAC dans le contexte de la

gestion d'estives collectives reposent sur l'articulation de dimensions collectives et individuelles préexistantes ce qui rend leur mise en œuvre plus complexe.

4.2.2 Evolution du 1^{er} pilier de la PAC

Une autre évolution importante de la PAC pour le pastoralisme de montagne est la généralisation des aides découplées³ du 1^{er} pilier (i.e. les DPB) aux surfaces pastorales collectives. En effet, à partir de 2015, les surfaces pastorales sont désormais considérées comme des surfaces agricoles (Eychenne, 2020). La possibilité de rapatrier des DPB depuis les surfaces pastorales collectives marque une arrivée massive d'aides au revenu pour les éleveurs transhumants. Le pâturage collectif qui auparavant représentait de la ressource fourragère pour les éleveurs devient également une rente financière individuelle importante⁴. Dans ce contexte, le dispositif renforce l'attractivité des estives car il représente une incitation financière pour faire transhumer un troupeau. Par ailleurs, la concurrence pour accéder ou conserver cette source de revenus génère de nouvelles formes de compétition pour l'accès aux pâturages, ce qui peut affaiblir le fonctionnement collectif des estives (Eychenne, 2018). Nous verrons plus en détail dans la partie 5.1.2 en quoi le dispositif des DPB représente un enjeu pour le fonctionnement collectif des estives.

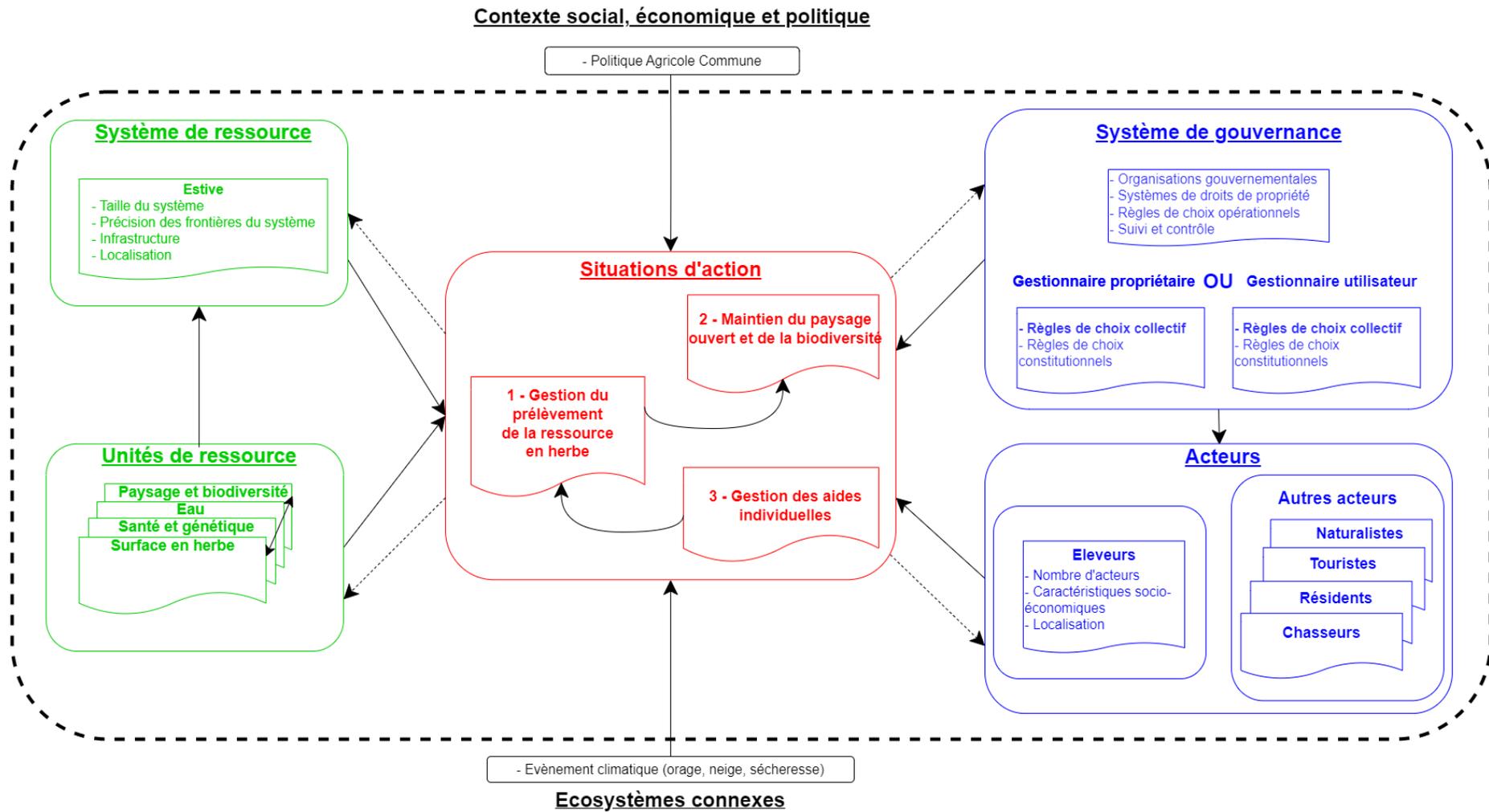
5 Le système socio-écologique du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées

Cette partie a pour objectif de décrire le terrain d'étude sous le prisme du cadre d'analyse des SSE en décrivant dans un premier temps les situations d'action présentes au cœur du SSE et dans un deuxième temps les sphères biophysique et sociale qui les influencent. La Figure 4 ci-dessous permet d'illustrer le SSE du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées dans son ensemble.

³ Les aides découplées sont des aides directes annuelles qui sont versées indépendamment du niveau de production de l'agriculteur.

⁴ Eychenne (2020) précise que le montant moyen des DPB (incluant des exploitations en grandes cultures et des exploitations pastorales) était en Ariège en 2018 d'environ 85€/ha. Nous pouvons penser que ce montant moyen doit être relativement proche dans les Hautes-Pyrénées. Pour des estives de grande taille et peu denses en animaux, le montant rapatrié par un éleveur peut être alors relativement élevé (voir annexe 2 pour plus de détails sur le fonctionnement des DPB).

Figure 4. Représentation du SSE à partir du cadre d'analyse de McGinnis et Ostrom (2014)



Source : auteur

Le Tableau 3 fournit des statistiques descriptives qui permettent d'illustrer les sphères biophysique et sociale du SSE.

Tableau 3. Statistiques descriptives du SSE du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées

Variable	Moyenne	Ecart-type	Min	Max
<u>Sphère biophysique</u>				
Surface totale (ha)	1540	3932	16	33496
Nombre d'UGB	433	725	9	5713
Altitude haute (vs. basse)	49%	0,5	0	1
Durée de présence (jours)	117	29	30	189
Estive d'intersaison (0/1)	27%	0,45	0	1
<u>Sphère sociale</u>				
<u>Gouvernance</u>				
Située en zone protégée (n2000, parc, réserve) (0/1)	29%	0,46	0	1
Statut juridique du gestionnaire (0/1)				
<i>AFP</i>	9%	0,28	0	1
<i>CS</i>	15%	0,36	0	1
<i>Commune</i>	29%	0,46	0	1
<i>GP</i>	47%	0,5	0	1
Baccade (0/1)	58%	0,5	0	1
Baccade seulement aux éleveurs extérieurs (0/1)	33%	0,47	0	1
Mtt baccade bovin local (euros)	10	5	1	24
Mtt baccade ovin local (euros)	2	2	0	8
Mtt baccade bovin extérieur (euros)	26	18	3	75
Mtt baccade ovin extérieur (euros)	5	3	1	12
Mtt budget régulier du gestionnaire (euros)	10085	23515	0	166000
Règlement (0/1)				
<i>Pas de règlement</i>	28%	0,45	0	1
<i>Règlement formel</i>	61%	0,49	0	1
<i>Règlement informel</i>	11%	0,31	0	1
<u>Acteurs</u>				
Nombre d'éleveurs	15	22	2	171
Age moyen des éleveurs (2015)	47	6	31	57
Accueil d'éleveurs extérieurs (0/1)	60%	0,49	0	1
Présence de touriste (0/1)	91%	0,28	0	1
Présence de chasseur (0/1)	97%	0,18	0	1
<i>Observations</i>	92			

Source : auteur

5.1 Un enchevêtrement de situations d'action au cœur du système socio-écologique

5.1.1 L'exploitation de la ressource en herbe commune

Les études dans la littérature qui portent sur la gestion de ressources naturelles communes s'inscrivent très souvent dans des contextes de surutilisation avec la présence d'une forte rivalité sur les ressources (cf. partie 2.1; Hinkel et al., 2015). Dans les Hautes-Pyrénées, la situation est opposée avec une sous-exploitation voire l'abandon de certains quartiers (Parc National des Pyrénées, 2004, 2006; SMDRA, 2010). En effet, le contexte de déprise conduit à un embroussaillage de certaines surfaces pastorales que ce soit sur les versants ou dans les fonds de vallée (Gibon et al., 2010; Dério et al., 2014). Cet embroussaillage progressif conduit à une diminution de la ressource en herbe disponible au cours du temps. Par ailleurs, les estives de basse altitude ont une dynamique de fermeture du milieu plus rapide que les estives hautes notamment en raison de la présence importante de ligneux (PNR des Pyrénées catalanes, 2009). L'enquête montre que 27% des gestionnaires d'estives perçoivent une augmentation de l'embroussaillage depuis les 5 dernières années et les gestionnaires d'estives basses perçoivent un embroussaillage plus important que les gestionnaires d'estives en haute altitude. Dans ce contexte, la ressource en herbe peut alors être considérée comme un bien commun associé à un dilemme social intergénérationnel. En effet, les endroits sous-pâturés aujourd'hui sont assujettis à une fermeture du milieu ce qui a pour conséquence une diminution progressive des ressources fourragères disponibles pour la génération future d'éleveurs. Par rapport à la situation de surexploitation de la ressource en herbe, le référentiel de chargement animal pour assurer la durabilité de la ressource en herbe n'est pas un maximum à ne pas dépasser mais un minimum de chargement à respecter.

L'exploitation de la ressource en herbe implique la gestion du chargement animal des pâturages mais également de fournir des efforts pour maintenir ou améliorer la ressource. La gestion du chargement correspond à une situation d'action d'appropriation de la ressource commune (Ostrom, 1990; Hinkel et al., 2015). Dans un contexte de déprise, maintenir ou augmenter le chargement animal peut s'effectuer via une augmentation de la durée de présence des troupeaux sur la saison, via l'augmentation de la taille des troupeaux déjà présents, ou encore via le recours à de l'accueil de nouveaux éleveurs. L'augmentation de la durée est un levier très limité puisque les dates d'ouverture et de fermeture répondent principalement à la saisonnalité de la pousse de l'herbe et au climat. De fait, nous constatons que la durée de présence est relativement stable depuis plus de 10 ans dans le département (Figure 5, graphique de gauche). L'évolution des systèmes agraires pastoraux avec une tendance à l'agrandissement des exploitations conduit à une augmentation structurelle

progressive de la taille des troupeaux présents sur les estives. Un éleveur possède également des leviers à court terme pour augmenter son cheptel en estive⁵ :

- Par acquisition de nouveaux animaux sous réserve de capacité d'accueil mais l'éleveur doit s'en occuper le reste de l'année sur l'exploitation ce qui représente une charge de travail supplémentaire
- En repoussant l'âge de la réforme des animaux⁶
- En faisant monter davantage d'animaux déjà présents dans son cheptel mais qu'il ne montait pas auparavant pour des raisons de capacité d'accueil sur l'estive
- En faisant monter des animaux qui ne sont pas encore ou plus en production (e.g. vaches tarées et génisses en production laitière, brebis allaitantes avec leurs agneaux).

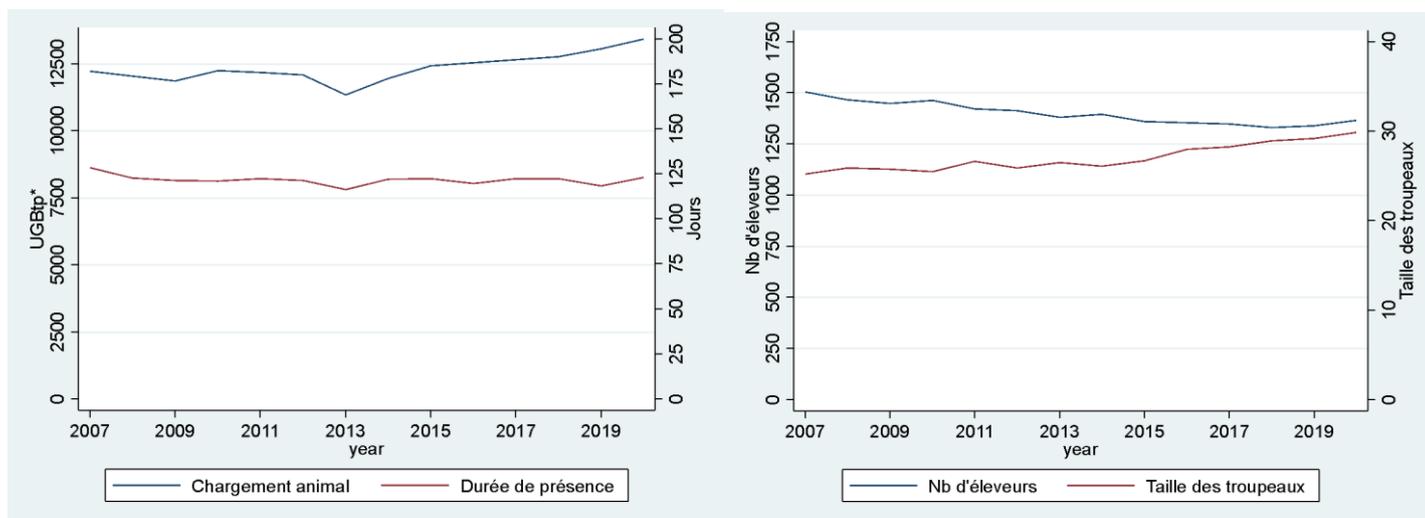
Les marges de main d'œuvre à court terme existent mais elles présentent des limites comme nous venons de l'évoquer pour les deux premiers points. Le levier le plus important à court terme pour maintenir ou augmenter le chargement est l'accueil de nouveaux éleveurs. Ce besoin d'accueil identifié par le gestionnaire va dépendre d'une part du renouvellement des éleveurs locaux qui varie selon le contexte et le dynamisme local⁷. D'autre part, l'accueil d'éleveurs extérieurs va être plus ou moins favorisé par l'attractivité de l'estive et notamment par la présence d'infrastructure et de gardien. Globalement, au niveau du département, nous constatons que l'augmentation structurelle de la taille des troupeaux compense la baisse du nombre d'éleveurs ce qui permet de maintenir un niveau de chargement sur les estives (Figure 5). Cependant, les dynamiques d'évolution du chargement sont hétérogènes selon les estives. Certaines sont dans une dynamique de baisse du chargement alors que d'autres dans une dynamique d'augmentation (Annexe 1). Par ailleurs, l'Annexe 1 montre que les estives avec une dynamique de hausse sont plus grandes, seulement un tiers sont situées en basse altitude ce qui peut s'expliquer par leur plus faible attractivité (cf. partie 5.2.1).

⁵ Éléments recueillis dans un entretien téléphonique avec Jacques Lasseur, zootechnicien et membre de l'UMR SELMET (CIRAD, INRAE, l'Institut Agro). Son travail porte sur la diversité des dynamiques de transformation des activités d'élevage agro-pastoral en région méditerranéenne.

⁶ Cette alternative est un levier important pour augmenter la taille du cheptel. Cependant, il ne faut pas que cela impacte la stratégie commerciale car la valeur bouchère de l'animal à la réforme peut être élevée.

⁷ Par exemple, le renouvellement des générations d'éleveurs est meilleur dans la vallée de Barèges que dans le reste du département. Source : GIP-CRPG

Figure 5. Evolution du nombre d'éleveurs, de la taille moyenne des troupeaux, du chargement (UGBtp*) et de la durée de présence entre 2007 et 2020 dans le département des Hautes-Pyrénées



*Note : « L'unité de gros bétail (UGB) est une unité de référence permettant d'agréger le bétail de différentes espèces et de différents âges en utilisant des coefficients spécifiques établis initialement sur la base des besoins nutritionnels ou alimentaires de chaque type d'animal »

Source : Eurostat. Elle est calculée ici en équivalent temps plein afin de prendre en compte le temps de présence des animaux sur l'estive pendant la saison. Source des données : GIP-GRPGE

La gestion de l'exploitation de la ressource en herbe consiste à assurer une bonne répartition des troupeaux. La déprise conduit à la sous-utilisation, voire l'abandon de certains quartiers autrefois utilisés par des éleveurs locaux qui se concentrent sur les meilleurs quartiers (qualité de la ressource, accessibilité, etc.). L'accueil de troupeaux extérieurs est également un moyen de maintenir ouvert ou de reconquérir des quartiers à l'abandon.

L'exploitation de la ressource en herbe commune est concernée par un sous dilemme qui correspond à une situation d'action de fourniture d'efforts pour maintenir ou améliorer la ressource (Ostrom, 1990; Hinkel et al., 2015). En effet, les activités de débroussaillage et d'écobuage permettent d'entretenir la ressource et de lutter contre l'enfrichement. Ils peuvent également permettre de rouvrir des milieux. Cependant, la réalisation de ces travaux souffre d'un sous dilemme de bien public à l'instant t. En effet, des éleveurs peuvent adopter des comportements de passagers clandestins et profiter des efforts fournis par d'autres éleveurs. De la même manière que pour la situation d'action d'appropriation, la fourniture de ces activités constitue un dilemme social intergénérationnel avec la nécessité de maintenir la ressource aujourd'hui pour les générations futures. Les éleveurs extérieurs dont le siège d'exploitation est éloigné sont généralement moins impliqués dans la réalisation de ces activités qui reposent alors souvent sur les éleveurs locaux. Cependant, ces activités peuvent être externalisées auprès d'un gardien salarié.

5.1.2 La production de biens publics environnementaux

Le pastoralisme montagnard se caractérise par l'utilisation d'un milieu naturel associé à un certain nombre d'enjeux environnementaux liés aux espaces ouverts qui sont constitués de plus de 80% d'habitats d'intérêt communautaire (CC Val d'Azun et ONF, 2011). Ces espaces ouverts reposent sur un équilibre avec les milieux de landes et de forêts. Le pastoralisme contribue à entretenir les paysages en évitant la fermeture du milieu et en préservant des habitats et de la biodiversité (e.g. Tétrasyre) (Lauer et al., 2010; Lécole et Thoyer, 2017). Cette production de biens publics environnementaux est le résultat d'une coproduction entre production agricole et impacts environnementaux positifs de l'activité pastorale. Cependant, la présence des troupeaux peut également avoir des impacts environnementaux négatifs. Par exemple, avec le piétinement d'une zone humide par les animaux, en perturbant la nidification de certains galliformes de montagne avec un pâturage précoce ou encore par la menace des traitements antiparasitaires sur les insectes coprophages.

La production de biens publics environnementaux par l'activité pastorale fait l'objet d'un soutien de dispositifs de politiques publiques successifs depuis plusieurs décennies (cf. Partie 4.2). Ce soutien correspond à une demande sociétale de plus en plus forte pour conserver la biodiversité et les paysages avec une reconnaissance de cette co-production par la société. Nous observons alors un glissement d'une vision de l'espace montagnard comme « bien commun » à usage pastoral vers un espace montagnard multiacteurs qui est fournisseur de biens publics environnementaux (Eychenne et Lazaro, 2014). Le paysage ouvert et la biodiversité associée deviennent des unités de ressources supplémentaires dans le SSE (voir Figure 4).

Nous avons vu que la PAC a évolué ces dernières décennies avec l'apparition de MAE qui ont pour objectif de maintenir ou favoriser la production de biens publics environnementaux par les pratiques pastorales. Le passage de la PHAE à la SHP⁸ à partir de 2016 marque quelques changements majeurs. En effet, la surface totale contractualisée dans le département des Hautes-Pyrénées par les gestionnaires baisse de manière importante (d'environ 106 000 ha à 15 000 ha) de même que les montants perçus (d'environ 2 400 000€ à 725 000€) (Tableau 4). La baisse du montant des surfaces contractualisées s'explique par un changement dans la mise en œuvre de la mesure SHP qui est contractualisée sur des îlots identifiés sur lesquels il faut respecter une grille de raclage. La baisse du montant perçu par les gestionnaires ne signifie pas que les gestionnaires ont touché moins d'aides. Au contraire, la PHAE était adressée aux éleveurs avec une obligation de reversement alors que les montants de la SHP peuvent être conservés par le gestionnaire. Notre enquête montre que 81 sur 82

⁸ La mesure a réellement été en application à partir de 2016 pour les gestionnaires du département

gestionnaires enquêtés ayant contractualisé la mesure n'ont pas redistribué le montant de la SHP aux éleveurs.

De la même manière que pour la PHAE, la SHP exige également le respect d'un seuil minimum et maximum de chargement animal sur l'ensemble de l'estive. Cependant, à partir de 2016, les seuils de chargement à respecter de la SHP sont calculés en fonction de l'historique de chargement observé entre 2010 et 2015 de chaque estive. Dans un contexte de déprise avec un risque de sous-exploitation de la ressource en herbe, les gestionnaires sont davantage concernés par le respect du seuil minimum de chargement contractualisé plutôt que par le respect d'un chargement à ne pas dépasser. Nous chercherons d'ailleurs dans le chapitre 3 à évaluer l'effet de cette contrainte de chargement animal minimum de la SHP à respecter sur le chargement animal de l'estive.

Tableau 4. Contractualisation agroenvironnementale dans le département des Hautes-Pyrénées entre 2007 et 2020

Contrat	Nombre	Surface (ha)	Montant global annuel (€)
Programmation 2007-2013			
PHAE	98	106 056	2 364 667
HERBE09/01	16	3 553	248 684
OUVERT03	1	20	670
MILIEU01	1	0,5	25
<i>Total</i>	<i>116</i>	<i>109 630</i>	<i>2 614 046</i>
Programmation 2014-2020			
SHP02	90	15 302	721 529
HERBE09	9	2 471	186 398
OUVERT03	9	610	22 545
<i>Total</i>	<i>111</i>	<i>18 373</i>	<i>935 303</i>

Source : GIP-CRPGE

Dans un contexte d'une estive concernée par de la déprise, nous considérons que la mesure SHP pour le maintien des pratiques existantes est justifiée, car elles participent à maintenir la co-production de biens publics environnementaux (paysage, biodiversité) d'une pratique pastorale qui est menacée de disparition. En effet, cette mesure vient compenser les efforts fournis pour maintenir un chargement animal minimum sur l'estive. Dans ce contexte, la SHP fournit une additionnalité dans la mesure où elle est mise en œuvre sur une estive dont le chargement animal est structurellement en déclin. Dans le cas d'une estive avec une stabilité ou une augmentation structurelle du chargement, la SHP peut être alors considérée comme une récompense de bonnes pratiques dans la mesure où l'activité pastorale permet de préserver l'équilibre agroécologique des pâturages avec la présence de troupeaux.

La mise en œuvre de la SHP n'engendre pas de dilemme social. Le respect du chargement (i.e. obligation de moyen) n'engendre pas de dilemme social supplémentaire par rapport à l'exploitation de la ressource en herbe dans la mesure où, dans un contexte de sous-pâturage, l'intérêt collectif pour le gestionnaire et les éleveurs est de maintenir ou d'augmenter le chargement afin de préserver la durabilité de la ressource en herbe (cf. partie précédente). Cependant, le respect du chargement de la SHP peut nécessiter des efforts de coordination entre le gestionnaire et les éleveurs présents sur l'estive afin de maintenir ou augmenter le chargement pour respecter un seuil minimum de chargement dans un contexte de déprise. Nous avons vu que le levier le plus important pour maintenir ou augmenter le chargement est l'accueil de nouveaux éleveurs extérieurs. Cet accueil requiert des efforts de recherche pour trouver un éleveur qui répond aux critères demandés (nature du troupeau, sérieux, implication).

Les MAEC localisées sont des mesures additionnelles avec obligation de résultat qui tendent vers l'idéal type d'un PSE « coasien » en compensant les efforts fournis pour adapter les pratiques. La mesure HERBE09 consiste à établir un plan de gestion qui organise le pâturage des troupeaux. L'objectif environnemental de la mesure est d'adapter les conditions de pâturage à la spécificité du milieu et maintenir une mosaïque des milieux (strates herbacées et ligneux bas et quelques ligneux hauts)⁹. Cette adaptation nécessite la présence permanente d'un berger qui assure tous les jours la conduite des troupeaux selon le plan de gestion qui a été défini. Les éleveurs dont les troupeaux sont présents dans la zone contractualisée n'ont pas nécessairement le temps pour prendre en charge cette activité de gardiennage dans la mesure où ils ont déjà une charge de travail sur leur exploitation individuelle. Cependant, la mesure prévoit le financement d'un berger salarié qui sera alors en charge de la mise en œuvre de la mesure.

La mise en œuvre de la mesure HERBE09 nécessite des formes d'action collective. D'une part, les acteurs pastoraux impliqués dans la mise en œuvre d'une mesure localisée (bergers, éleveurs, gestionnaire) doivent coordonner leurs actions (réalisation du plan de gestion, suivi de la mise en œuvre) pour permettre le respect du cahier des charges. D'autre part, la mise en œuvre de la mesure peut également nécessiter une collaboration multiacteurs entre les acteurs pastoraux et les acteurs de l'environnement ou encore avec les gestionnaires d'espace naturel. En effet, cette collaboration a pour objectif d'identifier les enjeux environnementaux présents et de définir les pratiques à mettre en œuvre. Finalement, nous pouvons dire que, dans ce contexte, la production des biens publics environnementaux repose à la fois sur de l'action collective mais également sur

⁹ Voir TO simplifié de la mesure HERBE09 : https://draaf.nouvelle-aquitaine.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/HERBE_09_cle815cc5.pdf

l'intervention des pouvoirs publics qui subventionne un berger salarié pour mettre en œuvre la mesure.

La mesure OUVERT03 a pour objectif de maintenir l'ouverture de milieux dont la dynamique d'embroussaillage est défavorable à la biodiversité associée. Elle consiste à rémunérer la pratique de l'écobuage sur des zones où un enjeu de perte de biodiversité associée aux milieux ouverts a été identifié. En effet, l'écobuage en altitude peut permettre de maintenir une mosaïque d'habitats naturels, mais aussi de lutter contre les incendies sur des parcelles ou parties de parcelles peu accessibles et non exploitées. Nous avons vu dans la partie 5.1.1 que la fourniture de cette activité d'écobuage constitue un sous-dilemme de l'exploitation de la ressource en herbe (dilemme du bien public). De la même manière que pour la mise en œuvre de la mesure HERBE09, la mesure OUVERT03 nécessite de la coordination entre les éleveurs et le gestionnaire pour réaliser cette activité et de collaboration multiacteurs dans la mesure où des techniciens naturalistes (e.g. Office Français de la Biodiversité, parc national) peuvent intervenir pour identifier les enjeux environnementaux et encadrer la manière dont l'écobuage est mis en œuvre par les éleveurs.

Les mesures localisées que nous venons d'évoquer sont contractualisées uniquement dans des zones protégées (i.e. zones natura 2000). Nous avons vu dans l'introduction générale, que le concept d'additionnalité peut prendre une forme économique et une forme légale. Dans notre contexte, nous pouvons considérer que les MAEC localisées sont porteuses d'une additionnalité légale dans la mesure où elles se situent dans des zones protégées dont l'objectif est justement de préserver et favoriser la biodiversité présente à travers une réglementation. Cette réglementation a pour principal objectif d'encadrer la cohabitation entre l'environnement naturel et les activités humaines. La mise en œuvre de ces MAEC localisées se superpose donc avec une réglementation environnementale préexistante tout en encourageant des pratiques plus vertueuses pour l'environnement qui vont au-delà de la réglementation déjà présente.

La nouvelle réforme de la PAC de 2014 va introduire la possibilité pour le gestionnaire de ne pas redistribuer aux éleveurs le montant de la SHP comme c'était le cas auparavant pour la PHAE. La SHP est donc une nouvelle forme de financement importante pour le fonctionnement du collectif (administration, infrastructure collective, berger, etc.). Cependant, même si le gestionnaire ne redistribue pas directement le montant aux éleveurs, l'utilisation du financement peut nécessiter de prendre des décisions collectives pour résoudre un dilemme d'allocation puisqu'il s'agit de définir selon les besoins qui va en bénéficier ou non. En 2019, la SHP représente en moyenne 45% du budget régulier des gestionnaires en considérant le budget régulier comme étant seulement composé de la mesure et des baccades et/ou cotisation. Cela montre le poids financier très important de la mesure

dans le budget des gestionnaires depuis sa mise en place en 2016. Les gestionnaires ne sont alors plus totalement dépendants financièrement des éleveurs et dans la mesure où les gestionnaires agissent dans l'intérêt du collectif, ils peuvent financer des infrastructures et des travaux d'entretien en s'affranchissant des intérêts individuels des éleveurs dans le choix des actions à réaliser. Par ailleurs, la SHP peut permettre de rémunérer une entreprise extérieure pour la réalisation de travaux d'entretien et d'infrastructure (i.e. externalisation) auparavant réalisés par le collectif d'éleveurs.

5.1.3 La répartition des aides individuelles

La mise en œuvre de la réforme de la PAC de 2015 à 2022 a introduit la possibilité pour les éleveurs d'activer des DPB du 1^{er} pilier sur les surfaces pastorales collectives en plus de la surface agricole liée à leur exploitation individuelle. Par rapport au fonctionnement de la PAC, les DPB est un dispositif de soutien au revenu des agriculteurs qui est indépendant des MAEC du 2^{ème} pilier. Le montant total de DPB à répartir entre les éleveurs correspond au nombre d'hectares de surface admissible de l'estive à la PAC. L'attribution du montant de DPB à un éleveur d'une estive est faite au prorata de la taille de son troupeau et du temps passé par celui-ci sur l'estive en 2015 par rapport à l'ensemble des autres éleveurs. Un montant supplémentaire de DPB vient alors s'ajouter au portefeuille de son exploitation individuelle. Le pâturage qui représente traditionnellement une ressource fourragère pour les éleveurs devient également associée une ressource financière. L'annexe 2 permet de comprendre le fonctionnement du dispositif d'activation de DPB en estive à partir de différentes situations.

L'introduction du dispositif des DPB peut donc conduire à l'amélioration de l'attractivité des surfaces pastorales pour les éleveurs voulant activer davantage de DPB grâce à ces surfaces. Cependant, le dispositif peut aussi engendrer des difficultés pour l'exploitation de la ressource en herbe. En effet, l'augmentation de la quantité d'animaux par un éleveur peut conduire à la diminution du montant total de DPB attribués aux autres éleveurs de l'estive. Dans la mesure où cet éleveur a augmenté son portefeuille de DPB individuel (achat, transfert), il peut activer davantage de DPB. En revanche, les éleveurs qui n'ont pas augmenté leur cheptel ne peuvent activer l'ensemble de leurs portefeuilles acquis en 2015 puisqu'ils représentent un prorata d'utilisation plus faible de l'estive qu'auparavant. Ce mécanisme s'apparente à « une tragédie des communs » où, en l'absence de coordination, des éleveurs peuvent adopter des comportements de « passagers clandestins » en augmentant la taille de leur troupeau au détriment du collectif (Eychenne, 2018). De plus, les éleveurs qui n'activent pas un DPB pendant plus de 2 ans perdent définitivement la possibilité de l'activer puisqu'il est transféré à la « réserve nationale ». Finalement, la « tragédie » se matérialise par une diminution progressive du montant total de DPB activés sur l'estive par l'ensemble des éleveurs.

Les gestionnaires d'estive ont la responsabilité de déclarer les mouvements d'animaux (nombre, durée de présence) des éleveurs sur la saison auprès de l'administration et donc prennent une part de responsabilité dans le maintien et la répartition des DPB aux éleveurs. Ils peuvent être alors amenés à coordonner les mouvements d'animaux pour éviter la diminution du montant total de DPB. Ils peuvent également être amenés à favoriser et organiser des transferts de DPB entre les éleveurs pour faire en sorte de maintenir le total des DPB à activer sur une estive. La gestion collective des DPB se situe également à un niveau supérieur. En effet, au niveau du département, en 2015, une charte visant à favoriser les transferts de DPB a été signée par les gestionnaires pour ainsi éviter une perte globale des DPB activés à l'échelle du département. Cette charte a été créée à l'initiative de la préfecture, de la chambre d'agriculture, de l'association des gestionnaires d'estives ainsi que par les services pastoraux.

À la suite de l'introduction du dispositif des DPB, certains gestionnaires ont choisi de « fixer » la taille des troupeaux individuels des éleveurs pour ainsi éviter la tragédie des communs décrite ci-dessus et éviter que des conflits se manifestent entre les éleveurs. Cette stratégie de fixation conduit à un blocage de la politique d'accueil d'éleveurs supplémentaires. Dans certains cas, le dispositif a pu même conduire à l'exclusion d'éleveurs et notamment venant de l'extérieur au profit d'éleveurs locaux ayant pour objectif de rapatrier davantage de DPB. Le dispositif d'activation peut donc conduire d'un côté à une augmentation du chargement des estives en améliorant l'attractivité des surfaces pastorales pour les éleveurs. D'un autre côté, le dispositif peut aussi conduire à une fixation ou une diminution du chargement dans un souci d'équité dans la répartition des droits ou par la présence de comportements opportunistes qui ont pour résultat l'exclusion d'éleveurs de l'estive.

Dans un contexte de déprise, le dispositif peut être un atout pour le maintien ou l'augmentation de la pression animale sur l'estive puisqu'il peut améliorer l'attractivité de l'estive et ainsi attirer de nouveaux éleveurs. Les estives de haute altitude sont plus attractives (infrastructure, gardiennage) que les estives de basse altitude et notamment pour des éleveurs venant de l'extérieur (cf. partie 5.1.1.1). Les estives de haute altitude sont plus vastes et donc avec une densité animale plus faible. Dans ce contexte, un éleveur dont le troupeau est sur une estive de haute altitude peut activer avec une tête de bétail davantage de DPB qu'un éleveur dont le troupeau se situe sur une estive en basse altitude. Le dispositif peut donc conduire à une augmentation du différentiel d'attractivité déjà présent entre les estives de basse et de haute altitude dans un contexte de déprise où les dynamiques de fermeture des milieux sont plus rapides en basse altitude (cf. partie 5.2.1).

Pour conclure, nous avons vu que le dispositif d'activation des DPB peut nécessiter de l'action collective pour gérer la répartition entre les éleveurs. Nous avons également vu que l'introduction de

ce dispositif peut conduire à améliorer le prélèvement de la ressource en herbe (attractivité), mais aussi le fragiliser dans un contexte de déprise (fixation du chargement, exclusion d'éleveurs). La répartition des DPB peut être interconnectée avec l'exploitation de la ressource en herbe. Nous verrons dans le chapitre 3 quels sont les effets des DPB sur le chargement et nous apporterons des éléments qualitatifs pour mieux comprendre comment les gestionnaires s'approprient le dispositif.

5.2 Des sphères biophysique et sociale qui influencent les situations d'action

5.2.1 Une sphère biophysique avec un système de ressource et plusieurs ressources interconnectées

5.2.1.1 *Un système de ressource matérialisé par l'estive*

Le système de ressource du SSE est représenté par l'estive : un pâturage d'été en montagne sur lequel transhument des troupeaux d'éleveurs. Un gestionnaire peut gérer un domaine pastoral composé d'une ou plusieurs estives dont les frontières peuvent être jointes ou non. Dans notre échantillon, ces domaines pastoraux sont en moyenne de 1500 ha avec des tailles variant entre 16 ha et 33500 ha. L'estive est une surface pastorale cartographiée et délimitée administrativement. Cependant, il peut y avoir une absence de frontière physique (clôture, barrière naturelle) entre deux estives voisines avec des débordements de troupeaux.

L'altitude des estives varie d'environ 500 mètres à plus de 3000 mètres d'altitude¹⁰. L'altitude joue un rôle important pour l'utilisation des estives par les troupeaux et les éleveurs. Le Tableau 5 présente des statistiques descriptives qui permettent de comparer les estives de basse et de haute altitude. Les estives en haute altitude sont moins accessibles et nécessitent parfois quelques heures de marche pour monter surveiller les troupeaux. Les parties hautes sont souvent escarpées et donc peu adaptées aux troupeaux de bovins qui ont donc tendance à se concentrer sur certains secteurs plus accessibles (Parc National des Pyrénées, 2004). La haute altitude et l'accessibilité difficile d'une estive ne se traduit pas nécessairement par le fait qu'elle soit moins attractive pour les éleveurs. Au contraire, ces caractéristiques peuvent expliquer une présence plus importante de gardien et d'infrastructures (cabanes de berger, parcs de nuit, etc.) par rapport aux estives basses. La présence de gardien et d'infrastructures rend ces estives de haute altitude plus attractives que les estives de basse altitude et notamment pour les éleveurs dont le siège d'exploitation est éloigné (fond de vallée ou plaine) et pour qui il est plus coûteux (temps et argent) de venir régulièrement surveiller l'état de santé de leur troupeau. De plus, les estives de haute altitude sont vastes ce qui facilite l'accueil de nouveaux troupeaux et notamment venant d'éleveurs extérieurs. Enfin, l'altitude influence également la qualité de la ressource fourragère (Eychenne, 2008). En haute altitude, la courte saison de croissance

¹⁰ Source : GIP-CRPG

de l'herbe (herbe grasse) et la présence d'une plus grande diversité floristique peuvent fournir une ressource en herbe de meilleure qualité nutritive pour les troupeaux.

Tableau 5. Statistiques descriptives du système de ressource (estive) et de sa fréquentation

	Basse	Haute	Diff.
Système de ressource (estive)			
Caractéristiques biophysiques			
Surface totale (ha)	382	2676	2294,20***
Zone protégée (0/1)	12%	43%	-0,31***
Durée de présence (jours)	105	131	-25,72***
Accessibilité de l'estive (0/1)	89%	59%	0,30***
Estive d'intersaison (0/1)	33%	2%	0,31***
Fréquentation (2019) du système			
<u>Animale</u>			
Nombre total d'UGBtp	57	236	-179,47***
Taille troupeaux en UGB	31	27	3,36
Densité animale (UGB par ha)	0,37	0,2	0,16***
Proportion d'ovins	53%	72%	-0,19***
<u>Éleveurs</u>			
Age moyen (2015)	46,8	48,34	-1,55
Proportion d'extérieurs	17%	50%	-0,32***
Nombre d'éleveurs total	7	23	-16,06***
Obs	51	47	98

*Ce tableau présente les moyennes des variables en 2019 et les résultats d'un t-test pour la comparaison de ces variables entre les 2 groupes. Les symboles *** (resp. **, *) indiquent une significativité au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).*

Source : auteur

En basse altitude se trouve des estives d'intersaisons. Elles possèdent la particularité d'être utilisée en début de saison de transhumance avant la montée sur les pâturages d'altitude (mai-juin) et en fin de saison à la redescende (septembre-octobre). Ces estives sont utilisées en quasi-exclusivité par des éleveurs locaux du fait de leur petite taille et du fait que leur utilisation nécessite une double transhumance dans la saison ce qui rend leur utilisation coûteuse pour les éleveurs extérieurs qui peuvent être éloignés de celles-ci. Les estives d'intersaisons nécessitent peu d'infrastructure hormis des clôtures et des abreuvoirs en raison de leur petite taille, de leur faible utilisation dans le temps et de leur proximité au siège d'exploitation des éleveurs locaux qui les utilisent.

Une estive possède une propriété d'équilibre entre le surpâturage et le sous-pâturage. Le surpâturage entraîne une dégradation des sols et un appauvrissement de la végétation ce qui peut aboutir à une diminution de la quantité et de la qualité de la ressource en herbe. Le sous-pâturage peut également conduire à une dégradation de la ressource en herbe. Le manque de prélèvement de l'herbe peut engendrer une fermeture progressive des milieux et donc une diminution de la quantité

de ressource en herbe disponible pour les troupeaux. Cette fermeture des milieux est plus rapide en basse altitude où les dynamiques de végétation sont plus importantes avec une forte reconquête arbustive (cf. partie 5.1.1).

5.2.1.2 *Des unités de ressources interconnectées*

Les estives sont composées d'une multitude de ressources interconnectées : l'herbe, la santé et la génétique des troupeaux, l'eau ainsi que le paysage et la biodiversité. Dans un contexte pastoral, la première unité de ressource d'intérêt est la ressource en herbe. Nous avons vu précédemment (partie 5.1.1) les enjeux qui sont associés à son exploitation et que le contexte de déprise conduit à une diminution progressive de sa quantité disponible. Elle représente une valeur économique importante pour les éleveurs qui font paître leur troupeau sur l'estive.

La santé animale et la génétique des troupeaux sont des unités de ressources associées à la présence des animaux et peuvent nécessiter des efforts de coordination de la part du gestionnaire et des éleveurs. Ces efforts de coordination sont liés au mélange des troupeaux. En effet, le gestionnaire doit veiller à ce que les animaux répondent aux obligations sanitaires avant de monter sur l'estive et les éleveurs doivent surveiller que leur état de santé sur l'estive afin d'éviter la propagation de maladie dans le troupeau collectif. La génétique est également un enjeu lié au mélange des troupeaux des différents éleveurs dans le sens où les animaux reproducteurs doivent être sélectionnés avant la montée en estive. Enfin, la dernière ressource est l'eau dont la présence est indispensable pour celle des troupeaux qui doivent s'abreuver. L'enjeu associé à l'eau est la préservation de sa qualité en évitant que les troupeaux polluent les zones humides et que les animaux morts contaminent les cours d'eau. Cette ressource en eau se raréfie en altitude. Enfin, les dernières ressources présentes sont le paysage et la biodiversité associée aux milieux ouverts.

Les ressources présentes dans le SSE sont interconnectées et jouent un rôle important sur le prélèvement de la ressource en herbe par les troupeaux. Des animaux en bonne santé et avec une génétique adaptée à la montagne (races rustiques) vont mieux prélever la ressource tant au niveau spatial que de celui de la quantité prélevée (SMDRA, 2010; Aragon, 2018). La présence de points d'eau est nécessaire pour le prélèvement de l'herbe par les troupeaux qui en sont dépendants. Cette présence de l'eau peut être un enjeu important notamment dans le cas de reconquête de zones abandonnées. Enfin, le paysage et la biodiversité sont associés à la ressource en herbe dans le sens où le prélèvement de la ressource en herbe par les troupeaux permet de maintenir le paysage ouvert ainsi que la biodiversité associée aux milieux ouverts.

Nous venons de voir que l'eau, la santé et la génétique peuvent influencer le prélèvement de la ressource en herbe par les troupeaux. Ces ressources peuvent donner lieu à des situations d'actions

en parallèle de la situation d'action de l'exploitation de la ressource en herbe. Cependant, dans cette étude nous nous concentrons sur l'exploitation de la ressource en herbe ce qui explique que nous ne développons pas davantage les situations d'action qui sont associées aux autres ressources interconnectées.

5.2.2 Une sphère sociale avec une pluralité d'acteurs et de systèmes de gouvernance

5.2.2.1 Acteurs

Les estives regroupent plusieurs catégories d'acteurs dont la présence est liée au multiusage de la montagne. Parmi les bénéficiaires des ressources du SSE, on trouve les éleveurs qui font transhumer leur troupeau en estive. Nous avons vu que les éleveurs se distinguent en deux types (partie 4.1) : les éleveurs locaux dont le siège d'exploitation est situé sur le siège de la commune propriétaire de l'estive et les éleveurs extérieurs qui viennent d'une commune voisine, de la vallée ou d'autres départements. La distinction est importante en raison du fait que les éleveurs locaux, aussi appelés "ayant droit", détiennent un droit d'usage de l'estive de la commune propriétaire. Cela se traduit donc par une différence en termes de droit d'accès, car les éleveurs extérieurs ne peuvent transhumer sur une estive sans avoir l'autorisation du gestionnaire. Cela peut également se traduire par une différence de privilège où les éleveurs locaux peuvent avoir accès aux meilleurs quartiers de l'estive (ressource fourragère, équipements, etc.). Dans le département des Hautes-Pyrénées, en 2019, on dénombre 1338 éleveurs transhumants, dont 644 locaux, donc les éleveurs extérieurs représentent un peu plus de la moitié des éleveurs transhumants sur le département (source : GIP-CRPGE, calcul de l'auteur).

Le vieillissement et le manque de renouvellement des générations expliquent la présence d'une baisse structurelle du nombre d'éleveurs. Le nombre d'éleveurs transhumants sur le département a diminué d'un peu plus de 12% depuis 2007. Malgré cette baisse structurelle, le chargement animal est relativement stable à l'échelle du département (Annexe 1). Cela s'explique par une augmentation progressive de la taille des cheptels liée à une augmentation de la taille des exploitations des éleveurs. Cette évolution est représentative de l'augmentation de la taille des exploitations d'élevages observée au niveau national.

Les autres usages de la montagne témoignent de la présence d'autres acteurs en plus des éleveurs sur les estives. En effet, le SSE se compose également de chasseurs, de résidents, de touristes et de naturalistes. Ces acteurs peuvent présenter des intérêts divergents ou convergents par rapport à l'utilisation de l'espace montagnard par l'activité pastorale et peuvent donc être interdépendants (Cecile Barnaud et al., 2018). Jusqu'ici, nous avons trois dimensions collectives du pastoralisme. Cependant, dans un contexte d'une estive qui peut se définir comme un espace de coprésence avec

du multiusage et une pluralité d'acteurs, nous pouvons alors distinguer la présence d'une 4^{ème} dimension collective liée au partage de l'espace. Encore une fois, la présence de cette dimension collective supplémentaire ne nécessite pas forcément de l'action collective entre les différentes parties présentes mais des tensions ou des enjeux supplémentaires concernant l'activité pastorale peuvent apparaître. D'un autre côté, certains acteurs bénéficient de la coproduction de biens publics environnementaux par l'activité pastorale.

L'évolution du pastoralisme et de la PAC explique l'apparition d'acteurs de l'environnement non étatiques comme des associations de naturalistes. Les acteurs de l'environnement s'opposent selon deux types de discours concernant l'impact environnemental de la pratique pastorale (Cécile Barnaud et Couix, 2020). D'abord, des acteurs sont en faveur des habitats et de la biodiversité des écosystèmes ouverts qui sont maintenus grâce à la présence des troupeaux sur les surfaces pastorales. Comme nous l'avons vu, les espaces de montagnes abritent une quantité importante d'habitats d'intérêt communautaire associés aux milieux ouverts (CC Val d'Azun et ONF, 2011). D'ailleurs, près de 50% du domaine pastoral du département se trouve en zone natura 2000 et 70% sont dans le Parc National des Pyrénées¹¹. Les estives situées sur ces zones naturelles nécessitent une cohabitation entre le pastoralisme et l'environnement. Cependant, d'autres acteurs de l'environnement sont en faveur d'un « réensauvagement » (en anglais, *rewilding*) revendiquant de laisser la nature reprendre ses droits. Dans un article scientifique, Rubenstein et al. (2006) décrivent le courant de pensée du « Pleistocene *rewilding* » qui consiste à réintroduire de la mégafaune pour reconstruire des écologies du passé. Les auteurs comparent ce courant à la fiction de « Jurassic Park¹² ». Dans notre enquête un gestionnaire témoigne de la présence d'acteurs qui partagent ce courant de pensée : « *Certains veulent faire Jurassic Park sur la montagne ; on veut tout, du tourisme, du pastoralisme, l'ours, mais derrière tout ça il n'y a que l'argent qui compte* ». De plus, ce témoignage permet d'illustrer la complexité de la gestion du multiusage.

Une autre controverse parmi les acteurs de l'environnement sur la présence des éleveurs et de leur troupeau concerne la pratique de l'écobuage¹³. Certains considèrent que cette pratique participe au maintien du milieu ouvert et de la biodiversité associée, mais d'autres la contestent en

¹¹ Source : GIP-CRPGE

¹² Ouvrage de Michael Crichton publié en 1990.

¹³ L'écobuage (ou brûlage pastoral) est une pratique agricole ancestrale qui consiste à brûler des végétaux sur pied pour favoriser la pousse de l'herbe et fertiliser les sols grâce à la cendre créée. Il participe au maintien des paysages ouverts et de la biodiversité associée et joue un rôle dans la protection des forêts contre l'incendie, en limitant les zones de départ de feu et en créant des coupures de combustible. Source : Préfecture et chambre d'agriculture des Hautes-Pyrénées, GIP-CRPGE.

considérant qu'elle détruit des habitats d'espèces protégées. La pratique de l'écobuage est aussi contestée par certains résidents en raison de la pollution de l'air qu'elle engendre.

Le département des Hautes-Pyrénées est également concerné par l'arrivée de nouveaux résidents qualifiés de « néo-ruraux ». Ces nouveaux acteurs peuvent avoir des préoccupations environnementales qui s'inscrivent parfois dans un contexte social favorable au « réensauvagement » en opposition avec la présence de troupeaux domestiques en montagne. La cohabitation entre acteurs pastoraux et résidents favorables au « réensauvagement » peut parfois aboutir à des tensions concernant l'utilisation de la montagne et une enquête permet d'illustrer ce point. En effet, lors d'un entretien, un gestionnaire d'une estive en indivision entre deux communes souligne qu'à la dernière élection municipale, deux listes se sont affrontées sur l'une des communes malgré son faible nombre d'habitants ; une des deux listes était composée de nouveaux résidents contre l'écobuage et qui menaçaient de « *faire sauter l'utilisation d'une partie de la montagne* » par le pastoralisme.

Un autre phénomène relativement récent est la présence croissante de nouveaux résidents secondaires qui achètent et rénovent d'anciennes granges foraines¹⁴ en basse altitude. Les terrains aux abords de la grange foraine qui étaient autrefois entretenus par les troupeaux peuvent être assujettis aujourd'hui à de l'enfrichement en cas de manque d'entretien de la part du résident secondaire.

Enfin, les derniers acteurs présents suite aux évolutions du contexte social et économique sont les touristes qui ont un usage récréatif de la montagne : randonnée, VTT, parapente, etc. L'allongement de la durée des congés payés et les politiques volontaristes de développement touristique en montagne expliquent une présence de plus en plus importante de touristes dans les Pyrénées à partir de la seconde moitié du 20^{ème} siècle. Les touristes bénéficient du maintien des paysages ouverts par le pâturage des troupeaux des éleveurs pour leurs usages récréatifs de la montagne.

Pour conclure, le multiusage de la montagne implique la présence d'une pluralité d'acteurs dont les intérêts peuvent converger ou diverger de ceux des acteurs pastoraux. Ces interdépendances peuvent ainsi témoigner de l'existence de tension avec les situations d'action qui sont associées à l'activité pastorale collective.

¹⁴ Les granges foraines sont des bâtiments étagés en zone intermédiaire à mi-parcours entre les villages et les estives avec pour fonction d'étable et de lieu de stockage de fourrage (Barrué-Pastor et Barrué, 1998).

5.2.2.2 *Systèmes de gouvernance locale*

Une propriété collective

Les situations d'action situées au cœur du SSE sont influencées par une pluralité de systèmes de gouvernance locale. Comme nous l'avons vu précédemment (partie 4.1), le caractère collectif du pastoralisme dans le département des Hautes-Pyrénées se manifeste dans un premier temps par le type de propriété (privée avec une utilisation collective, domaniale, communale). Nous avons vu qu'une très grande majorité de la propriété des surfaces pastorales d'altitude (plus de 80%) est publique détenue par des collectivités locales ou l'Etat en propre ou en indivision. Le reste des surfaces pastorales se caractérise par de la propriété privée également en propre ou en indivision. À titre de comparaison, seulement 48% des surfaces pastorales de la région Rhône-Alpes¹⁵ appartiennent à des propriétaires publics (communes, État, collectivités territoriales) et fait davantage l'objet d'une gestion individuelle (Eychenne, 2020). Nous étudierons plus précisément la question de la propriété dans le chapitre 2. Notamment, le fait que cette propriété se caractérise par l'existence de plusieurs types de droits hiérarchisés et distribués selon la théorie des « faisceaux de droits » de Schlager et Ostrom (1992) sera évoqué.

Une gestion collective avec une pluralité de structures juridiques gestionnaires

Le caractère collectif du pastoralisme dans le département se manifeste également dans la gestion. Des entités collectives composées d'un gestionnaire et d'éleveurs représentent les utilisateurs des estives. Ces entités peuvent dans un premier temps se distinguer en deux types : le propriétaire ou un Groupement Pastoral (GP) composé des éleveurs utilisateurs de l'estive par délégation de gestion. Cependant, ces entités collectives se déclinent également en quatre structures juridiques différentes : les communes, les commissions syndicales (CS), les Associations Foncières Pastorales (AFP) et les GP. Le fonctionnement de ces structures juridiques est encadré par la législation française (i.e. règles de choix constitutionnels, Figure 4).

Dans notre échantillon, environ 29% des gestionnaires sont des communes, 16% des CS, 10% des AFP et 46% des GP. Contrairement à d'autres départements, il y a une diversité de structures gestionnaires dans les Hautes-Pyrénées. La structure juridique est plus ou moins liée au foncier comme nous le montre le Tableau 6. En effet, les CS sont 71% à avoir du foncier en indivision entre plusieurs communes ce qui explique qu'elles gèrent des estives de tailles plus importantes. Enfin, le Tableau 6

¹⁵ Enquête pastorale 2012-2014 à l'échelle de la région Rhône-Alpes ; url : https://extranet-rhone.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Auvergne-Rhone-Alpes/Enquete_pastorale_posters_2017.pdf

confirme également la particularité des AFP puisque 75% d'entre elles sont concernées par la présence de foncier communal en propre et 63% par du foncier privé.

Tableau 6. Statistiques descriptives selon la structure juridique de l'entité collective gestionnaire

	Propriétaire			Utilisateur	Diff.
	Com.	AFP	CS	GP	
Foncier* (0/1)					
Communal en propre	96%	75%	14%	77%	***
Communal en indivision	0%	13%	71%	35%	***
Domanial	4%	13%	0%	9%	
Privé	7%	63%	14%	26%	***
Surface admissible (ha)	411	666	1319	573	***
Altitude (0/1)					
<i>Basse (vs. haute)</i>	70%	0%	36%	51%	***
Utilisation de l'estive (2019)					
Durée de présence des troupeaux (jours)	106	130	117	124	*
Nombre d'éleveurs	8	15	28	12	***
Taille des troupeaux (UGB)	29	21	25	31	
Proportion d'éleveurs extérieurs	33%	63%	54%	30%	**
<i>Observations</i>	27	8	14	43	

*Variables non mutuellement exclusives ; Ce tableau présente les moyennes des variables en 2019 et les résultats d'un test ANOVA pour la comparaison de ces variables entre les groupes. Les symboles *** (resp. **, *) indiquent une significativité au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Source : auteur

Dans le cas d'une commune propriétaire en propre qui gère l'exploitation de l'estive, l'autorité de gestion est représentée par le maire et son conseil municipal. Les communes gestionnaires se situent très majoritairement en basse altitude (70%) et représentent davantage d'estives d'intersaison en zone intermédiaire avec par conséquent une durée de jours de présence plus faible des troupeaux (Tableau 6). Lorsque plusieurs communes sont propriétaires en indivision de l'estive, la CS qui assure la gestion regroupe des délégués des conseils municipaux désignés par les différentes communes propriétaires de l'indivision. La gestion par des CS est une singularité du pastoralisme pyrénéen et leur création remonte au 18^{ème} siècle¹⁶ pour permettre la gestion des biens en indivision entre plusieurs communes d'une vallée (Poumarède, 1987). Les CS ont un budget indépendant qui est alimenté par une dotation de la part de chacune des communes de l'indivision. La gestion par une CS s'inscrit dans une logique de gestion territoriale de l'espace pastoral où le pastoralisme est géré par le propriétaire parmi une multitude d'usages : chasse, tourisme, forêt, hydroélectricité, etc.

¹⁶ Lois datant de 1837 et 1884. À partir de 1837 et au fil du temps, des commissions syndicales voient le jour dans plusieurs vallées du massif. La loi de 1884 réaffirme l'existence de commission syndicale pour la gestion des biens et droits en indivision entre plusieurs communes.

Les AFP sont des établissements publics créés par arrêté préfectoral pour la gestion pastorale du foncier public et privé de montagne¹⁷. Elles répondent à une problématique de morcellement du foncier en regroupant des propriétaires de terrains à destination agricole ou pastorale qu'ils soient publics (collectivité) ou privés au sein d'une assemblée générale ayant un pouvoir de délibération. Cette assemblée a principalement pour objet d'élire un bureau dont les membres sont responsables de la gestion de l'estive. De la même manière que pour les communes et les CS, le fonctionnement des AFP est encadré par des règles de choix constitutionnels définies par le « Code général des collectivités territoriales (CGCT) ». Ces règles définissent notamment la manière dont sont prises les décisions pour la gestion de l'estive.

La dernière structure juridique des gestionnaires est le « Groupement Pastoral (GP) ». La gestion de l'estive par un GP intervient par délégation de gestion par une ou plusieurs communes propriétaires selon le statut du foncier (propre ou indivision). Elle peut également répondre à un manque d'intérêt et de compétence d'une commune pour la gestion de l'estive ce qui peut être le cas par exemple lorsqu'il n'y a plus d'exploitation d'éleveurs sur cette commune propriétaire. Les GP sont des associations de loi 1901 composées des éleveurs utilisateurs de l'estive. De la même manière que pour les AFP, un bureau est élu avec la responsabilité de gérer l'estive. Cependant, les membres du bureau sont élus par l'assemblée générale des éleveurs utilisateurs. La loi encadre le fonctionnement des GP comme pour les trois autres structures juridiques des gestionnaires « propriétaires ». Enfin, la signature d'une CPP entre le propriétaire et le GP garantit l'accès à l'estive pour les éleveurs utilisateurs pour une durée minimum de 5 ans.

La structure juridique encadre dans une certaine mesure la gestion de l'estive et notamment les processus de prises de décisions collectives (i.e. règles de choix collectives, Figure 4). Dans ce contexte, le groupe d'éleveurs utilisateurs n'est pas inclus dans les prises de décision dans le cas des gestionnaires propriétaires. Cependant, l'enquête nous a permis d'explorer la manière dont les décisions sont effectivement prises concernant la gestion de l'estive. Nous avons fait le constat que pour certaines entités gestionnaires propriétaires, les éleveurs pouvaient dans certains cas être inclus « de facto » dans le processus de décisions. À l'inverse, pour les GP encadrés par la loi association 1901, même si les éleveurs membres du GP peuvent siéger à l'assemblée générale, nous avons observé que dans certains cas et pour certaines décisions, seuls les membres du bureau étaient amenés à décider sans inclure les éleveurs. Nous approfondirons l'analyse de la gouvernance locale dans le chapitre 2 et notamment la manière dont sont prises les décisions relatives à la gestion de l'estive entre gestionnaire et éleveurs.

¹⁷ Article L135-1 du Code rural et de la pêche maritime

Des règles opérationnelles pour encadrer les pratiques collectives

Les activités pastorales concernent une multitude d'éléments qui peuvent nécessiter la définition de règles opérationnelles. C'est le cas de l'accès à l'estive avec la définition de date d'ouverture et de fermeture pour la saison de transhumance. La définition d'une date d'ouverture permet d'éviter une situation où certains éleveurs montent leur troupeau avant les autres pour profiter davantage de la ressource en herbe. L'accès à l'estive peut faire l'objet d'une taxe par tête d'animaux (« baccade ») prélevée par l'entité gestionnaire. Les éleveurs locaux sont parfois exemptés de paiement de baccade ou payent un montant inférieur par rapport aux éleveurs extérieurs en raison de leur droit d'usage sur l'estive (voir Tableau 3). L'exploitation de la ressource en herbe par les troupeaux requiert aussi la réalisation d'infrastructures et de travaux d'entretien et le prélèvement de baccade permet alors de financer ces activités. Les éleveurs peuvent être obligés d'investir une partie de leur temps pour la construction et l'entretien de ces infrastructures. Enfin, la gestion du prélèvement de la ressource en herbe nécessite le respect de la « la règle des trois dents¹⁸ » (bovin, ovin, équin). En effet, une diversité parmi les espèces présentes sur l'estive permet un équilibre du milieu optimal (Aragon, 2018).

Des organisations présentes dans le système de gouvernance

La gouvernance locale se caractérise également par la présence d'autres organisations. Le service pastoral du département des Hautes-Pyrénées représenté par le GIP-CRPGE a pour mission de définir et mettre en œuvre la politique de développement pastoral. Il est le résultat d'un partenariat entre six entités représentatives¹⁹ des enjeux pastoraux sur le territoire et est chargé d'accompagner les gestionnaires d'estives et les éleveurs transhumants sur un très large éventail d'activités (organisation interne, travaux d'améliorations pastorales, gardiennage, accueil de nouveaux troupeaux, etc.). En parallèle, le service pastoral a une deuxième mission d'expertise pastorale avec la réalisation d'étude, de diagnostic pastoral et de partenariat avec la communauté scientifique. Cette mission vise à améliorer les pratiques pastorales existantes et notamment au regard des pratiques agroenvironnementales.

La deuxième organisation est représentée par les gestionnaires d'espaces naturels. Leur rôle est de préserver les habitats et la biodiversité présents sur la zone protégée en conciliant ces enjeux environnementaux avec les diverses activités humaines présentes (pastoralisme, tourisme, chasse, etc.). Concernant l'interaction entre les activités pastorales et l'environnement, un large consensus est

¹⁸ Aussi appelée la « règle des 3 bouches » d'après notre enquête.

¹⁹ Les 6 entités sont : le Conseil Départemental des Hautes-Pyrénées, le Groupement d'Employeurs des Bergers/Vachers Pluriactifs des Pyrénées Centrales (GE-BVPPC), l'Etablissement Public Local d'Enseignement et de Formation Professionnelle Agricole de Vic-En-Bigorre (EPLEFPA), l'Association des Gestionnaires d'Estive du 65 (AGE), la Chambre d'Agriculture du 65, la Direction Départementale des Territoires du 65 (DDT).

présent parmi les gestionnaires de ces espaces protégés sur la nécessité de maintenir des troupeaux sur ces zones afin de maintenir les habitats liés aux surfaces pastorales (Barnaud et Couix, 2020). Les gestionnaires de ces espaces protégés mettent en place des règles pour encadrer le multiusage des espaces protégés et ces règles concernent notamment l'activité pastorale.

6 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons décrit et analysé le fait que l'exploitation de la ressource en herbe commune des estives repose sur des dimensions collectives, avec une entité collective composée d'un gestionnaire et d'un groupe d'éleveurs utilisateurs. Cependant, nous avons également constaté que le comportement individuel d'un éleveur a des répercussions sur le collectif, et les décisions du gestionnaire ont des incidences sur les éleveurs. En effet, les éleveurs possèdent leur propre cheptel, qui prélève la ressource en herbe commune, tandis qu'un gestionnaire coordonne les actions individuelles des éleveurs pour gérer le pâturage collectif. L'exploitation de la ressource en herbe repose sur donc une articulation entre des dimensions individuelles et collectives.

Dans ce contexte, l'étude met en évidence que l'utilisation collective du pâturage est confrontée à une pluralité de dilemmes sociaux qui peuvent être interconnectés. En effet, cette utilisation ne se limite pas à l'exploitation d'une ressource en herbe commune, mais englobe également des situations d'actions, telles que la production de biens publics environnementaux et la répartition d'une ressource financière entre les éleveurs. Ces évolutions sont liées à deux dispositifs de la PAC : les MAEC du 2ème pilier de la PAC, qui s'adressent au gestionnaire de l'estive dans le but de soutenir ou d'améliorer les pratiques pastorales, et les DPB du 1er pilier de la PAC, introduits en 2015, qui ciblent les éleveurs et dont la distribution entre ces derniers dépend de leur utilisation individuelle de l'estive. Nous montrons que ces deux dispositifs sont interconnectés avec l'exploitation de la ressource en herbe et font l'objet d'une gestion collective. Ce chapitre met en lumière l'évolution de la gestion d'un bien commun traditionnel vers un bien commun complexe, caractérisé par l'hybridation entre une gestion par la communauté, par l'État et par le marché grâce à la mise en œuvre de dispositifs de politique publique. Ce bien commun complexe se caractérise par la gestion de nombreuses ressources interconnectées et la présence de multiples acteurs aux intérêts convergents ou divergents en ce qui concerne l'usage des estives.

Dans ce chapitre, nous montrons également que la gestion des biens publics environnementaux peut être catégorisée en deux types. Le premier concerne les biens publics environnementaux résultant de la coproduction des pratiques pastorales. En principe, ces biens ne nécessiteraient pas de soutien particulier. Cependant, ils connaissent une tendance à la baisse, parfois en raison d'un défaut de gestion pastorale collective ou des évolutions externes liées à un phénomène

de déprise et aux changements de pratiques. Depuis 1992, la PAC a mis en place des MAE pour contrer cette dynamique de baisse de production de biens publics environnementaux (e.g. SHP en 2016). Si ces MAE étaient ciblées sur les estives touchées par une déprise importante, elles pourraient être considérées comme des PSE de conservation, visant à compenser les efforts pour maintenir les pâturages ouverts dans les estives en déclin. Cependant, ces MAE sont considérées comme des mesures de "masse" et ressemblent davantage à un PSE de "récompense". Dans ce contexte, la gouvernance agro-environnementale se caractérise par une hybridation entre une gestion par la communauté et par l'État. Le deuxième type concerne les biens publics environnementaux résultant d'une gestion spécifique, tels que la mosaïque d'écobuage, nécessitant des efforts et des coûts supplémentaires, avec des paiements liés à la compensation de ces coûts. Ces biens publics sont fournis grâce à des MAEC localisées, tendant vers l'idéal des instruments basés sur le marché, tels que les PSE de conservation, et sont considérées comme additionnelles. Dans ce cas, la gouvernance agro-environnementale se caractérise par une hybridation entre une gestion par la communauté, par le marché et par l'État, puisque les MAEC localisées sont financées par les pouvoirs publics.

Les MAE et les DPB ont été initialement conçus au niveau de l'exploitation individuelle, se distinguant par l'absence de la dimension collective. Au niveau de l'exploitation, la mise en œuvre de ces dispositifs repose uniquement sur les décisions de l'agriculteur dans le cadre de son exploitation, et les conséquences de ces décisions lui incombent. Dans notre contexte, les dispositifs reposent sur un collectif préexistant, avec des dimensions individuelles et collectives, ce qui complexifie considérablement leur mise en œuvre. En effet, d'un côté, nous avons constaté que la SHP peut soutenir les pratiques collectives préexistantes. D'un autre côté, nous avons souligné que les DPB peuvent au contraire fragiliser le collectif en mettant les éleveurs en concurrence pour une ressource financière, dont la répartition dépend de l'exploitation de la ressource en herbe.

Parallèlement, les pratiques pastorales sont également soumises à d'autres dispositifs de politique publique, tels que le PSEM, les parcs naturels, les zones Natura 2000, etc. Ces dispositifs peuvent soutenir ou interférer avec la gestion collective des ressources pastorales et la production de biens publics environnementaux. En effet, l'ensemble des dispositifs de politique publique, y compris les DPB, peut avoir un impact direct ou indirect, attendu ou non, sur l'exploitation des ressources pastorales et la production de biens publics environnementaux. Cette thèse se concentre sur deux dispositifs qui ont évolué depuis la réforme de la PAC en 2014, à savoir la SHP et les DPB, dans le but d'évaluer leur influence sur le niveau d'exploitation de la ressource en herbe.

Le chapitre 1 nous permet d'identifier et de décrire des enjeux qui vont être analysés plus en détail dans la suite de ce travail de recherche. Nous avons exposé que dans un contexte de déprise, la

SHP a pour objectif de maintenir voire augmenter le prélèvement de la ressource en herbe en imposant un seuil minimum de chargement animal à respecter au niveau de l'estive. D'un côté, le dispositif des DPB peut conduire à améliorer l'attractivité de l'estive qui devient également une ressource financière en plus d'une ressource fourragère pour les éleveurs. Mais d'un autre côté, ce dispositif peut conduire à figer le chargement animal sur une estive pour éviter de modifier la répartition de la ressource financière entre les éleveurs. Le dispositif peut même conduire dans certains cas à l'exclusion d'éleveurs extérieurs dans une logique d'accaparement de cette rente financière par des éleveurs locaux. Dans une optique de maintien ou d'augmentation du chargement animal sur l'estive liée au contexte de déprise, nous chercherons à évaluer l'effet de ces deux dispositifs mis en œuvre conjointement sur le chargement dans le chapitre 3. Nous chercherons d'ailleurs à voir si les deux dispositifs montrent un effet de synergie ou d'antagonisme.

Nous avons mis en évidence dans ce chapitre que les trois situations d'action peuvent nécessiter des efforts de coordination entre le gestionnaire et les éleveurs afin de résoudre les dilemmes sociaux associés. Le gestionnaire et les éleveurs peuvent être amenés à gérer collectivement l'estive en prenant des décisions, les éleveurs peuvent contribuer activement à cette gestion collective. Nous avons montré également que le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées se caractérise par une pluralité de système de gouvernance locale qui se décline selon la structure juridique de l'entité collective gestionnaire. Cette structure juridique encadre dans une certaine mesure les prises de décisions conformément à la loi française. Cependant, nous pouvons nous demander si la manière dont les décisions de gestion de l'estive sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs sont complètement déterminées par la structure juridique. Dans le chapitre 2, nous analyserons ainsi la manière dont les décisions de gestion sont réellement prises par les acteurs, mais aussi la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion de l'estive.

Note de transition 1

Nous avons souligné dans le chapitre 1 les enjeux et les évolutions du SSE du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées. Nous avons notamment vu que le pastoralisme ne se limite pas à la gestion d'une ressource en herbe commune mais doit également assurer une production de biens publics environnementaux (paysage, biodiversité), et gérer la répartition entre les éleveurs d'aides au revenu appelées « droits à paiements de base » (DPB) du 1er pilier de la PAC. Le chapitre décrit que ces différents éléments peuvent être associés à des dilemmes sociaux et nécessiter de l'action collective. Nous avons également vu que ces éléments sont interconnectés. Le chapitre montre que la gouvernance agro-environnementale fait l'objet d'une gestion hybride par la communauté, par l'Etat et par le marché. Le chapitre s'est également attaché à décrire les différentes composantes du SSE du pastoralisme qui sont susceptibles d'influencer les différentes situations d'action (e.g. les systèmes de ressource et de gouvernance).

Le chapitre 2 se concentre sur le système de gouvernance et sur l'action collective en analysant le processus de prise de décision (i.e. gouvernance locale) et la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion (i.e. action collective). Le chapitre montre que les estives du département ne font pas nécessairement l'objet d'une gestion « par les communs » mais aussi selon des formes hybrides entre une gestion « par les communs » et une gestion avec des logiques marchandes. Les résultats soulignent également l'importance de l'influence des caractéristiques biophysiques sur la gestion de l'estive.

Mots-clés : *système socio-écologique, gouvernance locale, action collective, incitation économique collective, gestion hybride*

Chapitre 2 - Y a-t-il de l'action collective dans les estives pyrénéennes ?

1 Introduction

Dans le chapitre précédent, nous avons vu que la gestion des estives dans les Hautes-Pyrénées s'inscrit dans un système socio-écologique (SSE) avec une sphère biophysique et une sphère sociale. Cette gestion collective ne se limite pas à gérer une ressource en herbe commune. Elle implique également la gestion d'autres situations d'actions interconnectées qui requiert l'action collective pour résoudre les dilemmes sociaux associés (cf. chapitre 1). L'objectif de ce chapitre est de concentrer l'analyse sur la sphère sociale du SSE et particulièrement sur le système de gouvernance qui influence la manière dont les utilisateurs des ressources interagissent et s'autoorganisent pour gérer des situations d'actions. Rappelons ici que estives dans les Hautes-Pyrénées font l'objet d'une gestion pastorale traditionnelle par des entités collectives regroupant un gestionnaire et des éleveurs (Eychenne, 2018 ; cf. chapitre 1). Ces entités collectives se caractérisent par une pluralité de structures juridiques qui encadrent leur fonctionnement. Depuis très longtemps et au regard de la littérature sur la gestion de ressources naturelles communes, ces entités collectives gèrent les ressources pastorales par les « communs » : des ressources, une communauté et des règles (Ostrom, 1990).

Dans le cadre d'une gestion par les « communs », les individus peuvent s'autogouverner et s'autoorganiser en s'impliquant dans plusieurs dimensions collectives se situant à différents niveaux. D'abord, dans des prises de décisions collectives (i.e. niveau des choix collectifs) qui ont notamment pour objectif de définir les règles d'accès de prélèvement de la ressource (i.e. niveau opérationnel) (Ostrom, 1990). Ensuite, en s'engageant collectivement dans des activités de gestion au niveau opérationnel pour assurer la durabilité des ressources (i.e. action collective). Pour rappel, nous avons défini dans le chapitre précédent l'action collective comme étant une situation dans laquelle des individus partageant un intérêt commun vont entreprendre des actions communes ou concertées dans l'objectif d'atteindre cet intérêt commun (Olson, 1965; Ostrom, 1990). Dans ce chapitre, nous utilisons le terme de gouvernance locale pour désigner le processus de prises de décision entre le gestionnaire et les éleveurs. Nous utilisons également le terme de contribution à la gestion pour l'engagement des éleveurs dans de l'action collective pour la gestion de l'estive.

Nous avons vu dans le chapitre précédent que les interactions entre les individus dans des situations d'action situées au cœur du SSE sont influencées par un ou plusieurs systèmes de gouvernance, par des caractéristiques biophysiques mais également par des évolutions du contexte socio-économique et politique (déprise agricole, évolution de la PAC). Les individus peuvent être alors

amenés à s'autogouverner. De plus, ils s'autogouvernent différemment en fonction du contexte dans lequel ils évoluent. Par exemple, nous avons déjà évoqué dans le chapitre précédent le fait que les entités collectives se caractérisent par une diversité de structures juridiques qui encadrent notamment les processus de prises de décisions. Dans le cas d'une gestion par une collectivité territoriale, les éleveurs utilisateurs ne sont pas formellement inclus dans la dimension collective au niveau des prises de décision réalisées par les élus. Aussi, les éleveurs peuvent ne pas s'engager collectivement dans activités de gestion de l'estive dans la mesure où un berger peut être recruté pour surveiller les troupeaux ou qu'une entreprise extérieure peut être rémunérée pour la réalisation de travaux d'entretien ou d'infrastructures.

L'objectif de ce chapitre est alors d'analyser la diversité des situations des estives au regard de i) le système de gouvernance et la manière dont les décisions collectives sont effectivement prises (« de facto ») entre le gestionnaire et les éleveurs, ii) l'action collective au travers de la contribution des éleveurs à la gestion de l'estive, iii) les caractéristiques biophysiques des estives. Par rapport à la littérature sur les communs, peu d'études se penchent sur les dynamiques de gouvernance locale en cherchant à caractériser au niveau micro la manière dont les individus s'autogouvernent et s'autoorganisent pour gérer une ressource commune. Ce chapitre contribue à montrer que la gouvernance locale d'une ressource commune ne se résume pas forcément à une gestion « par les communs » mais peut faire plutôt l'objet d'hybridation entre plusieurs formes de gestion. Pour cela, nous nous intéressons à l'articulation entre les différentes dimensions collectives qui peuvent être présentes dans la gestion d'une estive en cherchant à répondre à la question de recherche suivante : Y a-t-il de l'action collective dans les estives pyrénéennes ?

Le premier objectif de ce chapitre est de révéler des modes de gouvernance locale selon la manière dont les décisions sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs. Nous montrons qu'il existe différents modes de gouvernance locale « de facto » qui ne sont pas complètement déterminés par la structure juridique de l'entité collective (« de jure ») que nous qualifions de i) « descendante » où les éleveurs ne sont pas inclus dans les prises de décision ii) « communautaire » où les décisions sont prises conjointement entre le gestionnaire et les éleveurs et iii) « individuelle » qui se caractérise par l'absence de prise de décisions collectives. Le deuxième objectif est de révéler des modes de contribution selon la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion. Nous distinguons trois principaux modes de contribution que nous qualifions de i) « externalisée » où la contribution des éleveurs est externalisée auprès d'un tiers (berger, entreprise) ii) « individuelle » où les éleveurs contribuent à la gestion de l'estive, mais de manière individuelle et iii) communautaire où les éleveurs contribuent collectivement. Nous distinguons également deux autres modes de contribution qui représentent des modes mixtes entre les trois principaux que nous venons d'évoquer. Nous montrons

alors qu'il existe une pluralité d'associations entre les différents modes de gouvernance et de contribution et que ces associations dépendent dans une certaine mesure des caractéristiques biophysiques des estives. Nous observons dans cette pluralité d'association que la gestion de certaines estives fait l'objet d'une hybridation entre une gestion par les communs et par le marché voire même pour certaines d'une complète individualisation de l'utilisation par les éleveurs.

Le chapitre est organisé de la sorte. Après cette introduction, la deuxième partie de ce chapitre est une revue de littérature permettant de présenter d'une part, le travail d'Ostrom sur l'analyse des institutions dans le cadre de gestion de ressources communes et d'autre part, de présenter les enjeux de la littérature sur la gouvernance locale de ressources. La troisième partie présente notre contexte au regard des dimensions collectives du pastoralisme. La quatrième partie consiste à présenter la méthodologie en présentant le cadre d'analyse, les données et les méthodes utilisées qui nous ont conduits aux résultats de ce chapitre. La cinquième partie présente les résultats qui mettent en lumière l'existence d'une pluralité d'estives selon la gouvernance locale, la contribution des éleveurs et les caractéristiques biophysiques. Pour finir, les deux dernières parties discutent les résultats et concluent.

2 Revue de la littérature

2.1 Les règles et la propriété au cœur de la gouvernance selon Ostrom

2.1.1 Des systèmes de règles

Les analyses d'Ostrom au cours de sa carrière se concentrent principalement sur les communs de ressources autoorganisés et autogouvernés (Ostrom, 1990; Weinstein, 2013). Elles s'inspirent de références théoriques telles que la "tragédie des communs" d'Hardin (1968), la théorie des jeux non coopératifs, et de l'ouvrage d'Olson (1965) sur l'action collective pour expliquer les comportements individuels et les mécanismes de coordination. Son travail met en lumière la diversité des arrangements institutionnels créés par les communautés à petite échelle pour gérer des ressources communes, en évitant une régulation directe par l'État ou le marché, et en combinant des instruments publics et privés. Elles mettent l'accent d'une part, sur les notions de règles et de normes et d'autre part, sur les droits de propriété comme étant au cœur de son analyse des comportements des individus et de la conception des institutions.

Ostrom et Basurto (2011, p319, traduction de l'auteur), en se basant sur des travaux antérieurs de John R. Commons et de Vincent Ostrom, définissent les règles comme étant « *des compréhensions partagées par les acteurs, ayant trait à des prescriptions effectives, définissant quelles actions ou quels résultats sont requis, interdits ou permis* » (traduction de Weinstein, 2013, p6). Ces règles définissent

la position des individus au sein d'une structure sociale ainsi que les droits et les devoirs qui sont attachés à cette position. Dans son ouvrage, pour décrire la diversité et la complexité des systèmes de règles, Ostrom (2005) propose deux approches conceptuelles pour classer les règles : horizontale et verticale. Selon l'approche horizontale, l'auteur distingue sept types de règles susceptibles d'affecter directement une « situation d'action²⁰ ». Les sept types de règles sont décrits dans l'Encadré 1 ci-dessous.

Encadré 1. Les sept types de règles selon l'approche horizontale (Ostrom et Basurto (2011) traduit par Jean-Pierre Chanteau et Agnès Labrousse)

- Les règles de définition des **rôles** [*position rules*] définissent ces rôles. Elles peuvent aussi établir si un nombre défini d'acteurs doit occuper un rôle donné, indiquer une limite basse ou haute à ce nombre, ou encore une absence de limite (Ostrom, 2005).
- Les règles **d'accès aux rôles** [*boundary rules*] – également appelées règles d'entrée/sortie par Ostrom – définissent 1) qui est éligible à un rôle, 2) le processus déterminant qui sont les acteurs éligibles (ou affectés obligatoirement) à tel rôle, et 3) comment un individu peut (ou doit) quitter un rôle.
- Les règles **d'allocation** [*allocation/choice rules*] précisent ce qu'un acteur occupant un rôle doit ou peut faire, ou non, à un moment particulier du processus décisionnel, à la lumière des conditions rencontrées ou non à ce stade.
- Les règles sur les **procédures de décision collective** [*aggregation rules*] déterminent « qui doit décider » de procéder à telle action ou tel ensemble d'activités. Crawford et Ostrom ont décrit les diverses formes génériques que peuvent prendre ces règles de décision, en fonction des poids relatifs conférés à un acteur unique ou à de multiples acteurs. En l'absence d'accord, elles peuvent également préciser les résultats à atteindre.
- Les règles **d'information** [*information rules*] affectent le niveau d'information disponible pour les acteurs, aussi bien au sujet des actions elles-mêmes que du lien entre ces actions et leurs effets. Les règles d'information autorisent l'acheminement des flux d'informations vers les acteurs via tel ou tel canal, stipulent l'obligation, la permission, ou encore l'interdiction de communiquer aux acteurs occupants tel ou tel rôle, à tel moment de la décision. Elles déterminent aussi le langage et la forme de la communication (Crawford et Ostrom, 2005). Les règles informationnelles sont particulièrement importantes pour générer des informations sur les actions passées et permettre aux acteurs de savoir qui est fiable ou qui ne l'est pas (cf. Janssen et Ostrom, 2006).
- Les règles de **contribution et de rétribution** [*payoff rules*] jouent sur les coûts et bénéfices octroyés aux acteurs, à la lumière des résultats atteints et des actions menées par les acteurs (par exemple, la grille salariale utilisée par une administration ou une entreprise privée pour allouer les salaires aux employés à tel ou tel poste).
- Enfin, les règles de **ciblage des usages des ressources** [*scope rules*] déterminent quel résultat doit, peut ou ne peut pas être atteint dans une situation donnée. Dans les situations où il peut être plus difficile ou plus sensible d'établir des règles pilotant le comportement des joueurs que de piloter les résultats, les règles de ciblage s'avèrent particulièrement utiles. Par exemple, une règle limitant l'émission de certains types de polluants dans les cheminées industrielles plafonne les rejets sans avoir à spécifier l'éventail d'actions permettant d'arriver à ce résultat.

²⁰ Voir chapitre 1 pour la définition d'une situation d'action

Selon l'approche verticale, Ostrom (2005) distingue alors des types de règles en fonction de trois niveaux hiérarchiques d'action imbriqués (« nested ») i) le niveau opérationnel avec des règles qui affectent « au jour le jour » les utilisateurs en structurant ce qu'ils doivent, ne doivent pas ou devraient faire ii) le niveau collectif qui encadre l'élaboration des règles opérationnelles en étant lui-même structuré par des règles de choix collectives (qui participe ? Avec quelle position ? Avec quelle procédure ? et à partir d'informations et d'une évaluation des avantages et des coûts) iii) le niveau constitutionnel (local, national, supranational) qui encadre à son tour l'élaboration des règles de choix collectives. Cette conceptualisation verticale des systèmes de règles prend racine dans la théorie des choix publics et se concentre sur l'analyse des systèmes en examinant les caractéristiques des « situations d'action ». Ostrom accorde une grande importance à la question de savoir comment des formes organisationnelles et institutionnelles stables peuvent émerger uniquement grâce à l'interaction des individus dans des contextes tels que des « communs de ressources autoorganisés et autogouvernés » (Weinstein, 2013).

2.1.2 Propriété et théorie des « faisceaux de droits »

Ostrom a mis en évidence les confusions conceptuelles entourant la propriété commune en critiquant l'article de Hardin sur la "tragédie des communs". Elle a notamment clarifié les distinctions entre le caractère d'un bien (ressource commune ou bien public) et son mode de propriété, ainsi qu'entre propriété commune et accès libre. Elle a également souligné l'absence de définition précise des différents types de droits qui caractérisent tel ou tel mode de propriété (Weinstein, 2013). Pour résoudre ces confusions et en faisant référence au travail de l'économiste institutionnaliste John R. Commons (1924), Ostrom a développé une approche fondée sur la conception de la propriété en tant que faisceaux de droits distribués. Cette idée a été élaborée de manière détaillée dans l'ouvrage de Schlager et Ostrom (1992). Elle a mis l'accent sur la relation entre les règles et les droits de propriété, en identifiant cinq types de droits et selon deux niveaux. En premier lieu, un niveau opérationnel de droits de propriété où se situent les droits d'accès à la ressource commune et le droit d'obtenir un produit de la ressource (e.g. l'herbe d'un pâturage). Ensuite, un niveau dit de droits de choix collectif où se situent les droits de gestion, d'exclusion et d'aliénation :

- Gestion : le droit de réguler les modes d'utilisation interne de la ressource et les changements nécessaires à son amélioration. Selon (Orsi, 2013b), c'est au niveau du droit de gestion que se définit la gouvernance.
- Exclusion : le droit de déterminer qui aura un droit d'accès et comment ce droit peut être transféré
- Aliénation : le droit de vendre ou de louer l'un ou l'autre ou les deux droits de choix collectif susmentionnés

Cette conceptualisation de la propriété comme des faisceaux de droits distribués offre une perspective complexe sur les droits de propriété qui permet une analyse plus profonde en se distinguant des classifications traditionnelles entre propriété d'État, propriété privée et propriété commune (Orsi, 2013a). Elle permet d'analyser les modes de propriété en fonction de la distribution des droits qu'ils englobent, démontrant qu'un mode peut contenir des droits spécifiques sans nécessairement inclure le droit d'aliénation. Le Tableau 7 présente une synthèse de la typologie des faisceaux de droits.

Tableau 7. Distribution des faisceaux de droits selon les positions

	Propriétaire (Owner)	Propriétaire sans droit d'aliénation (Proprietor)	Détenteur de droits d'usage et de gestion (Claimant)	Utilisateur autorisé (Authorized user)
Accès et prélèvement (Access et Withdrawal)	X	X	X	X
Gestion (Management)	X	X	X	
Exclusion	X	X		
Aliénation	X			

Source : Schlager et Ostrom (1992, p252), traduit par Fabienne Orsi (2013b)

Selon Weinstein (2013), le système hiérarchisé de règles apparaît ainsi comme un véritable système politique avec non seulement des règles opérationnelles qui définissent l'accès et l'usage et donc un mode de droit de propriété, mais également des règles de choix collectives qui encadre les procédures pour pouvoir modifier ces règles (i.e. la gouvernance). L'auteur souligne qu'une des limites d'Ostrom dans son analyse est le manque de prise en compte des relations de pouvoir qui peuvent être présentes dans cette dimension politique. Dans ce sens, Ribot et Peluso (2009) affirment dans leur article que les relations de propriété ne sont pas suffisantes pour expliquer comment les individus obtiennent, contrôlent et maintiennent l'accès aux ressources. Les autrices proposent comme alternative aux « faisceaux de droits », une approche de « faisceaux de pouvoirs » par rapport à l'accès à une ressource. Elles définissent alors l'accès comme la capacité (*ability*) de tirer des avantages de quelque chose, élargissant ainsi la définition classique de la propriété en tant que le droit (*right*) de tirer des avantages de quelque chose. Les autrices préconisent de situer « les pouvoirs » dans les contextes sociaux et politico-économiques qui influencent les capacités des individus à tirer des avantages des ressources.

Un autre concept de la littérature qui nous paraît important pour l'analyse de la complexité de la gouvernance et au regard des droits de propriété dans notre contexte est la notion de pluralisme légal. Meinzen-Dick et Rajendra (2001, p11), définissent le pluralisme légal comme étant « la

coexistence et l'interaction de plusieurs ordres juridiques au sein d'un cadre social ou d'un domaine de la vie sociale ». Ces ordres juridiques peuvent provenir de l'État, de la religion, de la coutume, etc. Dans une situation où il y a une combinaison de différents ordres juridiques, les individus peuvent alors faire l'usage de plusieurs ordres pour rationaliser et légitimer leurs revendications, décisions et comportements. Dans ce cadre, les auteurs remettent également en question la vision de droits de propriété unitaires et fixes concernant l'utilisation de ressources naturelles. En effet, les différents ordres juridiques en présence peuvent être mutuellement constitutifs dans un processus de négociation, réinterprétation et de changements des règles et de lois.

Enfin, selon Ostrom (1990), l'émergence de modes de propriété pour résoudre des problèmes de gestion s'inscrit souvent dans une combinaison de dimensions individuelle et collective, accompagnée par l'intervention d'une diversité d'agents (individuels, public, privé) et par un mélange d'instruments publics et privés. Fennell (2011) propose le concept de « semi commun » en argumentant que, la propriété n'est jamais entièrement individuelle ni entièrement détenue en commun, mais représente toujours un mélange de types de propriété (« systèmes mixtes », p16). Par exemple, dans le cas d'une résidence de plusieurs lots de propriétaires, chacun est propriétaire de son logement, mais partage potentiellement des intérêts en commun entre voisins tels que l'ambiance de la résidence, des équipements, un lieu tel qu'un jardin partagé, la température du chauffage collectif, etc. Fennell (2011) souligne également qu'il est possible d'observer des combinaisons interactives de droits qui concernent à la fois les individus et les groupes, dans ce que l'on pourrait identifier comme des "communs". Dans le cas de la tragédie des communs, le problème n'émerge pas uniquement de la propriété commune, mais plutôt de l'interaction entre un élément détenu en commun (le pâturage) et des éléments possédés par des individus (la vache d'un éleveur). Cela rejoint dans une certaine mesure le concept de pluralisme légal vu précédemment avec cette fois-ci la présence d'une diversité de types de propriété qui sont distribués entre les acteurs.

Dans cette étude, nous mobilisons les notions de systèmes de règles et de « faisceaux de droits » pour décrire le fonctionnement de la gouvernance. Plus précisément, nous montrons à travers ce prisme la diversité des arrangements institutionnels en décrivant les différentes manières dont les individus sont organisés au sein d'une structure de gouvernance pour prendre des décisions relatives à la gestion de l'estive. Les notions de « faisceaux de pouvoirs » et de pluralisme légal nous permettent d'approfondir l'analyse des positions des individus, notamment sur leur rôle (accès, allocation) et par rapport à leur participation aux prises de décision. Enfin, les apports d'Ostrom et de Fennell sur la présence de combinaisons de dimensions individuelle et collective, d'une diversité d'agents et d'instruments (privés/publics) et de système de propriétés mixtes (« semi commun ») nous

permettent de mieux appréhender le concept de « commun » comme un objet complexe qui ne se résume pas strictement à la présence de ressources, gérées par une communauté avec des règles.

2.2 Gouvernance locale des ressources

2.2.1 Gouvernance locale « De jure » vs. « De facto »

Ostrom propose dans un ouvrage (Ostrom, 2005, p186) de distinguer les règles « de jure » qui ont été formellement autorisées par un gouvernement légitime et les règles « de facto » qui sont réellement utilisées par les participants. Adger et Luttrell (2000) montrent, dans un contexte d'utilisation de zone humide en Indonésie et au Cambodge que le mode de droits de propriété « de facto » est déterminé dans une certaine mesure par les caractéristiques biophysiques de la ressource. Les auteurs montrent que les droits de propriété « de jure » constituent cependant une part importante des décisions des individus en matière d'utilisation des ressources et peuvent souvent influencer le mode de propriété de facto. Agarwala et Ginsberg (2017) décrivent que la gestion communautaire de ressources peut être divisée en quatre catégories, i) des modes de gestion coutumière où les règles et l'autorité sont transmises par la tradition ou l'histoire, ii) de facto, où les ressources sont gérées par des communautés, mais sans précédent historique ou traditionnel, iii) de jure, où les ressources sont légalement gérées par la communauté, mais il peut y avoir d'autres modes de gestion de facto et iv) à la fois de jure et de facto, où la gestion peut inclure à la fois la reconnaissance d'un mode de facto existant et l'imposition d'un mode de gestion communautaire de jure.

Dans la littérature, des auteurs se sont intéressés à la gouvernance locale en mettant en perspective les gouvernances « de jure » et « de facto ». Par exemple, Sullivan et al. (2017) ont étudié la diversité institutionnelle présente au niveau de cinq communautés qui luttent contre une espèce invasive dans des forêts communautaires au Népal. Ces auteurs utilisent le terme « de jure » pour refléter les acteurs (institutionnels) hypothétiquement impliqués dans la gestion de l'espèce invasive et le terme « de facto » pour refléter les acteurs effectivement impliqués dans la gestion. Finalement, les auteurs montrent la présence d'hétérogénéité dans la gouvernance locale, mais également dans le degré d'efforts collectifs fournis pour gérer l'espèce invasive.

Nansikombi et al. (2020) ont analysé l'influence de qualité de la gouvernance « de facto » sur la déforestation en Zambie. À partir d'un exercice de cartographie participative, les auteurs classifient les différents dispositifs de gouvernance (« governance arrangements ») « de facto » en cinq catégories i) des forêts domaniales avec des restrictions d'accès et d'utilisation, ii) des forêts coutumières communales avec des restrictions traditionnelles d'accès et d'utilisation, iii) des forêts coutumières communales sans restrictions d'accès et d'utilisation, iv) des forêts coutumières

individuelles avec des restrictions d'accès et d'utilisation, iv) les forêts coutumières individuelles sans restrictions d'accès et d'utilisation et v) les forêts privées dont l'utilisation est décidée par le propriétaire foncier. Leurs résultats montrent que la qualité de la gouvernance de facto est faible et a un effet relativement limité sur la déforestation qui s'explique davantage par d'autres effets immédiats tels que la production de charbon de bois, l'agriculture et la proximité des routes.

Par rapport aux deux travaux précédents, notre travail se concentre sur la participation « de facto » des utilisateurs de la ressource dans les prises de décisions et non sur l'implication « de facto » d'un ensemble d'acteurs institutionnel ou encore sur la présence « de facto » de différents arrangements institutionnels définis selon le foncier et l'accès. Nous analysons la gouvernance sous le prisme des processus de prises de décision effectifs entre les acteurs et particulièrement par rapport à l'inclusion ou non des utilisateurs dans les prises de décision.

2.2.2 Processus de prise de décision et participation des acteurs

Elinor Ostrom dans son ouvrage 1990 identifie huit facteurs principaux (« design principles ») pour la gestion durable de ressources communes à partir de décennies de travaux portant sur l'analyse des institutions (voir Annexe 3). Un des facteurs énonce que « la plupart des personnes concernées par les règles opérationnelles peuvent participer à leur modification » (3^{ème} facteur). Une littérature importante indique que l'implication des communautés locales dans la gestion des ressources conduit généralement à l'élaboration de règles mieux ajustées aux réalités locales. De plus, cette participation accroît la motivation des participants à préserver leurs écosystèmes et augmente la probabilité de pérennisation des pratiques de préservation à long terme (Berkes et Folke, 1998; Sarker et Itoh, 2001; DeCaro et Stokes, 2013).

Theesfeld et al. (2017) montrent également que l'existence de règles formelles ou informelles peut impacter la participation des acteurs locaux dans les processus de prise de décisions à partir de données d'enquêtes réalisées en Thaïlande au niveau de villages et de ménages. Dans notre contexte, nous avons vu que les structures juridiques encadrent formellement le fonctionnement collectif. Par exemple, nous avons vu dans le chapitre 1 que la création des GP avec un statut d'association loi 1901 encadre « de jure » le fonctionnement du collectif tout en permettant une reconnaissance de la gestion préexistante de type communautaire du pastoralisme. En effet, le statut d'association loi 1901 oblige l'ensemble du groupe d'éleveurs à se réunir au sein d'une assemblée générale dans laquelle des décisions relatives à la gestion peuvent être prises collectivement. Ce statut les oblige encore à établir un règlement pour encadrer l'utilisation collective de l'estive. Nous verrons alors dans ce chapitre si ces règles d'encadrement « de jure » correspondent bien à la manière dont les entités collectives fonctionnent pour prendre des décisions relatives à la gestion de l'estive.

Une étude récente de Hayes et Murtinho (2023) s’est concentrée sur la compréhension des conditions de gouvernance au niveau de ménages d’une communauté qui facilitent des processus de prise de décision communautaire plus inclusifs. Les auteurs mobilisent le cadre d’analyse « Institutional Analysis et Development (IAD) » (Ostrom, 2011b) pour identifier et structurer un ensemble de facteurs liés aux attributs des ménages et aux conditions de gouvernance communautaire qui rendent plus probable l’engagement d’un ménage dans les réunions communautaires. Les résultats montrent que la fréquence des réunions et la formation des leaders peuvent promouvoir une plus grande inclusion et un accord global avec les décisions communautaires. Les résultats montrent également que la taille de la communauté a un effet positif sur la présence des individus aux réunions, mais négatif sur leur participation active. Notre analyse porte sur la caractérisation de la diversité de la gouvernance locale effective (« de facto »). Par rapport au travail de Hayes et Murtinho (2023), nous utilisons le cadre d’analyse des SSE (cf. chapitre 1) plutôt que le cadre IAD pour prendre en compte les conditions biophysiques du SSE dans lequel les individus interagissent au sein de situations d’action.

2.2.3 Dynamiques de gouvernance et modes d’accès

Dans un chapitre d’ouvrage intitulé « *Communs et gouvernance des ressources en accès partagé* », Lavigne Delville et al. (2023) proposent une grille de lecture concernant les dynamiques de gouvernance et les modes d’accès des ressources en accès partagé. Selon les auteurs, un mode d’accès se définit comme étant conditions par lesquelles des usagers peuvent accéder légitimement, c’est-à-dire de façon socialement acceptée, à une ressource donnée. Ils distinguent quatre principaux modes d’accès qui sont définis dans le tableau ci-dessous :

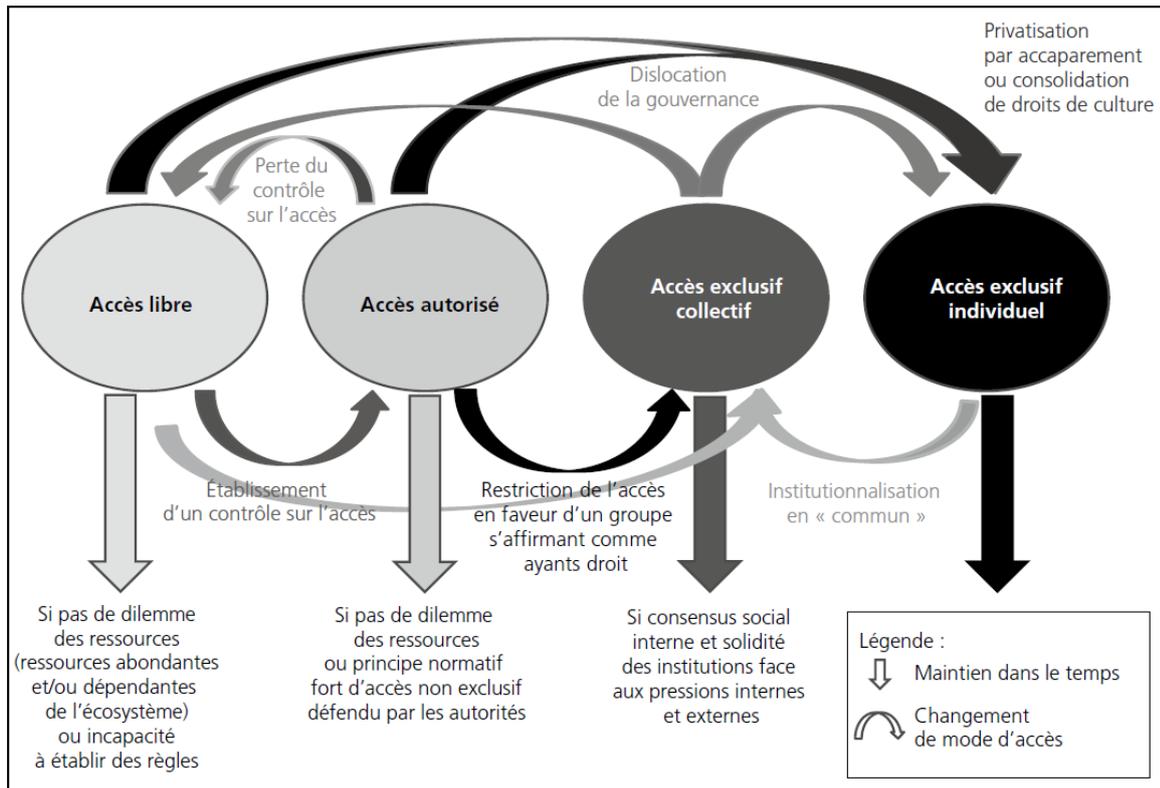
Accès libre (« open access »)	Accès autorisé	Accès exclusif collectif	Accès exclusif individuel
Personne n’est exclu de l’accès, aucune autorisation n’est nécessaire pour accéder à la ressource considérée	Obligation de demander l’autorisation d’accès à l’autorité qui contrôle la ressource ou la portion de territoire ; une demande peut être acceptée ou non et peut éventuellement être associée à un paiement (taxes ou redevances)	Un groupe social se définit, ou est défini par un pouvoir externe, comme détenant l’exclusivité de l’accès à la ressource ou à l’espace qui l’abrite, c’est-à-dire comme un collectif d’ayants droit	L’accès est réservé à un individu qui détient seul le droit d’accès et d’usage (mais peut éventuellement autoriser des tiers)

Source : extrait de Lavigne Delville et al. (2023)

Par la suite les auteurs affirment que le contrôle de l’accès est un enjeu essentiel de la gouvernance des ressources. Dans notre contexte, les estives ne sont pas des espaces en « accès libre », mais font l’objet d’une gouvernance avec la mise en place de règles d’accès (date de montée et descente des troupeaux, paiement de baccade). L’accès est régulé par l’entité collective gestionnaire

de l'estive, mais également par la présence de « droits d'usage » qui garantissent l'accès à des éleveurs locaux (cf. chapitre 1). Par rapport à cette gouvernance, Lavigne Delville et ses co-auteurs précisent qu'elle n'est pas figée dans le temps, mais qu'elle est influencée par les évolutions des contextes locaux, régionaux, nationaux, etc. De ce fait, les modes d'accès peuvent perdurer ou évoluer au cours du temps en fonction de certaines conditions économiques, démographiques et politiques (Figure 6).

Figure 6. Dynamique des modes d'accès aux ressources



Source : Lavigne Delville et al., (2023)

Les auteurs caractérisent une situation d'accès autorisé dès lors que des pouvoirs territoriaux arrivent à établir un contrôle de l'accès et un « commun » avec un accès exclusif collectif à partir du moment où il y a un groupe social (i.e. une communauté) qui utilise des ressources en contrôlant lui-même l'accès (i.e. règles d'accès). Les auteurs soulignent qu'un commun peut être démantelé en raison de décisions politiques externes, d'un affaiblissement des institutions ou encore par simple volonté des utilisateurs. Dans ce contexte, nous pouvons alors observer alors un glissement de l'accès exclusif collectif vers un accès libre ou un accès exclusif individuel par l'intermédiaire duquel les utilisateurs « ayant-droits » se partagent l'utilisation de la ressource entre eux en l'individualisant (i.e. privatisation). Nous trouvons cette grille de lecture pertinente dans notre contexte pour expliquer la diversité des formes de gouvernance, mais surtout leurs évolutions. Nous l'utiliserons notamment pour discuter les résultats.

3 Contexte

Les formes collectives liées au pastoralisme pyrénéen ont une origine associée à l'utilisation de "terres communes" utilisées par les communautés villageoises et dont l'usage était concédé par des seigneurs (Eycheune, 2020). Les ressources comme les pâturages, les forêts et les cours d'eau, sont gérées historiquement par la communauté avec des usages reconnus comme une forme de propriété. Les vallées à l'ouest des Pyrénées se sont formées en "syndicats de vallée" pour gérer les terres communes, tandis que l'indivision était la norme pour assurer la complémentarité entre les ressources hivernales et estivales.

En Europe, au 18^{ème} siècle, les penseurs libéraux ont prôné le partage des communaux et en France, la Révolution a remis en question les pratiques collectives au profit de la propriété privée. Cependant, par rapport à l'ensemble du territoire agricole français, certaines zones pastorales et notamment dans le massif pyrénéen ont échappé à cette logique d'extension de la propriété privée. Dans le département des Hautes-Pyrénées, la propriété en indivision représente aujourd'hui environ 55%²¹ des 145 000 hectares de surface pastorale collective. Le reste du foncier est détenu en très grande majorité par de communes propriétaires en propre.

Dans le chapitre 1, nous avons vu que le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées se caractérise par la présence de différentes formes de collectif présentes à différents niveaux i) la propriété ii) la gestion et iii) les pratiques pastorales. Nous avons vu également que ces différents niveaux correspondent à la hiérarchisation verticale des règles en trois niveaux imbriqués : opérationnel, collectif et constitutionnel. Nous allons voir ici que par rapport au travail de Schlager et Ostrom (1992), ces différents niveaux correspondent aux faisceaux de droits et à leur hiérarchisation et que selon les situations, ils se distribuent entre le propriétaire, l'entité gestionnaire et les éleveurs. Cette distribution des faisceaux de droits entre ces différents acteurs est également associée à une attribution de rôles et de devoirs pour la gestion de l'estive.

3.1 Une propriété collective

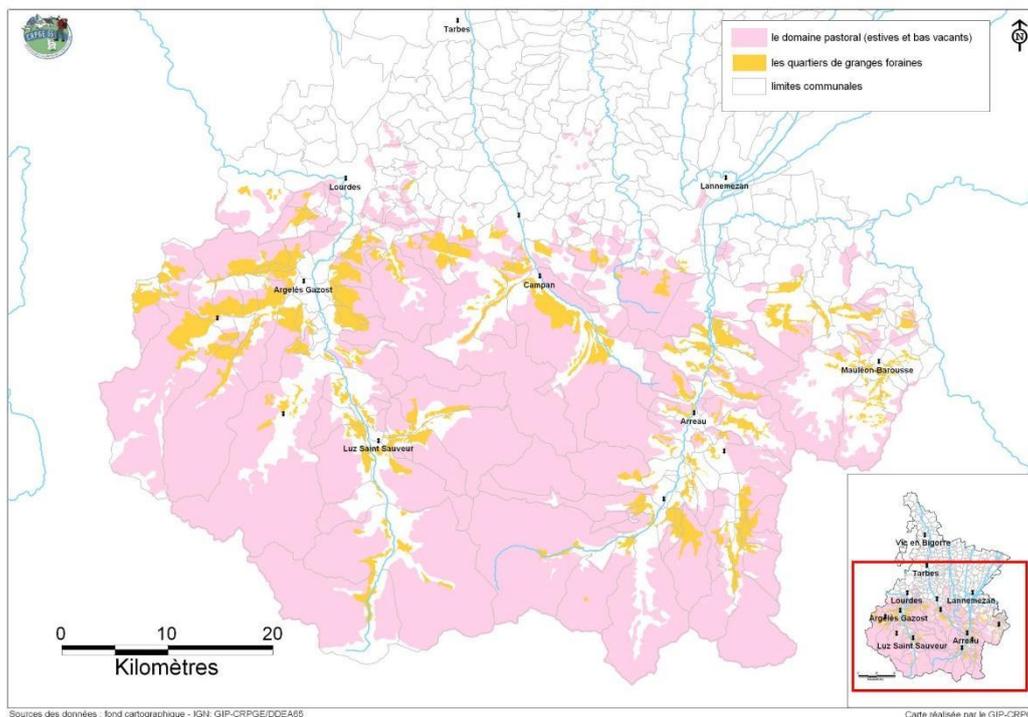
La Figure 7 nous montre la répartition du domaine pastorale (estive et bas vacants) et des quartiers de granges foraines²² en zone intermédiaire de basse altitude dans le département. La partie

²¹ Source : GIP-CRPG

²² Les quartiers de granges foraines, aussi appelés zone intermédiaire (cf. chapitre 1), sont utilisés au printemps et automne où les troupeaux séjournent et pâturent en moyenne montagne avant la montée en estive (Eycheune, 2011). Les quartier granges foraines sont relativement éloignées des sièges d'exploitation des éleveurs et leur utilisation est considérée comme une période de transition entre l'étable et l'estive pour les troupeaux. Les bas vacants se situent quant à eux entre les granges foraines et l'estives et font l'objet d'une utilisation collective. Ces différentes zones montrent l'utilisation en « étages » de la montagne par le pastoralisme au cours des saisons.

rose sur la figure correspond au domaine pastoral qui est caractérisé en très grande majorité par de la propriété publique. En effet, pour rappel, dans le département des Hautes-Pyrénées, plus de 80% des surfaces pastorales appartiennent soit à l'État soit aux collectivités locale (une ou plusieurs communes en propre ou en indivision). Le caractère collectif de la propriété détenue par les collectivités peut expliquer la présence potentielle de décisions collectives pour la gestion et de pratiques collectives des éleveurs sur l'estive, contrairement à l'échelle d'une exploitation individuelle où un éleveur prend ses décisions individuellement en fonction de ses propres intérêts.

Figure 7. Carte de la répartition du domaine pastoral et des quartiers de granges foraines en zone intermédiaire dans les Hautes-Pyrénées



Source : GIP-CRPGE

La partie jaune sur la Figure 7 correspond à des quartiers de granges foraines dont le foncier est souvent détenu par des propriétaires privés. Ce n'est pas parce que ces surfaces pastorales sont de la propriété privée qu'elles ne peuvent pas faire l'objet d'une utilisation collective. En effet, une partie de ces estives peut être gérée collectivement et une autre partie utilisée individuellement par les éleveurs avec la présence de clôtures qui séparent les surfaces collectives et individuelles sur les parties les plus basses proches des exploitations des éleveurs. De plus, une entité gestionnaire comme une AFP peut intervenir pour faire des travaux (e.g. piste ou clôture) sur la partie individuelle lorsqu'il y a un intérêt collectif dans leur réalisation, par l'intermédiaire, par exemple, de la construction d'une piste pour faciliter l'accès à l'estive. Dans ce cas, nous observons un continuum entre une utilisation

individuelle liée à la proximité des exploitations des éleveurs et une utilisation collective des surfaces pastorales. L'utilisation collective des surfaces pastorales ne se limite pas uniquement au caractère privé ou collectif de la propriété, mais peut également correspondre à des besoins liés à l'utilisation traditionnelle de l'espace montagnard.

La propriété collective se caractérise par la présence de droit d'usages détenus par des éleveurs locaux dont le siège d'exploitation se situe sur la ou les communes propriétaires en cas d'indivision du foncier (cf. chapitre 1). Ces droits anciens assurent aux éleveurs locaux l'accès aux ressources pastorales. Bien que profondément ancrés dans l'histoire, ces droits reposent sur un consensus social et politique, par l'intermédiaire duquel les collectivités propriétaires confirment la légitimité des éleveurs locaux à disposer des ressources pastorales (Eychenne et Lazaro, 2014). Les références aux usages jouent un rôle crucial pour sécuriser l'accès aux ressources face à l'arrivée d'éleveurs extérieurs tout en maintenant les terres pastorales en dehors des systèmes marchands et spéculatifs. Ces droits d'usage partagés, qui relèvent de la « coutume », différencient et hiérarchisent les utilisateurs des ressources, mais fournissent en parallèle un cadre structurant pour des groupes d'utilisateurs hétérogènes engagés dans des choix collectifs. Dans un contexte de déprise et depuis quelques décennies, certaines estives accueillent des éleveurs extérieurs pour pallier la baisse du nombre d'éleveurs locaux. Les troupeaux des éleveurs extérieurs peuvent dans certains cas être intégrés au troupeau collectif. Mais dans d'autres cas, les éleveurs extérieurs peuvent être marginalisés et situés sur des secteurs particuliers de l'estive de moins bonne qualité ou plus utilisés (Eychenne, 2020).

3.2 Une gestion collective

Nous avons vu dans le chapitre 1 que les entités gestionnaires se déclinent dans un premier temps en deux types (ou catégories) : des gestionnaires propriétaires de l'estive représentés par des collectivités et des gestionnaires utilisateurs représentés par des groupements pastoraux (GP) composés des éleveurs utilisateurs du pâturage. Les collectivités propriétaires ont la possibilité de déléguer les droits de gestion et d'exclusion à un GP par la signature d'une Convention Pluriannuelle de Pâturage (CPP) pour une durée de 5 ans. Cependant, les décisions concernant la réalisation de travaux d'aménagement et d'équipement sont partagées entre la collectivité propriétaire et le GP. Lorsque le propriétaire gère directement l'estive, il conserve l'ensemble des droits au niveau des choix collectifs. Les propriétaires se distinguent selon trois structures juridiques : les communes, les commissions syndicales (CS), les Associations Foncières Pastorales (AFP). Le Code Général des Collectivités Territoriales correspond à un ensemble de règles de choix constitutionnels, il encadre le fonctionnement « de jure » de ces trois structures juridiques. Ces règles peuvent concerner

notamment la définition des rôles des acteurs, leur allocation, les procédures de décisions collectives ou encore la contribution ou rétribution des coûts et bénéfiques (cf. Encadré 1).

Les estives peuvent être gérées directement par la commune propriétaire. Dans ce contexte, le maire et son conseil municipal ont le pouvoir de délibération concernant les règles de choix collectifs (aliénation, exclusion et gestion) et opérationnels (prélèvement et accès) qui encadrent la gestion et les pratiques. En cas d'indivision du foncier, des CS rassemblant plusieurs communes propriétaires sont créées. Leur création prend son origine dans un arrêté du gouvernement datant de 1805 répondant à la nécessité de gérer des litiges entre la section²³ et la commune, ou entre section (Joye, 2021). Les CS font l'objet d'une évolution juridique importante depuis le début du 19^{ème} siècle. Elles gagnent en autonomie par rapport aux communs propriétaires et en capacité d'administration par rapport aux communes propriétaires avec les lois successives de 1837, 1884, 1942 et 1985. Chaque conseil municipal des communes concernées par l'indivision désigne un nombre fixe de délégués pour composer la commission (Article L5222-1). L'élection du président peut représenter un enjeu de pouvoir dans la mesure où en cas de partage égal des voix, celle du président est déterminante. Les communes propriétaires transfèrent leurs droits d'exclusion et de gestion de l'estive à la CS. Cependant, les communes conservent leur droit d'aliénation et certaines décisions²⁴ de gestion doivent également faire l'objet d'une délibération des conseils municipaux des communes propriétaires de l'indivision (Article L5222-2). Nous pouvons alors affirmer que le droit de gestion est partagé selon deux niveaux i) le propriétaire (« Owner ») représenté par la commune ii) le propriétaire sans droit d'aliénation (« Proprietor ») représenté par des représentants des communes au sein d'une CS.

Les CS peuvent avoir pour objet de gestion le pastoralisme, mais également en parallèle d'autres activités telles que le tourisme ou l'exploitation forestiers. Dans ce contexte, elles sont amenées à faire des dépenses et à tirer des recettes concernant ces différentes activités. Les règles de contribution et rétribution liées au fonctionnement de la CS (cf. Encadré 1) sont établies entre les communes par délibération des conseils municipaux (Article L5222-2). La pluriactivité des CS peut alors les amener à constituer une sous-commission dédiée à la gestion du pastoralisme (4 CS sur 11 de notre

²³ Les sections de commune sont définies par l'article L. 2411-1 du code général des collectivités territoriales (CGCT) comme « toute partie d'une commune possédant à titre permanent et exclusif des biens ou des droits distincts de ceux de la commune ». Ces sections sont propriétaires de biens immobiliers, mobiliers ou de droits collectifs et leurs membres n'en ont que la seule jouissance collective. Les sections de communes sont la survivance d'une forme de propriété collective antérieure à la Révolution française. Source : <https://www.collectivites-locales.gouv.fr/institutions/administrer-les-sections-de-commune>

²⁴ Article L5222-2 du CGCT : « [...] les ventes, échanges, partages, acquisitions de biens immobiliers et les transactions qui s'y rapportent demeurent réservés aux conseils municipaux, qui peuvent autoriser le président de la commission à passer les actes qui y sont relatifs. »

échantillon). Nous avons également pu constater avec notre enquête ce mode de fonctionnement dans le cas de communes qui gèrent notamment des estives de grande taille. Comme dans le cas de certaines CS, les communes sont concernées par la gestion d'autres domaines d'activités que le pastoralisme (éducation, urbanisme et logement, activités culturelles, etc.). L'existence de cette pluriactivité et d'un groupe d'éleveurs utilisateurs important peut expliquer la création d'une commission dédiée à la gestion de l'activité pastorale lorsqu'elle celle-ci nécessite une charge de travail importante. Ces arrangements institutionnels mettent en lumière les travaux de Coase et d'Ostrom, dans la mesure où dans ce contexte, les CS ont été justement créées avec un fonctionnement propre pour faciliter la gestion de surfaces collectives en indivision entre plusieurs communes propriétaires.

Nous avons souligné dans le chapitre 1 que la loi pastorale de 1972 a établi un cadre et fourni des outils pour structurer les pratiques pastorales en montagne. Elle permet la reconnaissance du caractère collectif des pratiques à travers les GP d'une part, et les AFP d'autre part pour une gérer collectivement un foncier morcelé dont la gestion individuelle par des propriétaires privés est insuffisante voire absente. Les AFP rassemblent les propriétaires, y compris ceux qui sont totalement absents, et permettent la création d'un périmètre de gestion de parcelles, en particulier pour les communes qui possèdent des terrains dans les zones intermédiaires qui sont pentus et aux dynamiques de végétation rapides. Les AFP restreignent l'exercice du droit de propriété privé au nom de l'intérêt général, offrant aux élus communaux un outil de politique foncière dans les zones sous-exploitées, mais à fort potentiel pastoral (Eychenne, 2019). Dans le cas où une commune possède des terrains dans le périmètre, la création d'une AFP « autorisée »²⁵ par le préfet est possible lorsque les propriétaires possédants au moins 50 % de la surface des terres incluses dans le périmètre se sont prononcés favorablement.

Les AFP sont des collectivités territoriales dont le fonctionnement est également encadré « de jure » par le CGCT. Son fonctionnement repose sur trois éléments qui structurent notamment le processus de prise de décisions²⁶ : une assemblée générale (AG) de l'ensemble des propriétaires du périmètre de l'AFP qui élit un bureau (aussi appelé « syndicat ») qui à son tour élit parmi ses membres un président. Le rôle du bureau est de proposer à l'AG un programme de travaux et peut proposer des modifications statutaires de l'association. Il délibère tous les ans sur le budget et les comptes

²⁵ Il existe également deux autres types d'AFP : libre et constituée d'office. Les AFP libres sont constituées avec l'accord unanime des propriétaires concernés. Les AFP constitués d'office sont constituées d'autorité par le Préfet lorsque le manque d'entretien des terrains engendre des risques naturels importants. Dans notre contexte, il existe seulement des AFP autorisés.

²⁶ Source : GIP-CRPG, Fédération des estives de Corse, Guide des Associations Foncières Pastorales (2011)

administratifs de gestion. Le rôle de l'AG est quant à elle de délibérer sur les propositions du bureau et le président est chargé de l'exécution des délibérations et doit se réunir au minimum tous les 2 ans.

Les GP sont des associations d'éleveurs utilisateurs d'une estive dont la gestion a été déléguée par une commune propriétaire. Les GP ont, quant à eux, le statut d'association loi 1901 avec une AG de tous les éleveurs utilisateurs qui élit un conseil d'administration qui nomme à son tour un bureau. L'AG est également une opportunité pour les éleveurs de prendre des décisions concernant la gestion de l'estive (travaux, fréquentation, embauche d'un berger, contribution humaine et financière, etc.). Le bureau est composé d'un président en charge de représenter l'association auprès des tiers (e.g. l'administration) et de la signature de documents engageant l'association (e.g. MAEC), d'un trésorier qui est le responsable financier de l'association et d'un secrétaire en charge d'assurer le bon fonctionnement administratif et la communication interne. De la même manière que pour les structures juridiques de gestionnaires propriétaires, la loi française établit des règles qui définissent des rôles des acteurs, leur allocation et les procédures de décisions collectives. De plus, la loi oblige les GP à se doter d'un règlement intérieur qui peut encadrer à la fois la gouvernance, mais aussi la gestion de l'estive et qui doit être signé par l'ensemble des adhérents.

Nous avons vu dans le chapitre 1 (partie contexte) que les principaux rôles des entités gestionnaires consistent à gérer la fréquentation de l'estive, les équipements pastoraux, le recrutement, la gestion des bergers et la mise œuvre de la PAC. L'ensemble de ces activités peuvent nécessiter de prendre des décisions collectives entre le ou les responsables gestionnaires et avec ou sans les éleveurs. Nous venons de rappeler et de décrire en complément de ce qui a été mis en évidence dans le chapitre 1 comment les structures juridiques encadrent « de jure » les processus de prises de décisions. Cependant, comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 1, l'enquête montre l'existence de processus de prises de décisions « de facto » qui ne correspondent pas nécessairement aux cadrages « de jure » imposés par les structures juridiques et notamment concernant l'inclusion ou non des éleveurs.

3.3 Des pratiques pastorales collectives

Le caractère collectif du pastoralisme se manifeste également au niveau des pratiques pastorales entre les éleveurs par l'intermédiaire de la mise en commun de troupeaux et d'équipements (cf. chapitre 1). L'existence et l'organisation de ces pratiques collectives peuvent faire donner lieu à des prises de décisions en amont de la part de l'entité gestionnaire, avec ou sans les éleveurs. En effet, il peut être décidé que l'estive soit utilisée individuellement par les éleveurs sur leurs quartiers respectifs ou que les différents troupeaux des éleveurs soient mis en commun avec une utilisation collective de l'estive sans attribution particulière des différents quartiers aux éleveurs. La mise en

commun des troupeaux demande une organisation collective de la part des éleveurs pour la surveillance des troupeaux (maintien des troupeaux, soins, etc.). En l'absence d'un berger, la surveillance peut être mutualisée avec des éleveurs qui montent chacun leur tour sur l'estive pour surveiller les troupeaux. La mise en commun des troupeaux peut également signifier une mutualisation des pratiques sanitaires et de sélection génétique (Lazaro, 2015). Dans ce contexte, le rôle de l'entité gestionnaire consiste alors à contrôler que les règles sanitaires imposées par la réglementation, voire aussi les éventuelles règles sanitaires supplémentaires, soient respectées par l'ensemble des éleveurs. Le rôle de l'entité gestionnaire peut également comprendre la sélectionner sélection du ou des mâles reproducteurs qui seront montés sur l'estive.

Enfin, l'existence de pratiques collectives concerne également la mise en commun d'équipements pastoraux (clôture, parc de tri, pistes, passage canadien, cabane pastorale, etc.). En effet, la présence de ces équipements requiert des travaux (réalisation, entretien) qui peuvent être réalisés par le berger, les éleveurs ou bien sous-traités à une entreprise rémunérée. En outre, comme cela a été décrit dans le chapitre 1, la réalisation de travaux de débroussaillages et d'écobuages peuvent faire l'objet de pratiques collectives de la part des éleveurs. Comme nous l'avons vu dans la section précédente, le gestionnaire est également en charge d'encadrer la réalisation de ces activités. Cependant, pour des infrastructures importantes telles qu'une piste ou une cabane pastorale dans le cas d'une gestion déléguée à un GP, la collectivité propriétaire est responsable de leur financement et de leur construction.

4 Méthodologie

Cette partie a pour objectif de présenter la méthodologie utilisée pour cette étude. La première partie consiste en une présentation du cadre d'analyse mobilisé et la deuxième partie à présenter les données mobilisées pour l'analyse. La partie suivante vise à présenter la méthodologie utilisée pour la construction des deux typologies de mode de gouvernance et de mode de contribution et permet notamment de justifier les variables mobilisées dans les Analyses des Correspondances multiples (ACM). La 4^{ème} et dernière partie a pour but de présenter la méthodologie mobilisée pour catégoriser les estives du département selon les deux typologies construites et leurs caractéristiques biophysiques.

4.1 Cadre d'analyse

Pour analyser la gouvernance dans ce chapitre, nous nous attachons à décrire le fonctionnement de la gouvernance locale en fonction de la manière dont les individus « s'autogouvernent » en étant insérés dans une structure de gouvernance. Nous entendons ici structure de gouvernance comme le cadre institutionnel global composé d'institutions formelles (e.g.

lois, structures d'organisations) et informelles (normes et règles sociales partagées) imbriquées et hiérarchisées qui définissent les règles qui encadrent et influencent la gestion des ressources (Pahl-Wostl et al., 2007). Selon Benjamin Coriat (2013) « *un commun suppose, non seulement l'existence d'une ressource partagée à partir de la définition d'un faisceau de droits entre commonors, il suppose aussi l'existence d'une « structure de gouvernance « appropriée »* ». En effet, selon l'auteur, la transition d'une ressource commune vers un bien commun nécessite la constitution d'une entité d'utilisateurs. Cette entité serait chargée d'établir des directives concernant l'accès et le prélèvement de la ressource, de spécifier les individus légitimes ayant droit à ces privilèges tout en excluant d'autres, et enfin de superviser la conformité aux règles établies ainsi que de gérer les conflits susceptibles d'émerger suite à leur mise en œuvre.

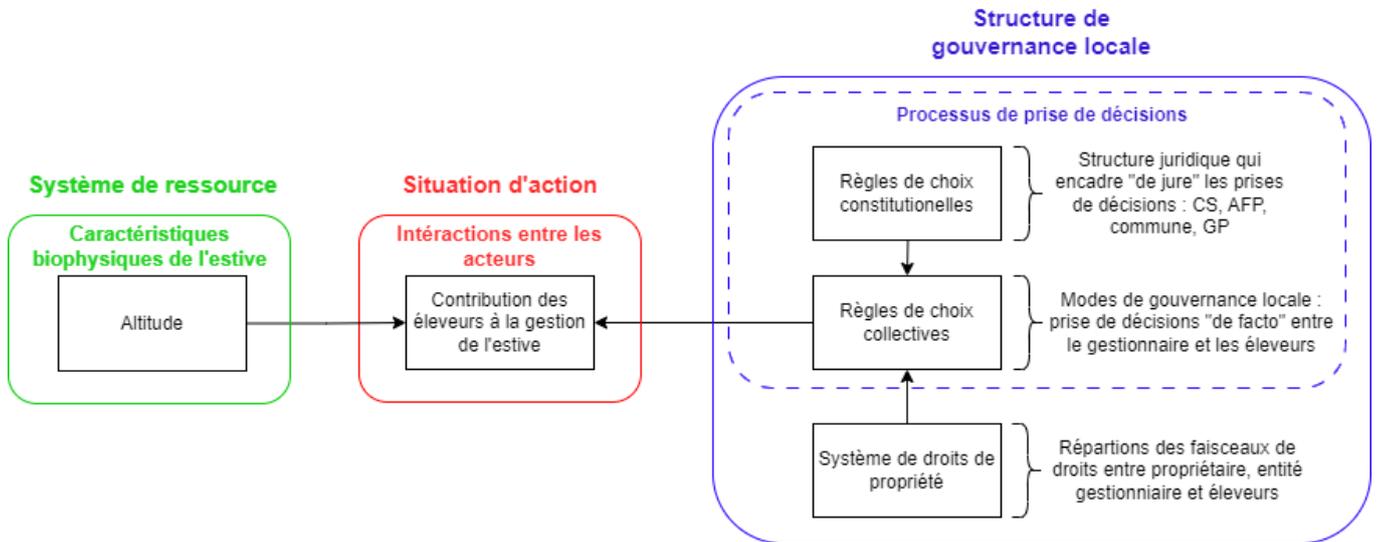
Nous avons vu que le statut juridique de l'entité gestionnaire (« de jure ») encadre, dans une certaine mesure, le mode de gouvernance locale²⁷ en définissant les rôles des acteurs, leur allocation d'acteurs ainsi que les processus de prise de décision (cf. partie 3). En effet, le fonctionnement de ces structures est encadré par la loi française et donc « *par des choix au niveau constitutionnel concernant les personnes qui sont ou devraient être habilitées à participer à la prise de décisions au niveau collectif et opérationnel* » (McGinnis et Ostrom, 2014, p3 ; cf. Chapitre 1). Le mode de gouvernance locale correspond au niveau de la gestion selon la théorie des faisceaux de droits de Schlager et Ostrom (1992). Il se caractérise selon la manière dont les décisions sont effectivement prises (« de facto ») entre le gestionnaire et les éleveurs. À son tour, ce mode de gouvernance locale peut avoir une influence sur la contribution des éleveurs dans la gestion de l'estive, ou autrement dit, sur l'action collective entreprise par les éleveurs pour la gestion de l'estive. Enfin, nous avons vu que la propriété se caractérise par la distribution de faisceaux de droits hiérarchisés entre les acteurs en relation avec un système de règles hiérarchisées qui définit notamment les rôles des individus et leur allocation.

Dans le chapitre 1, nous avons mobilisé le cadre d'analyse des SSE de McGinnis et Ostrom (2014) afin de décrire le SSE dans lequel s'inscrit le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées. Dans ce chapitre, nous nous intéressons particulièrement aux dimensions collectives présentes au niveau de la gestion du pâturage, c'est-à-dire, aux dimensions collectives qui se situent potentiellement au niveau du mode de gouvernance locale (i.e. prises de décisions) et de la contribution des éleveurs à la gestion (i.e. action collective). Nous remobilisons ici le cadre d'analyse des SSE, mais en concentrant l'analyse sur le système de gouvernance et sur une situation d'action dans laquelle les éleveurs peuvent

²⁷ Pour rappel, nous avons défini la gouvernance dans cette thèse comme « *l'ensemble prédominant de processus ou d'institutions par lequel les règles façonnant le comportement des utilisateurs sont établies et révisées* » (McGinnis, 2011).

interagissent et s'autoorganisent pour contribuer à la gestion de l'estive. La Figure 8 ci-dessous nous permet de présenter synthétiquement le cadre d'analyse mobilisé dans ce chapitre.

Figure 8. Représentation du fonctionnement de la gouvernance locale et de la contribution des éleveurs à la gestion



Source : Adaptation du SSE décrit par l'auteur dans le chapitre 1 selon le cadre d'analyse de Mcginnis et Ostrom (2014).

La partie centrale (rouge) représente la contribution des éleveurs à la gestion de l'estive ce qui correspond dans ce chapitre à de l'action collective dans la mesure où les éleveurs s'engagent collectivement ou non dans des activités pour la gestion de l'estive. Cette partie centrale s'assimile à une « potentielle » situation d'action présente dans le SSE dont la caractérisation n'est pas le sujet de ce chapitre (cf. chapitre 1). Nous avons vu dans le chapitre 1 que les situations d'action au cœur du SSE sont influencées par une sphère sociale et une sphère biophysique. La partie droite (bleu) correspond à la structure de gouvernance locale qui fait partie du système de gouvernance du SSE et qui est composée de trois éléments i) les règles de choix constitutionnels qui sont définies par la loi (« de jure ») et qui encadrent dans une certaine mesure ii) les règles de choix collectives qui sont définies par des prises de décisions entre le gestionnaire et les éleveurs (« de facto ») et dont la manière dont elles sont définies répond dans une certaine mesure à iii) la répartition des faisceaux de droits entre le propriétaire, l'entité gestionnaire et les éleveurs. Nous avons déjà décrit dans la partie contexte le fonctionnement des structures juridiques des entités gestionnaires et la distribution des faisceaux de droit selon les situations. La partie gauche (verte) correspond au système de ressource, c'est-à-dire l'estive, et se caractérise principalement par l'altitude (cf. chapitre 1). En effet, nous avons mis en exergue dans le chapitre 1 que les estives de haute altitude se distinguent des estives de basse altitude

selon leur taille, leur accès, la dynamique de végétation, la disponibilité en eau, etc., mais également selon leur utilisation par les éleveurs en intersaison ou pour la saison.

À partir de ce cadre, ce chapitre s'attache à décrire le fonctionnement du mode de gouvernance, la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion de l'estive ainsi que l'influence des caractéristiques biophysiques de l'estive pour montrer la diversité d'arrangements institutionnels et la présence ou non d'action collective entre les éleveurs.

4.2 Données

Les données utilisées dans cette étude sont issues de l'enquête Contracts2.0 quasi exhaustive (87 gestionnaires) menée dans le département des Hautes-Pyrénées entre mai et juillet 2020 dans le cadre du projet européen contracts2.0. Les thématiques de variables principalement utilisées dans ce chapitre sont les caractéristiques de l'estive, le modèle économique, la contribution en temps (éleveurs, gestionnaire) et la gouvernance. Ces données primaires sont complétées par des données secondaires des services pastoraux du département des Hautes-Pyrénées relatives à la fréquentation de l'estive par les éleveurs. Enfin, des données qualitatives issues de synthèses d'enquêtes réalisées par thématiques (e.g. gouvernance) sont mobilisées afin de préciser les résultats issus des analyses des données quantitatives.

4.3 Construction des typologies de modes de gouvernance locale et mode des contributions

Pour construire les deux typologies, nous utilisons des ACM à partir de variables qualitatives à plusieurs modalités. Stefan Partelow (2018), a réalisé une revue systématique de littérature d'articles mobilisant le cadre d'analyse des SSE de McGinnis et Ostrom (2014) sur les bases de données de Scopus et Web of Science²⁸. L'auteur a notamment analysé les variables utilisées dans les articles, les indicateurs proposés pour les mesurer et les suggestions de modifications de variables parmi les 90 articles retenus dans sa revue finale. Ce travail important a abouti sur la proposition d'un tableau des variables du cadre d'analyse des SSE avec l'ensemble des indicateurs qui ont été mobilisés dans les articles de la revue. Nous mobilisons alors ce travail important pour identifier les variables mobilisées pour notre analyse.

4.3.1 Typologie de mode de gouvernance locale

Le premier objectif de cette étude consiste à révéler différents modes de gouvernance locale *de facto* en fonction de la manière dont les décisions sont effectivement prises entre le gestionnaire et les éleveurs. Nous mobilisons alors des variables relatives aux règles de choix collectives. Le Tableau

²⁸ Les mots clés utilisés sont "social-ecological system," "framework," and/ or "Ostrom,"

8 ci-dessous présente les variables recensées par Partelow (2018) pour mesurer les variables du cadre d'analyse SSE :

Tableau 8. Variables recensées par le travail de Partelow (2018)

Variable du cadre d'analyse des SSE	Indicateurs recensés
Règles de choix collectives	<p><u>1. Présence de règles formelles et/ou informelles relatives à la participation des acteurs</u>, de procédures d'action collective et/ou de processus de prise de décision <u>pour modifier les règles opérationnelles</u> ; structure de gestion ; distinctions entre les groupes d'utilisateurs ; <u>2. Niveau d'implication des parties prenantes</u> ; <u>3. Processus par lesquels les institutions sont construites et les décisions politiques prises par des acteurs autorisés (ou autorisés à le faire)</u> ; règles définies par les acteurs impliqués en fonction de l'environnement local et des conditions politiques et économiques.</p>

Source : Partelow (2018), traduction de l'auteur

Les variables de gouvernance locale mobilisées pour l'ACM sont présentées dans le Tableau 9 ci-dessous. Elles sont relatives à l'organisation de réunion (1^{er} point), au niveau d'implication du gestionnaire dans la gestion du collectif (2^{ème} point) et à la participation des éleveurs aux prises de décision (3^{ème} point du tableau) :

Tableau 9. Présentation des variables mobilisées dans l'ACM

Indicateur identifié par Partelow (2018)	Variable correspondante identifiée pour l'ACM	Modalités de la variable
Processus par lesquels les institutions sont construites et les décisions politiques prises par des acteurs autorisés (ou autorisés à le faire)	Organisation d'au moins une réunion en 2019 et participation des éleveurs	Pas de réunion / réunion sans éleveurs / réunion avec au moins 50% des éleveurs / réunion avec plus de 50% des éleveurs
Niveau d'implication des parties prenantes	Implication (Homme/jour) du gestionnaire pour le fonctionnement du collectif	Inférieur à 0.6 h/j (1Q) / Entre 0.6 h/j et 1.25 h/j (2Q-3Q) / Supérieur à 1.25 h/j (4Q)
Présence de règles formelles et/ou informelles relatives à la participation des acteurs, pour modifier les règles opérationnelles	La participation des éleveurs et du gestionnaire d'estive (GE) aux prises de décisions (fréquentation, travaux d'entretien et TAP ²⁹)	Éleveurs / Éleveurs et GE / GE

Source : auteur

²⁹ Travaux d'Amélioration Pastorale (TAP) : ce sont des travaux relativement importants concernant des infrastructures telle que des clôtures, passages canadiens, parc de tri, cabane pastorale, etc.

La variable liée à l'organisation de réunion est intégrée à l'analyse pour voir si le fonctionnement du collectif implique des prises de décisions collectives ou non et si les éleveurs en sont partie prenante ou non. L'absence de réunion ne signifie pas qu'il y a une absence totale de prise de décision, mais peut marquer une faible présence de concertation entre les acteurs ou des prises de décisions spontanées et bilatérales entre les acteurs (gestionnaire et éleveurs).

La variable de participation aux prises de décisions est utilisée afin de mesurer l'inclusion ou non des éleveurs dans les prises de décision. Cependant, des décisions prises par les éleveurs seuls ou le gestionnaire seul ne signifient pas nécessairement qu'il n'y a pas de prises de décisions collectives. Il est possible que le gestionnaire ne s'implique pas dans la gestion, mais que les éleveurs le fassent collectivement en autonomie sans le gestionnaire. La prise de décision peut également se situer à un autre niveau que celui des éleveurs utilisateurs comme dans le cas de collectivité avec des décisions prises par des élus. Les décisions considérées dans l'analyse concernent la fréquentation des éleveurs locaux (éleveurs et nombre d'animaux) et la réalisation de travaux d'entretien et d'infrastructure. Malheureusement, nous ne pouvons pas inclure la prise de décision sur la fréquentation des éleveurs extérieurs dans l'analyse, car 40% des estives sont composées uniquement d'éleveurs locaux. Cependant, la décision concernant la fréquentation des éleveurs locaux est intéressante pour analyser les relations de pouvoir qui peuvent être présentes dans le collectif. En effet, les éleveurs locaux peuvent mettre en avant leur statut d'ayant droit et revendiquer le droit de pouvoir décider du nombre d'animaux qu'ils peuvent monter (cf. partie 2.1.2 « faisceaux de pouvoir »). Au contraire, les membres gestionnaires étant responsables de la gestion de l'estive peuvent décider seuls de la fréquentation des éleveurs locaux pour gérer au mieux la fréquentation globale sur l'estive.

Enfin, la variable d'implication en temps du gestionnaire est mobilisée afin de montrer s'il est impliqué dans le fonctionnement du collectif. La présence de décisions collectives peut coïncider avec un temps d'implication plus important du gestionnaire et notamment en raison du fait qu'une concertation peut nécessiter des efforts pour l'organisation d'une réunion collective, excepté dans le cas d'une estive petite avec peu d'éleveurs. Chacune de ces variables prises individuellement ne peut refléter la présence ou non de prises de décisions collectives. Cependant, une ACM avec ces variables permet d'analyser la façon dont fonctionne le mode de gouvernance locale et ainsi refléter dans une certaine mesure la présence ou non d'une gouvernance collective. Nous n'incluons pas le statut juridique de l'entité gestionnaire puisqu'il établit des règles « exogènes » qui sont définies par la loi pour encadrer la manière dont les décisions sont prises entre les acteurs (i.e. règles de choix constitutionnels « de jure »).

Par la suite, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) avec la méthode de Ward est réalisée afin d'identifier des groupes de gestionnaires homogènes au regard de la gouvernance locale. Cette méthode est la plus utilisée en minimisant l'inertie intraclasse et en maximisant l'inertie interclasse à partir des résultats de l'ACM afin d'obtenir des groupes les plus homogènes possibles. Nous utilisons la représentation du dendrogramme pour sélectionner le nombre de groupes d'entités gestionnaires homogènes. Sur le dendrogramme, si une branche est de taille importante, cela signifie que les deux groupes qu'elle divise sont fortement différenciés. Il est essentiel que le nombre de groupes choisis soit en accord avec les observations empiriques et qu'il évite de regrouper excessivement deux classes ayant une grande disparité interclasse.

L'utilisation de statistiques descriptives sur les variables de l'ACM permet d'approfondir l'analyse des axes et de caractériser les différents modes de gouvernance identifiés. Cette caractérisation est complétée par une analyse de données qualitatives recueillies pendant les entretiens et notamment au sujet de la gouvernance et du fonctionnement du collectif.

4.3.2 Typologie de mode de contribution à la gestion de l'estive

Le deuxième objectif consiste à révéler la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion du pâturage collectif en s'engageant ou non dans de l'action collective. Nous utilisons la même méthodologie que pour la typologie des modes de gouvernance. Dans un premier temps, nous mobilisons une ACM avec des variables relatives à la contribution des éleveurs à la gestion du pâturage. Dans un deuxième temps, nous réalisons une CAH pour identifier des groupes de gestionnaires homogènes par rapport au mode de contribution à la gestion. Pour révéler la contribution des éleveurs à la gestion, nous mobilisons deux catégories de variables du cadre d'analyse des SSE qui nous semblent les plus pertinentes pour refléter la présence ou non d'action collective entreprise par les éleveurs. Nous mobilisons finalement six variables. Les catégories de variables retenues et les indicateurs de mesure de ces variables recensées par Partelow (2018) sont présentés dans le Tableau 10 ci-dessous :

Tableau 10. Variables recensées par le travail de Partelow (2018)

Variables du cadre d'analyse des SSE	Indicateurs recensés
Activités autoorganisées	<u>Activités d'action collective pour gouverner le SES ; règles internes pour l'extraction et la gestion des ressources entre les utilisateurs.</u>
Partage d'information	Forums et médias pour tenir les acteurs au courant des développements ; méthodes de partage de l'information entre les utilisateurs ; <u>Échange d'informations concernant le processus de gestion par des moyens écrits ou oraux</u>

Source : Partelow (2018), traduction de l'auteur

Finalement, nous mobilisons 6 variables pour l'ACM (cf. Tableau 11). Dans un premier temps, nous utilisons des variables relatives aux activités autoorganisées. La première variable concerne le temps d'implication des éleveurs pour la réalisation de travaux d'entretien ou d'infrastructure. Cette variable est mesurée selon des tranches de temps d'implication moyen des éleveurs rapporté au nombre total d'éleveurs en fonction des quartiles de la distribution. Cette variable est corrélée à la présence potentielle de gardiennage dans la mesure où celui-ci peut être en charge de réaliser des travaux d'entretien en plus de la surveillance des troupeaux. Nous prenons alors également en compte la présence ou non de gardiennage. Ainsi, on cherche à savoir si le gardiennage se substitue ou pas au temps d'implication des éleveurs. La variable relative au gardiennage se décompose en 3 modalités : Pas de gardiennage ou individuel, gardiennage salarié, éleveurs gardien (EG). Un éleveur gardien est un éleveur de l'estive qui surveille l'ensemble des troupeaux de manière non permanente (montées régulières sur l'estive). Ce type de gardiennage non permanent est une organisation collective de la surveillance des troupeaux où l'EG coordonne cette surveillance en avertissant les éleveurs en cas de problème en échange d'une petite indemnisation annuelle du conseil départemental allant de 762 € à 1 220 €³⁰. Il se distingue des bergers/vachers salariés qui font du gardiennage avec une présence permanente sur l'estive (cabane pastorale) et qui sont responsables des travaux d'entretien et du soin des animaux sur l'estive. Le travail des bergers se substitue souvent totalement au travail des éleveurs en estive ce qui n'est pas le cas pour un éleveur gardien dont le rôle se limite à la surveillance des troupeaux.

³⁰ Source : <https://aides-territoires.beta.gouv.fr/aides/8689-aider-le-gardiennage-des-estives-par-des-elev/>

Tableau 11. Présentation des variables mobilisées dans l'ACM

Indicateur identifié par Partelow (2018)	Variable correspondante identifiée pour l'ACM	Modalités de la variable
Activités d'action collective pour gouverner le SES	Temps d'implication des éleveurs (H/j) par éleveur	Inférieur à 0,25 H/j / Entre 0,25 H/j et 1 H/j / Supérieur à 1 H/j
	Gardiennage	Rien ou individuel / Salarié(s) / Eleveur gardien (EG)
	Baccade	Oui / Non
	Externalisation à un tiers rémunéré	Oui / Non
Règles internes pour l'extraction et la gestion des ressources entre les utilisateurs.	Règlement et respect des règles	Pas de règle / Pas de non-respect des règles / Non-respect sans sanction / Non-respect avec sanction
Échange d'informations concernant le processus de gestion par des moyens écrits ou oraux	Réunion de préparation et/ou bilan avec éleveurs	Oui / Non

Source : auteur

La troisième variable mobilisée est la présence ou non de baccades³¹ et qui est corrélée au temps d'implication des éleveurs et à la présence de gardiennage. En effet, les baccades servent à financer ces activités. Cependant, la présence de baccades ne nous permet pas d'affirmer à elle seule une implication des éleveurs dans le collectif. D'un côté, les baccades sont une marque d'implication dans le sens où elles servent à financer le fonctionnement du collectif, les travaux d'entretien et les infrastructures. De l'autre, elles peuvent être une source de financement pour externaliser le travail de surveillance des troupeaux des éleveurs avec le recours à du gardiennage ou pour financer une entreprise pour l'entretien et la réalisation de travaux. Pour affiner l'analyse, nous utilisons une variable relative au recours à de la sous-traitance de tout ou une partie de la contribution des éleveurs à un tiers rémunéré pour cela depuis 2014. Les quatre variables relatives aux activités autoorganisées doivent être analysées conjointement, car elles ne permettent pas à elles seules de tirer des conclusions sur la façon dont les éleveurs s'impliquent dans des activités collectives sur l'estive.

Enfin, nous mobilisons une variable relative à la présence ou non de règles formelles (i.e. règlement intérieur) et si elles font l'objet de sanction ou non. Cette variable correspond à un indicateur recensé par Partelow pour caractériser les activités autoorganisées (cf. Tableau 10). Deux des huit facteurs institutionnels principaux identifiés par Ostrom pour une gestion durable d'une ressource commune (« CPR ») sont i) l'existence de règles qui encadrent l'utilisation de la ressource commune en concordance avec les conditions locales ii) un système gradué de sanction (Annexe 3).

³¹ La baccade est une taxe par tête de bétail montée sur l'estive par un éleveur

La présence de règles et de sanctions en cas de non-respect est un indice de présence d'une utilisation collective de l'estive de la part des éleveurs. En effet, elles encadrent l'utilisation collective de l'estive par les éleveurs en définissant notamment les dates de montée pour éviter des comportements opportunistes d'éleveurs (cf. chapitre 1) et la contribution des éleveurs aux travaux à réaliser (e.g. réfection de clôture).

Nous utilisons également une variable concernant la réalisation ou non d'une réunion de préparation et/ou bilan de la saison d'estive avec la présence des éleveurs. Cette variable est relative aux interactions et plus précisément au partage d'information entre les utilisateurs dans le cadre d'analyse des SSE. Dans notre enquête, nous avons demandé au gestionnaire quel a été l'objet des réunions organisées au cours de l'année 2019. Cette variable se distingue de la variable relative aux réunions qui est mobilisée dans l'analyse des modes de gouvernance dans la mesure où elle concerne uniquement les réunions de préparations de bilan et/ou préparation effectuées avec au moins une partie des éleveurs. En effet, ces réunions ont pour objet principal d'identifier et d'organiser les activités à réaliser pour la saison suivante. L'implication des éleveurs à ce type de réunion montre leur disposition à s'impliquer dans le collectif en cherchant à s'informer sur l'organisation de l'année et les travaux collectifs à réaliser.

4.4 Analyse de la pluralité des estives du département

La dernière partie de ce chapitre consiste à décrire la diversité des estives du département au regard de la gouvernance locale, de la contribution des éleveurs à la gestion de l'estive et de leurs caractéristiques biophysiques. Plus précisément, nous cherchons à savoir si les estives du département peuvent se distinguer selon différents groupes de caractéristiques homogènes en fonction de la manière dont les décisions pour la gestion sont effectivement prises, du niveau d'implication collective des éleveurs dans la gestion et enfin si l'altitude et la taille ont une influence sur cette gestion. En effet, nous avons vu que les estives du département se distinguent fortement selon l'altitude, qui définit des caractéristiques physiques (taille, accès, dynamique de végétation, etc.). Nous avons mis en évidence dans le chapitre 1 que, selon le cadre d'analyse de McGinnis et Ostrom (2014), un SSE peut être caractérisé par la présence de différents systèmes de ressources et de différents systèmes de gouvernances qui influencent les situations d'action situées au cœur de ce SSE.

Pour analyser cette diversité, nous utilisons encore une fois une ACM en mobilisant les deux typologies de modes de gouvernance locale et de modes de contribution, mais également une variable de caractéristique biophysique construite à partir de l'altitude et de la taille de l'estive. Nous introduisons la dimension de taille en plus de l'altitude, car cette caractéristique de l'estive est exogène

et très corrélée³² à la taille du groupe d'éleveurs utilisateurs de l'estive qui lui est endogène à la gouvernance locale. Mancur Olson, qui a particulièrement influencé Ostrom dans son analyse des institutions, accorde une importance particulière à la taille des groupes pour analyser les comportements des individus (Olson, 1965; Poteete et Ostrom, 2004). Olson suggère que, dans les grands groupes, il est nécessaire d'utiliser des mécanismes d'incitations pour coordonner efficacement les actions des individus. En revanche, dans les petits groupes et, jusqu'à un certain point, dans les groupes de taille moyenne, des mécanismes de coordination qui découragent les comportements opportunistes peuvent émerger spontanément. Par la suite, Ostrom va reprendre et développer cette idée pour analyser la capacité d'une communauté à résoudre des dilemmes, établir des systèmes de règles et « *« modes de gouvernance » adaptés aux problèmes précis auxquels ils sont confrontés* » (Weinstein, 2013). Ostrom (2009) identifie avec le cadre d'analyse des SSE, dix facteurs favorables à l'auto-organisation chez les utilisateurs de ressources naturelles dont une taille modérée du système de ressource et du groupe d'utilisateur.

Pour prendre en compte cette dimension de taille, nous discriminons les estives de basse et de haute altitude en fonction du fait que leur taille est inférieure ou supérieure à la médiane (pour chaque niveau d'altitude). Nous obtenons alors une variable à quatre modalités : basse/petite, basse/grande, haute/petites, haute/grande. Pour finir, comme pour les deux autres analyses précédentes réalisées pour la construction des typologies, nous utilisons une CAH pour révéler des groupes d'estives de caractéristiques homogènes au regard des éléments que nous venons de présenter dans cette partie.

5 Résultats

5.1 Des modes de gouvernance locale

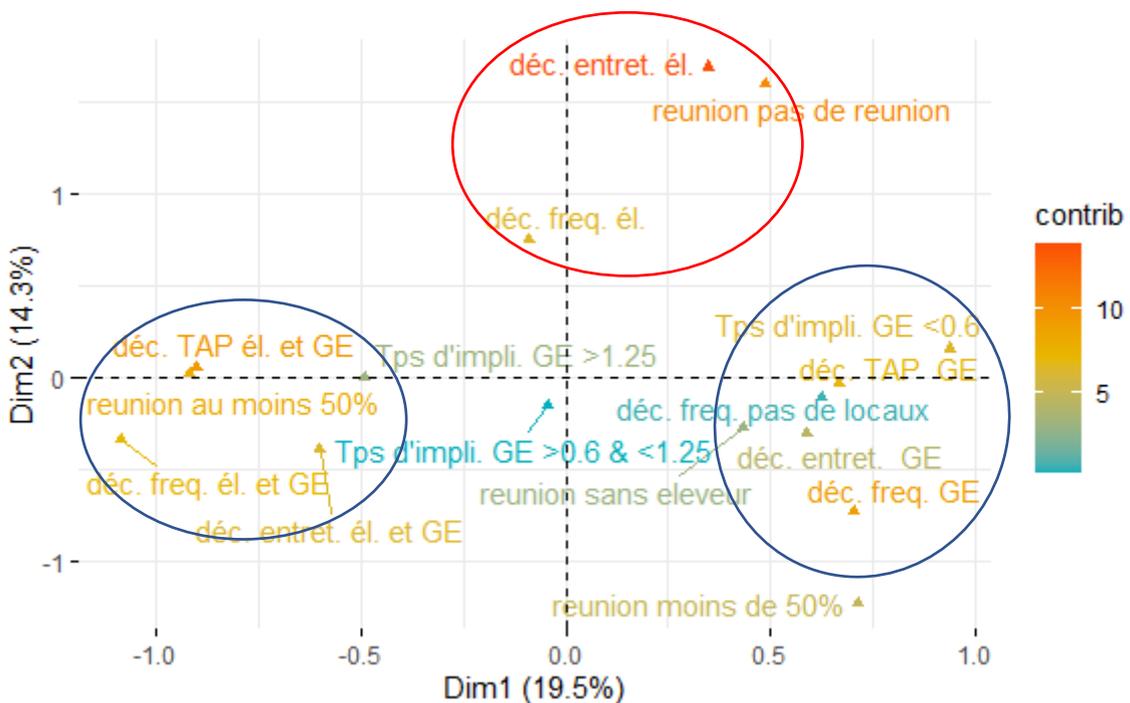
Les résultats de l'ACM permettent d'identifier des corrélations entre les modalités des variables utilisées pour caractériser des modes de gouvernances locales (cf partie 4.3). Les modalités des variables mobilisées pour l'analyse sont celles qui ont une contribution élevée (Figure 9 et tableau en Annexe 4 pour plus de détails).

L'analyse du premier axe (horizontal) permet de révéler le niveau collectif de la gouvernance en le distinguant d'une gouvernance descendante. En effet, par rapport aux valeurs négatives, nous trouvons les modalités des variables qui correspondent à l'organisation d'une réunion impliquant au moins 50% des éleveurs, des prises de décision effectuées conjointement entre éleveurs et gestionnaire et un temps d'implication du gestionnaire (Figure 9, ellipse bleue à gauche). Au contraire,

³² Coefficient de corrélation de 0,85 significatif à 1%.

la droite du graphique (ellipse bleue à droite) est caractérisée par des prises de décision effectuées par le gestionnaire sans inclure les éleveurs et un temps d'implication relativement faible. En résumé, le premier axe peut s'interpréter comme l'opposition entre un mode de gouvernance regroupant un collectif composé des éleveurs et d'un gestionnaire avec un mode de gouvernance où le gestionnaire est le seul décisionnaire. Nous proposons de désigner ces deux modes sous les appellations suivantes : respectivement gouvernance locale « communautaire » et gouvernance locale « descendante ».

Figure 9. Représentation graphique des résultats de l'ACM pour la construction de la typologie de mode de gouvernance



Notes : La légende à gauche représente l'intensité de la contribution des modalités des variables. Les ellipses représentent des groupes de variables corrélées entre elles avec une contribution significative.

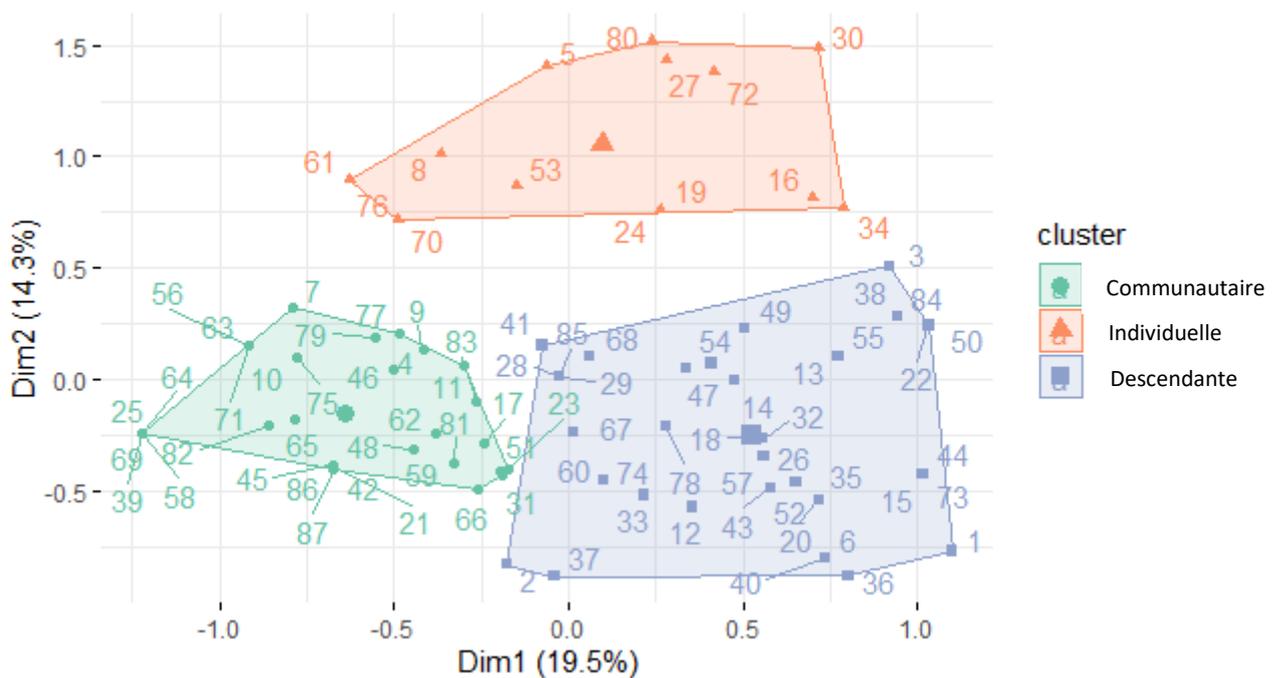
Source : auteur

Pour le deuxième axe (vertical), les valeurs positives correspondent à une absence de réunion collective et à des prises de décision réalisées par les éleveurs en autonomie (i.e. sans le gestionnaire) concernant la fréquentation des locaux et les travaux d'entretien (Figure 9, ellipse rouge). Les valeurs négatives sont associées à des variables avec une contribution relativement faible par rapport aux valeurs positives et n'apportent donc pas particulièrement d'informations supplémentaires. Ces corrélations de variables peuvent alors s'interpréter comme un mode de gouvernance que nous qualifions « d'individuelle » avec peu de prise de décision du gestionnaire et des éleveurs qui prennent des décisions individuellement. Ce 2^{ème} axe est par construction perpendiculaire au premier, cette gouvernance locale individuelle marque donc une singularité : elle caractérise les estives en processus

d'individualisation, processus qui peut se réaliser indépendamment du mode de gouvernance. Pour rappel, les estives exploitées par un seul éleveur ont été exclues de l'échantillon, ce phénomène concerne 9 estives dans le département.

Les résultats de la CAH avec la représentation du dendrogramme couplé au test de Duda/Hart vont dans le sens de notre interprétation des axes de l'ACM et suggèrent l'existence de trois groupes parmi les gestionnaires (Annexe 5 et Annexe 6). Le graphique ci-dessous représente les trois groupes identifiés sur le plan avec les 2 axes considérés dans l'analyse (Figure 10).

Figure 10. Projection des gestionnaires sur le plan avec identification des 3 groupes (clusters)



Source : auteur

Nous caractérisons ces 3 groupes à partir des variables de gouvernance utilisées dans l'ACM et des résultats présentés dans le Tableau 12. Les estives concernées par un mode de gouvernance « descendante » se caractérisent par une faible inclusion des éleveurs dans le processus de décision relatif au fonctionnement de l'estive. Ils sont 64% à ne pas inclure les éleveurs aux réunions et seulement 21% à les avoir inclus et avec la présence de moins 50% d'entre eux (Tableau 12). De même, les éleveurs sont peu inclus dans les décisions concernant la fréquentation des éleveurs locaux, les travaux d'entretien et les Travaux d'Amélioration Pastorale (TAP). En effet, 59% des gestionnaires prennent la décision sans les éleveurs pour, à la fois la fréquentation des locaux et les travaux d'entretien, et presque la totalité pour les TAP (90%).

Contrairement aux estives concernées par un mode de gouvernance descendante, les estives avec un mode communautaire se caractérisent par une présence importante des éleveurs dans le processus de décision. Près des ¾ de ces derniers ont fait au moins une réunion incluant plus de la moitié des éleveurs utilisateurs de l'estive (Tableau 12). De plus, les éleveurs participent davantage aux prises de décision. Même si les éleveurs locaux disposent d'un droit d'usage, 50% des entités gestionnaires avec un mode de gouvernance communautaire décident conjointement avec les éleveurs de leur fréquentation de l'estive. Ce résultat les distingue significativement des 2 autres modes de gouvernance qui ne prennent pas ou très peu cette décision de conjointement entre gestionnaire et éleveurs. En ce qui concerne les travaux d'entretien et les TAP, respectivement 76% et 79% de ces gestionnaires prennent ces décisions conjointement avec les éleveurs.

Tableau 12. Statistiques descriptives des variables de règles de choix collectives de la typologie de mode de gouvernance locale

	Descend.	Commu.	Indiv.
Règles de choix collectives			
Réunion 2019 (0/1)			
<i>Pas de réunion</i>	8%	3%	57%
<i>Réunion sans éleveur</i>	64%	26%	21%
<i>Réunion avec moins de 50% éleveurs</i>	21%	0%	0%
<i>Réunion avec plus de 50% éleveurs</i>	8%	71%	21%
Décision sur la fréquentation des éleveurs locaux (0/1)			
<i>Pas d'éleveurs locaux</i>	10%	3%	0%
<i>Éleveurs</i>	31%	32%	93%
<i>Éleveurs et GE*</i>	0%	50%	7%
<i>GE</i>	59%	15%	0%
Décision sur les travaux d'entretien (0/1)			
<i>Éleveurs</i>	8%	0%	86%
<i>Éleveurs et GE</i>	33%	76%	7%
<i>GE</i>	59%	24%	7%
Décision sur les TAP (0/1)			
<i>Éleveurs et GE</i>	10%	79%	43%
<i>GE</i>	90%	21%	57%
Temps d'implication du gestionnaire (par éleveur et par an) (0/1)			
<i>Inférieur à 0.6 h/j</i>	41%	9%	29%
<i>Entre 0.6 h/j et 1.25 h/j</i>	23%	29%	21%
<i>Supérieur à 1.25 h/j</i>	36%	62%	50%
Observation	39	34	14

*GE : gestionnaire d'estive

Les prises de décision conjointe correspondent à une implication en temps plus importante du gestionnaire dans le cadre d'un mode communautaire par rapport à ceux concernés par un mode de gouvernance descendante. En effet, en proportion, les gestionnaires avec un mode de gouvernance communautaire sont environ 4 fois moins avec un temps d'implication inférieur à 0,6 h/j par éleveur

et environ 2 fois plus avec un temps d'implication supérieur à 1,25 h/j par éleveurs par rapport aux gestionnaires avec un mode de gouvernance descendante.

Les gestionnaires avec un mode de gouvernance individuelle se caractérisent par peu de prise de décision collective. Plus de la moitié d'entre eux (57%) n'ont pas réalisé de réunion alors que très peu de gestionnaires avec des modes de gouvernance descendante et communautaire n'en ont presque pas effectué (Tableau 12). Les éleveurs sont relativement autonomes dans leur prise de décision puisque pour respectivement 93% et 86% des gestionnaires avec un mode de gouvernance individuelle, les éleveurs locaux décident seuls de leur fréquentation sur l'estive et concernant les travaux d'entretien. Les données qualitatives viennent confirmer les résultats de l'analyse. En effet, plusieurs gestionnaires interrogés déclarent que l'utilisation de l'estive par les éleveurs est individuelle (cf. Discussion). Le rôle du gestionnaire se résume alors à gérer les aides de la PAC, la présence d'éventuels conflits entre les éleveurs et la gestion de travaux importants, mais qui sont peu fréquents. Or, pour les deux autres modes de gouvernance locale, les gestionnaires sont également amenés à organiser des réunions collectives que ce soit avec les éleveurs ou entre membres gestionnaires, à organiser et gérer la réalisation de travaux et d'infrastructures collectives ou encore à veiller à ce que les règles soient respectées (e.g. date d'entrée et de sortie de l'estive).

Il s'agit ensuite de confronter la gouvernance de facto révélée par cette analyse avec la gouvernance de jure définie selon les statuts juridiques des entités gestionnaires. Le croisement statistique de la typologie de gouvernance et la structure du gestionnaire montre une dépendance statistique (Tableau 13). Cette dépendance est principalement liée au lien important entre le mode de gouvernance communautaire et les GP. Nous n'observons pas de dépendance statistique significative entre les 2 modes de gouvernance descendante et individuelle et le statut juridique (Pearson $\chi^2(3) = 6,62$; Pr = 0,16).

Tableau 13. Tableau de contingence croisant typologie de mode de gouvernance locale et la structure du gestionnaire

Typologie gouvernance	Structure juridique du gestionnaire				Total
	AFP	CS	Commune	GP	
Descendante	3	11	14	11	39
	8%	28%	36%	28%	100%
	50%	79%	52%	28%	45%
Communautaire	3	2	6	23	34
	9%	6%	18%	68%	100%
	50%	14%	22%	58%	39%
Individuelle	0	1	7	6	14
	0%	7%	50%	43%	100%
	0%	7%	26%	15%	16%
Total	6	14	27	40	87
	7%	16%	31%	46%	100%
	100%	100%	100%	100%	100%

Pearson chi2(6) = 17,7042 Pr = 0,007

Source : auteur

Cela s'explique par le fait que dans le cas des GP, les éleveurs doivent tous être adhérent et donc membre de l'assemblée générale pour élire le bureau représentatif de la structure gestionnaire. L'AG est un moment de rassemblement entre les éleveurs et les membres élus du bureau qui peut également faire office de réunion de préparation et de bilan dans lesquelles les décisions concernant la gestion sont prises. L'absence de dépendance statistique entre les modes de gouvernance descendante et individuelle est liée aux GP et aux communes qui se répartissent de manière relativement égale pour ces 2 modes. Les CS sont, quant à elles, à 79% liées au mode de gouvernance descendante (Tableau 13). La présence d'indivision du foncier implique la nécessité de gérer le pastoralisme entre des élus issus de différentes communes avec des règles concernant le nombre d'élus représentant chaque commune. Cela peut expliquer l'absence d'inclusion des éleveurs dans ces prises de décisions (cf. partie 3).

Nous pouvons penser a priori que la structure du gestionnaire qui encadre les processus de décisions va déterminer la manière dont les décisions sont prises. La réalité est plus complexe comme le montrent l'existence de ces 3 modes de gouvernance *de facto* et leur articulation avec le statut *de jure* de l'entité gestionnaire. Les résultats montrent également que malgré le fait que des éleveurs utilisent un pâturage collectif, ils ne sont pas nécessairement inclus dans les prises de décisions relatives à la gestion de l'estive. Cela va à l'encontre de l'idéal type d'une gestion « par les communs » selon la vision ostromienne. En effet, nous avons vu qu'un des huit facteurs fondamentaux pour la gestion de bien collectif identifié par Ostrom et concernant les arrangements de choix collectifs stipule que « la plupart des personnes concernées par les règles opérationnelles peuvent participer à la modification de ces règles opérationnelles. » (Ostrom, 1990 ; p90, traduction de l'auteur). Nous verrons dans la section suivante que les estives peuvent également se distinguer selon la manière dont les

éleveurs contribuent à la gestion de l'estive en étant plus ou moins impliqués ce qui reflète la présence de différents degrés d'action collective.

5.2 Des modes de contribution à la gestion

De la même manière que pour la typologie des modes de gouvernance, les modalités des variables prises en compte pour l'analyse sont celles qui ont des contributions élevées (Figure 11 et Annexe 10 pour plus de détail). Concernant le premier axe, les modalités des variables avec une valeur négative et dont la contribution est importante correspondent à l'absence de règles, de baccades ainsi qu'à l'absence d'externalisation à un tiers rémunéré et de gardiennage salarié (Figure 11, ellipse bleue à gauche). Les modalités des variables avec une valeur positive correspondent quant à elles à la présence de baccade, de règles avec des sanctions en cas de non-respect, d'externalisation, de gardiennage salarié ainsi qu'à l'organisation d'une réunion de préparation/bilan avec la présence des éleveurs (ellipse bleue à droite). Nous interprétons les résultats de cet axe comme l'opposition entre le fait que les éleveurs ne contribuent pas collectivement à la gestion de l'estive et un mix entre des contributions que nous qualifions de « collective » de la part des éleveurs ou « d'externalisée » lorsque des activités sont externalisées auprès d'un tiers rémunéré. Le groupe de modalités de variables qui correspondent à une absence de contribution à la gestion de l'estive fait transparaître une contribution que nous qualifions « d'individuelle ».

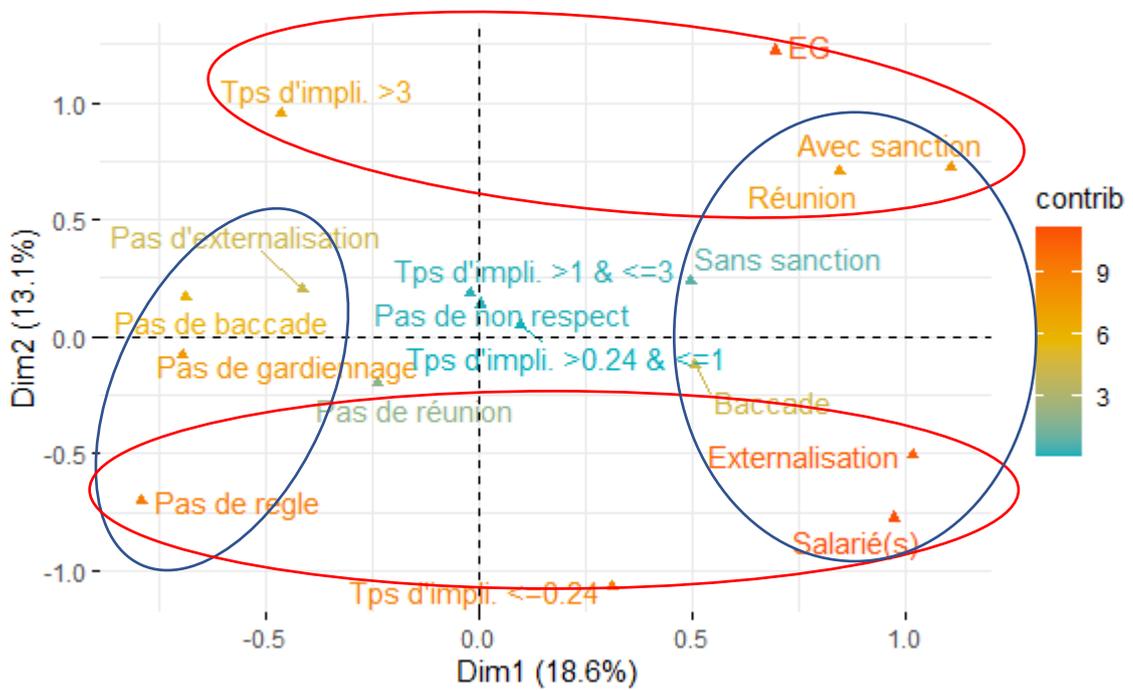
Les résultats du 2^{ème} axe nous permettent d'affiner l'interprétation des résultats du 1^{er} axe. En effet, les modalités des variables avec des valeurs négatives qui contribuent de manière importante correspondent à une absence de règle, peu de temps d'implication des éleveurs et au recours à du gardiennage salarié (ellipse rouge en bas). Au contraire, les modalités des variables avec une valeur positive correspondent à une implication importante des éleveurs, à la présence d'un éleveur gardien, à l'organisation d'une réunion et à des sanctions en cas de non-respect des règles (ellipse rouge en haut). Le deuxième axe oppose une contribution collective des éleveurs à la gestion et un mélange de contribution individuelle et externalisée avec la présence d'un gardien salarié.

Graphiquement et selon la contribution des modalités variables aux deux axes de l'ACM (Figure 11), il est difficile de conclure sur le nombre de groupes qui possèdent des caractéristiques homogènes par rapport à la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion de l'estive. Cependant, les résultats de la CAH avec son dendrogramme couplé avec le test de Duda/Hart³³ permettent de

³³ Le test de Duda/hart suggère la présence de 9 groupes, mais nous considérons par rapport à notre contexte que cela n'a pas de sens empiriquement (cf. Tableau 8-1 en annexe). D'après les résultats du test, le « pseudo T-squared » est faible et le « Je(2)/Je(1) » est élevé pour 5 groupes ce que nous considérons comme ayant davantage de sens empiriquement dans notre contexte quant aux différentes façon dont les éleveurs peuvent contribuer à la gestion de l'estive.

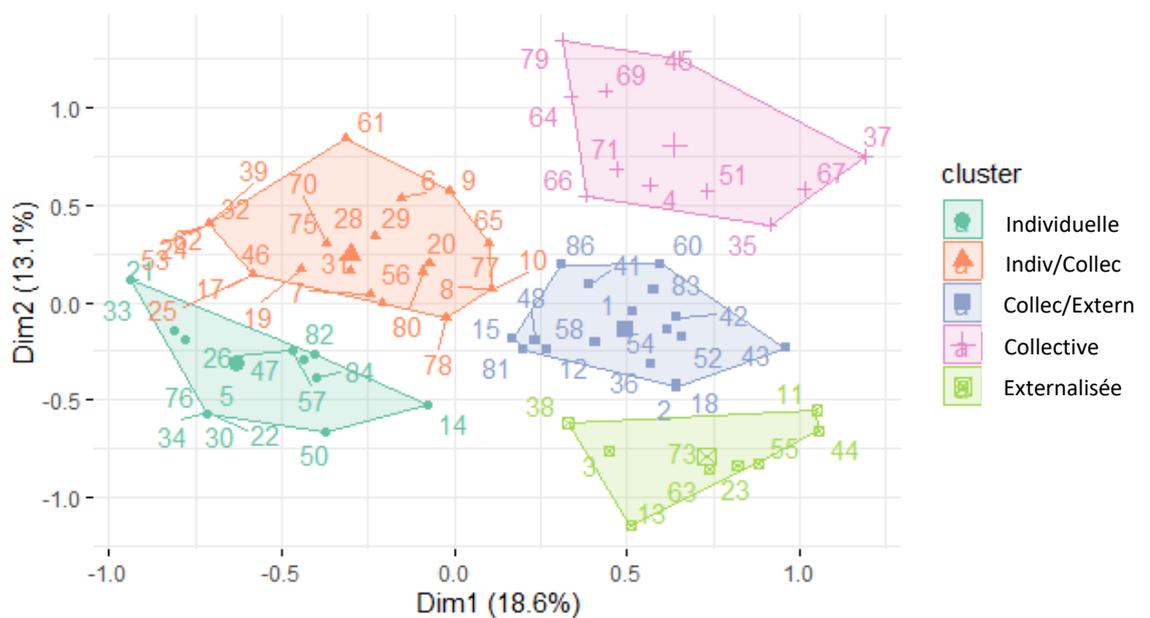
distinguer au moins cinq groupes relativement homogènes. La Figure 12 montre la projection sur le plan factoriel des gestionnaires selon les cinq modes de contribution révélés par la CAH.

Figure 11. Représentation graphique des résultats de l'ACM pour la construction de la typologie des modes de contribution des élèves à la gestion de l'estive



Source : auteur

Figure 12. Projection des gestionnaires sur le plan avec identification des 5 groupes (clusters)



De la même manière que pour la typologie des modes de gouvernance locale, nous caractérisons les cinq modes de contribution révélés à partir de statistiques descriptives des variables utilisées dans l'ACM (Tableau 14 ci-dessous). Les estives associées à un mode de contribution que nous qualifions d'individuelle se caractérisent par une absence totale de gardiennage salarié ou d'éleveurs gardien et une faible implication des éleveurs. Les éleveurs assurent en majorité individuellement la surveillance de leur troupeau et la réalisation de travaux sans avoir recours à un sous-traitant. Ce résultat permet également d'expliquer l'absence de baccades (76%) qui permettent de financer le recours à du gardiennage et le financement de travaux et d'infrastructure. Les résultats concernant les variables d'organisation de réunions collectives entre le gestionnaire et les éleveurs et la présence de règles viennent appuyer la caractérisation de ces estives avec une contribution individuelle des éleveurs. En effet, 95% des estives avec un mode de contribution individuelle se caractérisent par l'absence d'organisation de ce type de réunions et de règles.

Tableau 14. Statistiques descriptives des variables d'interaction de la typologie des modes de contribution à la gestion de l'estive

Activités d'action collective	Individuelle	Indiv/Collec	Collec/Extern	Collective	Externalisée
Temps d'implication des éleveurs (H/j par éleveur (0/1))					
<i>Inférieur à 0,24 H/j</i>	38%	3%	29%	0%	89%
<i>Entre 0,24 H/j et 1 H/j</i>	24%	24%	47%	18%	11%
<i>Entre 1 H/j et 3 H/j</i>	29%	28%	24%	45%	0%
<i>Supérieur à 3 H/j</i>	10%	45%	0%	36%	0%
Gardiennage (0/1)					
<i>Rien ou individuel</i>	100%	72%	29%	9%	0%
<i>Salarié(s)</i>	0%	10%	53%	9%	100%
<i>Eleveur gardien (EG)</i>	0%	17%	18%	82%	0%
Baccade (0/1)					
<i>Non</i>	76%	52%	18%	27%	0%
<i>Oui</i>	24%	48%	82%	73%	100%
Externalisation (0/1)					
<i>Non</i>	90%	97%	41%	64%	11%
<i>Oui</i>	10%	3%	59%	36%	89%
Règles internes					
Respect des règles (0/1)					
<i>Pas de règle</i>	95%	7%	0%	0%	33%
<i>Pas de non-respect des règles</i>	5%	83%	53%	18%	44%
<i>Non-respect sans sanction</i>	0%	10%	18%	9%	11%
<i>Non-respect avec sanction</i>	0%	0%	29%	73%	11%
Échange d'informations					
Réunion de préparation et/ou bilan avec éleveurs (0/1)					
<i>Non</i>	95%	90%	76%	18%	78%
<i>Oui</i>	5%	10%	24%	82%	22%
Observation	21	29	17	11	9

Source : auteur

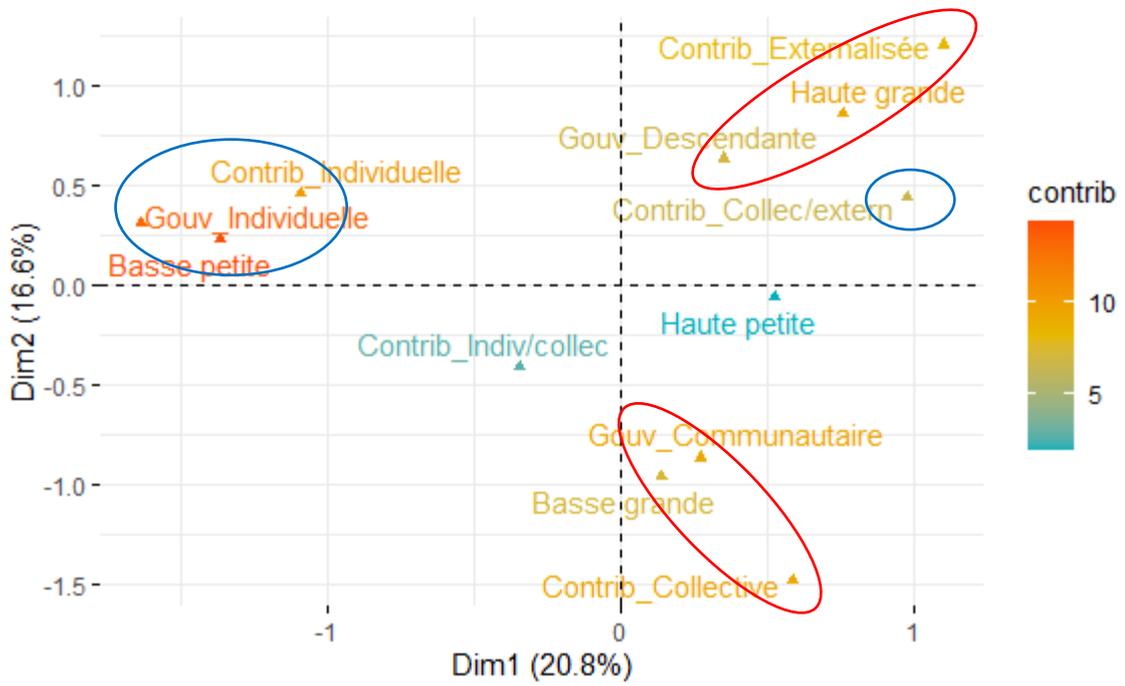
5.3 Un système socio-écologique du pastoralisme avec une pluralité d'estives

Nous venons de mettre en évidence dans les deux sections précédentes que les estives du département peuvent se distinguer selon une pluralité de modes de gouvernance locale et de modes

de contribution des éleveurs à la gestion du pâturage collectif. Dans cette section, nous caractérisons les estives selon ces éléments de gouvernance et de contribution ainsi que selon des caractéristiques biophysiques en utilisant l'altitude (basse ou haute) et la taille (en hectare). Nous cherchons donc à savoir si le SSE du pastoralisme du département des Hautes-Pyrénées se caractérise par des associations de différents systèmes de ressources et de gouvernances locales. Nous cherchons également à savoir si ces différents systèmes sont associés à différents degrés d'engagements des éleveurs dans de l'action collective (i.e. contribution collective des éleveurs à la gestion). Comme pour les deux typologies construites précédemment, nous utilisons une ACM pour révéler des corrélations entre les différents éléments de caractérisations des estives que nous venons d'évoquer.

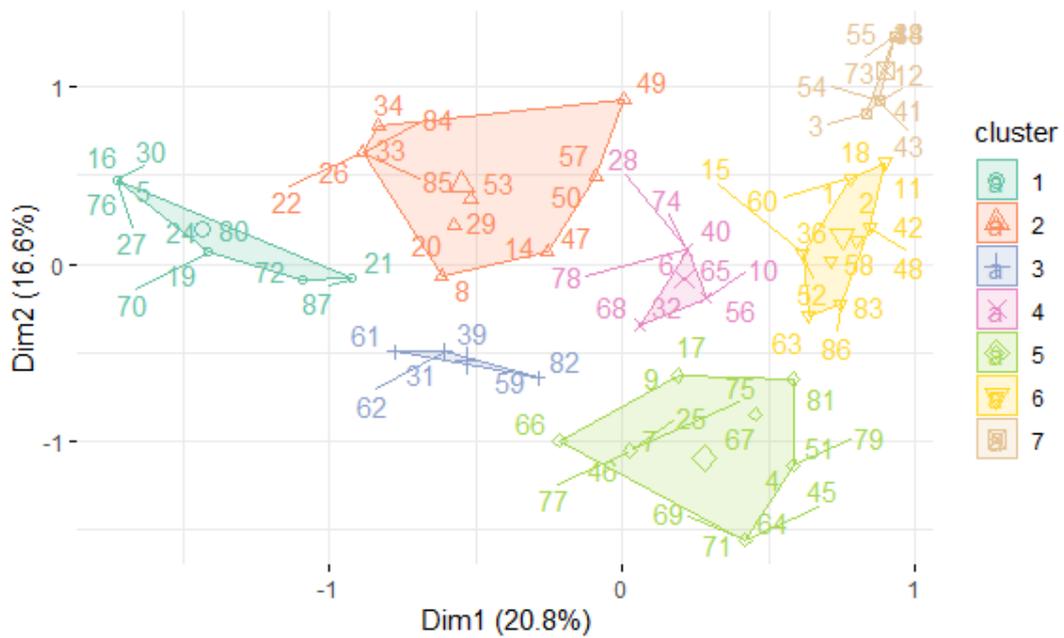
Les résultats du premier axe de l'ACM montrent que les modalités des variables avec une valeur négative et dont la contribution est importante correspondent à des estives de petite taille en basse altitude avec un mode de gouvernance locale et une contribution des éleveurs individuelle (cf. Figure 13, ellipse bleue à gauche). De l'autre côté de l'axe, la seule modalité de variable qui a une valeur positive avec une contribution relativement élevée correspond au mode présentant un mélange de contribution collective et externalisée (ellipse bleue à droite). Les résultats du deuxième axe quant à eux opposent de grandes estives de haute altitude avec un mode de gouvernance et un mode de contribution externalisée (valeurs positives, ellipse rouge en haut à droite) à de grandes estives de basse altitude avec un mode de gouvernance communautaire et une contribution collective des éleveurs (valeurs négatives, ellipse rouge en bas à gauche).

Figure 13. Représentation graphique des résultats de l'ACM pour caractériser les estives du département



Source : auteur

Figure 14. Projection des gestionnaires sur le plan avec identification des 7 groupes (clusters)



Source : auteur

Graphiquement et selon la contribution des modalités de variables aux deux axes de l'ACM (Figure 13), nous pouvons constater trois voire quatre groupes de variables distincts qui permettent de caractériser les estives selon le mode de gouvernance locale, le mode de contribution des éleveurs et les caractéristiques biophysiques. Cependant, les résultats de la CAH avec son dendrogramme couplé avec le test de Duda/Hart³⁴ permettent de distinguer jusqu'à sept groupes relativement homogènes (Annexe 11 et Annexe 12). La Figure 14 ci-dessus montre la projection sur le plan factoriel des groupes homogènes révélés par la CAH.

Les résultats finaux sont présentés sous forme de statistiques descriptives (Tableau 15) et illustrés par un graphique de synthèse des résultats (Figure 15). D'abord, les résultats montrent qu'il existe une correspondance entre les modes de gouvernance locale et les modes de contribution des éleveurs à la gestion de l'estive. En effet, les résultats de l'ACM montrent une corrélation entre gouvernance et contribution individuelles, entre gouvernance descendante et contribution externalisée et entre gouvernance communautaire et contribution collective (cf. Figure 15). Un test du khi-deux d'indépendance nous confirme qu'il existe bien une dépendance statistique entre les typologies de gouvernance et de contribution des éleveurs (Annexe 12 ; Pearson $\chi^2(8) = 21,2061$, Pr = 0,007).

³⁴ D'après les résultats du test, le « pseudo T-squared » est le plus faible tout en étant associé à un « Je(2)/Je(1) » relativement élevé pour 7 groupes homogènes ce que nous permet d'affiner la caractérisation des estives dans notre contexte.

Tableau 15. Statistiques descriptives des variables pour caractériser les estives selon les différents éléments du SSE

	1	2	3	4	5	6	7	p-val
Système de gouvernance								
Gouvernances locales de jure (0/1)								
AFP	0%	7%	0%	0%	0%	24%	10%	0.000
CS	8%	7%	0%	10%	6%	24%	60%	
Commune	67%	60%	33%	20%	12%	12%	20%	
GP	25%	27%	67%	70%	82%	41%	10%	
Gouvernances locales de facto (0/1)								
Descendante	0%	80%	0%	70%	6%	53%	100%	0.000
Communautaire	17%	0%	83%	30%	94%	47%	0%	
Individuelle	83%	20%	17%	0%	0%	0%	0%	
Système de ressource (estive)								
Altitude (0/1)								
Basse	100%	60%	100%	20%	71%	24%	0%	0.000
Haute	0%	40%	0%	80%	29%	76%	100%	
Accessibilité (0/1)	100%	93%	100%	50%	82%	47%	50%	0.001
Surface totale (ha)	67	551	212	1142	511	2135	6726	0.000
Acteurs								
Nombre d'éleveurs total	3	7	3	15	9	22	50	0.000
Pourcentage d'extérieurs	13%	33%	3%	44%	25%	60%	66%	0.000
Situation d'action (interaction)								
Mode de contribution (0/1)								
Individuelle	67%	73%	33%	0%	0%	0%	0%	0.000
Indiv/collec	33%	27%	67%	100%	41%	0%	0%	
Collec/extern	0%	0%	0%	0%	6%	71%	40%	
Collective	0%	0%	0%	0%	53%	12%	0%	
Externalisée	0%	0%	0%	0%	0%	18%	60%	
Observation	12	15	6	10	17	17	10	

Note : les p-values présentées dans la dernière colonne sont issues de test exact de Fisher pour les variables catégorielles et d'un test ANOVA pour les variables continues.

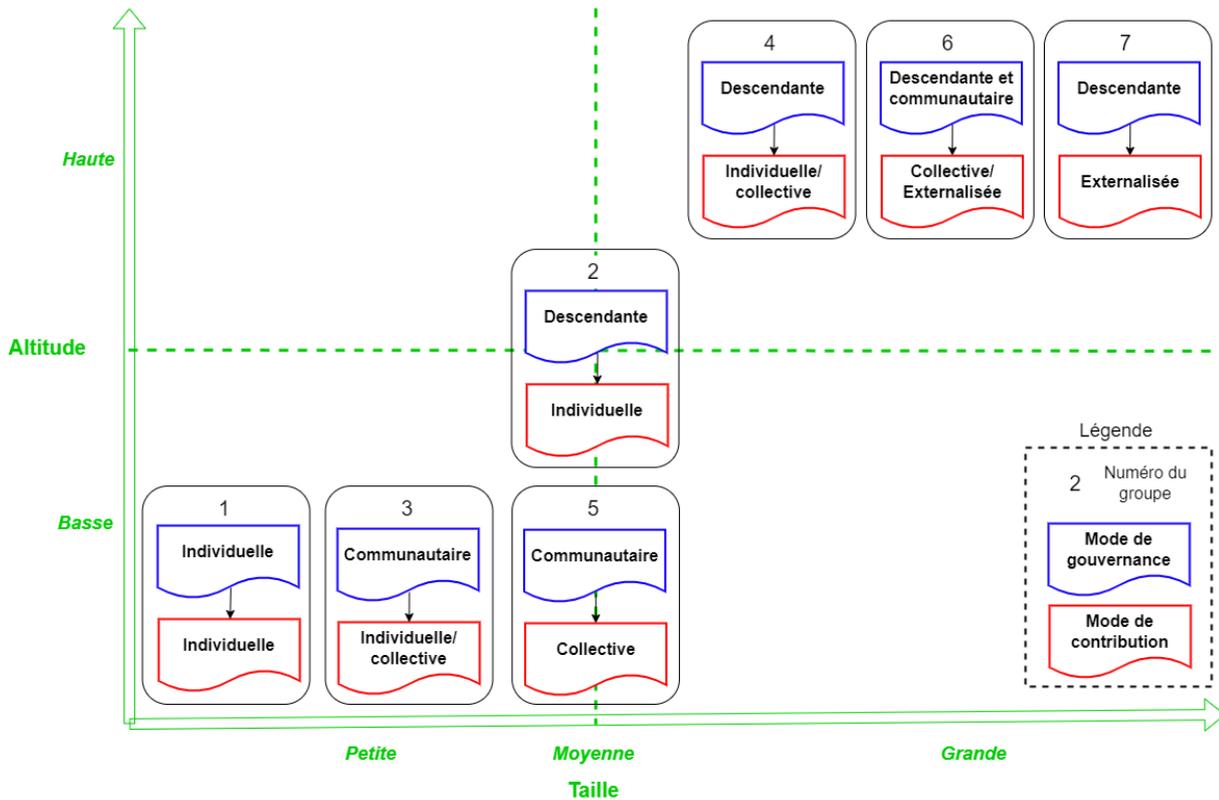
Source : auteur

Les résultats montrent également qu'il existe un lien significatif entre la typologie de contribution à la gestion et les caractéristiques biophysiques de l'estive (Pearson $\chi^2(12) = 33,9799$, Pr = 0,001). En effet, d'après le Tableau 15, nous pouvons observer que les estives avec un mode de contribution individuelle sont petites ou moyennes et se situent en très grande majorité en basse altitude uniquement (groupe 1 et 2). Les estives avec un mode de contribution collective sont en très grande majorité présente dans le groupe 5 et se caractérisent par une taille moyenne en basse altitude. Enfin les estives avec un mode de contribution externalisée se trouvent presque exclusivement en haute altitude (groupe 7). Alors que le mode de contribution qui représente un mélange entre des contributions individuelle et collective est présent à la fois sur des estives petites en basse altitude (groupe 3) et grandes en haute altitude (groupe 4), le mode de contribution à la fois collective et externalisée est présent uniquement en haute altitude sur des estives de grande taille (groupe 6).

Le mode de gouvernance locale est aussi en lien avec caractéristiques biophysiques de l'estive (Pearson $\chi^2(12) = 96,9478$, Pr = 0,000). D'abord, les estives avec un mode de gouvernance individuelle sont exclusivement situées en basse altitude et sont de très petite taille. De même, les

estives avec un mode de gouvernance communautaire se trouvent en quasi-totalité en basse altitude, mais sur des estives d'une taille plus grande que les précédentes. Enfin, les estives avec un mode de gouvernance descendante se situent principalement en haute altitude avec des estives d'une taille importante supérieure à la moyenne de l'ensemble du domaine pastoral des Hautes-Pyrénées.

Figure 15. Synthèse des résultats



Source : auteur

Nous pouvons conclure que les estives du département sont caractérisées par une pluralité d'associations entre les modes de gouvernance locale et les modes de contributions. De plus, ces associations correspondent dans une certaine mesure aux caractéristiques biophysiques de l'estive. En effet, les petites estives de basse altitude sont caractérisées par une gouvernance et une contribution individuelle alors que les grandes estives de basse altitude tendent vers une gouvernance communautaire avec une contribution collective. Les grandes estives de haute altitude tendent quant à elles à se caractériser par une gouvernance quasi-exclusivement descendante et, plus leur taille est importante, plus elles tendent vers une contribution des éleveurs à la gestion externalisée avec une part importante d'éleveurs extérieurs. Ces résultats corroborent avec les résultats empiriques de la littérature sur la gestion de ressources naturelles communes dans la mesure où dans notre contexte, les individus s'autogouvernent et s'autoorganisent en fonction des caractéristiques sociales et biophysique du SSE dans lequel ils interagissent.

6 Discussion

Les résultats révèlent que dans le département des Hautes-Pyrénées, le SSE du pastoralisme se compose d'une pluralité d'estives qui se distinguent selon leur mode de gouvernance et de contribution des éleveurs à la gestion ainsi que par leurs caractéristiques biophysiques. Les résultats montrent que les estives se particularisent selon une pluralité de modes de contribution des éleveurs selon trois principaux modes de contribution : individuelle, collective et externalisée. Nous distinguons également deux modes de contribution qui représentent des mélanges entre ces trois principaux modes. Ces modes de contribution sont plus ou moins associées à des modes de gouvernance locale : individuelle, communautaire et descendante. Les résultats montrent également que ces associations entre modes de contribution et de gouvernance sont liées dans une certaine mesure à l'altitude et la taille de l'estive. L'objectif de cette partie est donc de discuter ces résultats en apportant notamment des éléments qualitatifs supplémentaires.

D'abord, nous identifions des estives avec un mode de gouvernance descendante qui se caractérisent par des prises de décisions avec peu d'inclusion des éleveurs. Nous observons que les estives avec un mode de gouvernance descendante sont majoritairement gérées par des collectivités et que les CS sont particulièrement concernées par ce mode de gouvernance (79%). En effet, contrairement à un GP dont l'unique objectif de gestion est le pastoralisme, une collectivité territoriale possède d'autres objectifs d'intérêt général tels que l'attractivité touristique, la protection du milieu naturel, le maintien du tissu économique et social, etc. La gestion pastorale est parfois déléguée à une « commission pastorale » qui est composée de quelques membres seulement du bureau de la commission syndicale. Nous avons également pu observer ce mode d'organisation avec une commission pastorale dans le cas de communes qui gèrent des estives de grande taille et des groupes d'éleveurs importants. Le pastoralisme est donc un élément de gestion parmi d'autres qui est d'ailleurs lié aux éléments cités précédemment, et c'est particulièrement le cas pour les CS (cf chapitre 1). Les décisions prises par les élus des collectivités gestionnaires s'inscrivent dans une gestion élargie de l'estive avec des préoccupations supplémentaires par rapport à une gestion par un GP dont la gestion peut se restreindre à la préservation des intérêts des éleveurs.

Dans ce contexte, les droits de gestion sont distribués selon plusieurs niveaux ce qui peut expliquer la centralisation des prises de décisions autour des représentants élus des collectivités. Pour rappel, Orsi (2013a) souligne que c'est au niveau des droits de gestion que se définit la gouvernance dans la mesure où c'est ici que se définissent les règles de prélèvement des ressources. Les CS ont un niveau de prise de décision à une échelle supérieure par rapport aux structures juridiques d'entités collectives gestionnaires. En effet, les membres du bureau de la commission sont désignés en amont

par les conseils municipaux des différentes communes propriétaires de l'indivision et certaines décisions (e.g. travaux importants, contribution des communes au budget, etc.) doivent faire l'objet de l'approbation de l'ensemble des communes. Cela marque la présence de plusieurs niveaux de choix collectifs (gestion, exclusion, aliénation). La présence de ces différents niveaux de gestion induit des coûts de transaction plus importants avec la présence de transactions multilatérales (cf. introduction générale sur l'élargissement du théorème de Coase). Cela peut expliquer la non-inclusion des éleveurs utilisateurs dans les prises de décision relatives à la gestion.

Nous avons vu que les estives avec un mode de contribution externalisée sont en très grande majorité associées à un mode de gouvernance descendante tout en étant de grande taille et situées en haute altitude. La taille et l'altitude de l'estive demandent de fournir des efforts de coordination plus importants de la part des acteurs et donc réduisent la capacité des individus à s'autoorganiser. Le recours à de l'externalisation et à du gardiennage salarié explique la forte présence de baccades qui permettent de financer ces activités et de résoudre un problème lié à la fourniture de travaux et d'infrastructures collectifs de la part des éleveurs utilisateurs (i.e. problème du passager clandestin lié au bien collectif). Finalement, les éleveurs ne sont alors pas ou très peu impliqués dans la gestion de l'estive, mais la contribution des éleveurs est « marchandisée » avec une contribution financière importante de la part des éleveurs. Dans ce contexte, les éleveurs et notamment les locaux « ayant droit » ont un pouvoir de participation aux prises de décisions relativement limité. D'ailleurs, les estives avec une gouvernance descendante et une contribution des éleveurs externalisée sont composées en grande majorité d'éleveurs extérieurs. Cela montre que les gestionnaires, dans un contexte de déprise avec une baisse du nombre d'éleveurs locaux, gèrent la fréquentation de l'estive uniquement en fonction du besoin de prélèvement de la ressource en accueillant des troupeaux extérieurs en cas de nécessité.

Les estives avec un mode de gouvernance individuelle sont quant à elles caractérisées par une quasi-absence de prises de décision collective avec des éleveurs qui décident pour eux-mêmes. Les entretiens avec les gestionnaires dont les estives sont associées à ce mode de gouvernance montrent qu'elles peuvent se distinguer en deux groupes. Nous distinguons dans un premier temps des estives utilisées individuellement par les éleveurs locaux qui s'approprient la propriété communale de l'estive, comme le soulignent ces deux maires de communes lors d'un entretien i) « *c'est eux les patrons ici, c'est leur propriété, il n'était pas question de leur faire changer leurs habitudes* » ii) « *Il n'y a pas de règlement intérieur et tout est géré de façon individuelle chez les éleveurs sauf l'écobuage qu'ils font ensemble. Chaque éleveur décide du travail qu'il fera sur son quartier et la commune ne leur impose rien.* ». Un gestionnaire de GP évoque l'existence de tensions pour expliquer l'absence de prise de décisions collectives qui peuvent être habituellement prises en AG : « *En raison de tensions*

personnelles, on n'a pas pu faire d'AG pendant deux ans. Sinon la plupart des décisions sont prises en « AG » ou ne sont pas prises, chacun fait une gestion individuelle de son quartier ». L'ensemble de ces témoignages viennent également illustrer le lien entre le mode de gouvernance et le mode de contribution individuelle.

Le témoignage d'un gestionnaire permet distinguer dans un second temps des estives avec une utilisation « privative » de l'estive par les deux éleveurs locaux utilisateurs : *« les déclarations PAC se font par la commune, mais l'utilisation est gérée de façon individuelle par chaque éleveur. Il y a une clôture qui sépare les troupeaux des deux éleveurs empêchant qu'ils ne se mélangent. Les éleveurs font eux-mêmes leur écobuage de façon individuelle »*. Par rapport à la grille d'analyse proposée par Lavigne Delville et al. (2023) sur les dynamiques de gouvernance et des modes d'accès, nous nous trouvons dans le cas d'un glissement entre un mode d'accès exclusif collectif vers un mode d'accès exclusif individuel. Cette tendance à une utilisation « privative » des estives collectives du département concerne des estives gérées par des communes de très petites tailles et qui sont situées en très basse altitude (i.e. zone intermédiaire). Dans un contexte de forte menace d'abandon de l'utilisation de ces espaces liée à la déprise agricole, des éleveurs locaux utilisateurs s'approprient la gestion et l'utilisation de l'estive en se la partageant de manière individuelle. Cependant, nous identifions également un groupe d'estives avec un mode de gouvernance individuelle, mais qui sont utilisées collectivement. Cette absence de prise de décision peut s'expliquer alors par le fait qu'elles sont de petites tailles, avec peu d'éleveurs et peu d'infrastructures. Les décisions peuvent alors être prises ponctuellement et de manière informelle lors notamment de rencontres spontanées sur l'estive entre les éleveurs.

Le dernier mode de gouvernance locale que nous avons identifié a été qualifié de communautaire, du fait que le gestionnaire et les éleveurs utilisateurs décident ensemble des règles à établir et des activités à entreprendre. Dans ce sens, les éleveurs et les responsables de l'entité collective forment ensemble une « communauté » établie pour la gestion de l'estive. En effet, par rapport aux deux autres modes que nous avons identifiés, ce mode correspond à l'idéal type d'une gestion « par les communs » dans la mesure où les éleveurs (utilisateurs) participent à la définition et à l'élaboration des règles (Annexe 3, 3^{ème} facteurs, Ostrom, 1990). Cependant, le résultat du croisement avec la typologie des modes de contribution des éleveurs montre que les éleveurs ne sont pas nécessairement pleinement impliqués dans la gestion quotidienne de l'estive (particulièrement pour le groupe 3, partie 5.3). Nous expliquons encore une fois ce résultat par les caractéristiques biophysiques de l'estive. Les estives avec un mode de gouvernance communautaire et une contribution individuelle sont petites avec peu d'éleveurs et elles sont en quasi-totalité situées en basse altitude. Dans ce cas, chaque éleveur contribue individuellement et de manière ponctuelle à la gestion de l'estive. Nous concluons qu'en basse altitude, il existe différents types d'estive entre des

estives dont la tendance est à la privatisation (groupe 1) et des estives qui correspondent avec l'idéal type d'un commun avec des prises de décisions collectives entre le gestionnaire et les éleveurs et des éleveurs utilisateurs qui contribuent collectivement à la gestion de l'estive (groupe 5). Enfin, les estives avec une gouvernance communautaire et qui sont associées à un mélange entre un mode de contribution collective et externalisée sont quant à elles de grande taille avec un nombre relativement important d'éleveurs et en haute altitude (groupe 6). Ces éléments expliquent la tendance à l'externalisation avec la présence nécessaire d'un berger et la réalisation de travaux importants d'entretien (e.g. débroussaillage) d'infrastructures qui ne peuvent pas être réalisés directement par les éleveurs et sont donc sous-traités à une entreprise spécialisée.

Une limite de notre étude réside dans le fait qu'un autre facteur peut jouer un rôle important sur le fonctionnement du collectif, celui du « leadership » de la ou des personnes responsable(s) de la gestion d'estive (i.e. les gestionnaires). Mis à part le temps d'implication du gestionnaire, son rôle et son influence sur le fonctionnement du collectif n'ont pas pu être analysés dans le détail par manque de données. En effet, des travaux montrent que le « leader » d'une communauté peut avoir une influence sur l'action collective (Glowacki et von Rueden, 2015; Kosfeld et Rustagi, 2015; Lobo et al., 2016). Le déroulement des entretiens et l'organisation d'ateliers participatifs regroupant plusieurs types d'acteurs dont des gestionnaires d'estive ont montré qu'il existe une diversité de gestionnaires qui se distinguent par leurs pratiques managériales, leur personnalité, le fait d'être éleveur ou non (dans le cas d'un élu), leur ancienneté ou encore selon leur volonté plus ou moins importante d'assumer leur rôle³⁵. La moyenne d'âge des responsables gestionnaires interrogés est de 55 ans, environ 42% ont plus de 60 ans et ils sont en poste en moyenne depuis environ 12 ans. Des gestionnaires se plaignent de ne pas pouvoir passer la main dans la mesure où personne n'est volontaire pour les remplacer. Les caractéristiques du gestionnaire peuvent en partie déterminer le fonctionnement du collectif. Cette dimension mériterait à l'avenir d'être approfondie pour mieux analyser l'influence de la capacité de « leadership » du gestionnaire sur le fonctionnement du collectif, surtout dans un contexte de crise de vocation à assumer cette responsabilité.

7 Conclusion

L'objectif de ce chapitre est d'analyser les dimensions collectives qui peuvent être présentes dans la gestion des estives du département des Hautes-Pyrénées. Nous montrons que les dimensions collectives peuvent se situer à plusieurs niveaux dans le processus de gestion : en amont au niveau du

³⁵ Certains gestionnaires veulent passer la main en raison de leur âge, leur lassitude, de la charge de travail importante qui pèse sur eux, etc. Cependant, ils restent gestionnaires, car aucun éleveur n'a la volonté de prendre cette responsabilité.

processus décisionnel (i.e. niveau des règles de choix collectives) et en aval au niveau opérationnel (i.e. niveau des règles de choix opérationnelles). Les résultats ont permis de révéler l'existence d'une pluralité d'estive selon une hybridation en fonction de la manière dont les décisions de gestion sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs (i.e. la gouvernance locale) et de la manière dont les éleveurs contribuent à la gestion (i.e. mode de contribution). Cette gestion des estives est également influencée de manière importante par la sphère biophysique du SSE. Enfin, nous montrons que la gestion des estives ne fait pas nécessairement l'objet d'une gestion qui correspond à l'idéal type de « la troisième voie » d'Ostrom, c'est-à-dire « par les communs », dans la mesure où les utilisateurs de la ressource ne sont pas forcément présents dans le processus de gestion. Les résultats montrent également que peu d'estives correspondent à une gestion « par les communs » et que certaines sont mêmes assujetties à une individualisation de l'utilisation par les éleveurs ou encore que d'autres sont gérées selon une logique qui s'approche de celle du marché (« semi-commun »). La gestion des estives du département est influencée par des évolutions du contexte socio-économique et démographique ce qui peut expliquer une hybridation entre plusieurs types de gestion.

Note de transition 2

Le chapitre 2 a concentré son analyse sur les dynamiques de gouvernance locale et d'action collective dans le cadre de la gestion des estives. Le chapitre 3 a pour objet l'évaluation des dispositifs de la PAC sur le chargement animal des estives en analysant notamment l'influence de la gouvernance locale sur les dispositifs. Les résultats montrent que la mesure SHP s'avère efficace sur les estives en déprise en maintenant voire en augmentant le chargement animal. Cependant, l'efficacité de la SHP est compromise par les Droits à Paiement de Base (DPB), révélant un manque de cohérence entre ces deux politiques publiques. Les résultats montrent des effets différenciés de ces dispositifs. La SHP est plus efficace dans les zones non éligibles aux MAEC localisées, principalement situées en estives basses, qui sont davantage touchées par la déprise. Les DPB stimulent le chargement animal principalement dans les estives situées dans les zones éligibles aux MAEC, renforçant ainsi les inégalités d'attractivité entre les estives de basse et de haute altitude. Les résultats montrent aussi que la gouvernance locale joue un rôle dans la mise en œuvre de la SHP. La SHP est efficace dans le cadre d'un mode de gouvernance communautaire où les décisions sont prises conjointement par le gestionnaire et les éleveurs.

Mots clés : *pastoralisme, incitations économiques collectives, évaluation quasi-expérimentale, gouvernance locale.*

Chapitre 3 - Évaluation de l'effet de la politique agricole commune sur le chargement animal des estives dans les Hautes-Pyrénées

1 Introduction

Nous avons vu dans le chapitre 1 que la gestion des estives dans les Hautes-Pyrénées implique de gérer différentes ressources associées à des dilemmes sociaux. Cette gestion s'inscrit dans un contexte de déprise agricole avec une baisse structurelle du nombre d'éleveurs locaux. Nous avons vu que cette gestion est d'autant plus complexe qu'elle implique l'articulation entre une dimension collective qui correspond à la gestion de la l'estive par une entité composée d'un gestionnaire et des éleveurs et une dimension individuelle avec les éleveurs utilisateurs de l'estive qui possèdent chacun leur troupeau issu de leur exploitation. L'objectif principal de ce chapitre est d'évaluer l'effet de deux dispositifs de la PAC sur le chargement animal des estives qui sont mis en œuvre conjointement dans un contexte de déprise : la MAEC « SHP » et les « DPB ». En comparaison de l'échelle d'une exploitation individuelle et celle d'autres contextes européens, notre contexte est singulier dans la mesure où ces dispositifs de la PAC reposent sur des dimensions collectives présentes dans la gestion de l'estive et qui sont préexistantes à leur mise en œuvre.

Les gestionnaires peuvent contractualiser des Mesures Agroenvironnementales et Climatiques (MAEC) collectives, financées par le 2^{ème} pilier de la PAC (cf. chapitre 1). C'est le cas de la mesure « systèmes herbagers et pastoraux » (SHP) dont l'objectif est le maintien de la pratique existante, et qui encourage notamment le maintien d'un chargement animal minimum afin de maintenir l'entretien des pâturages dans un contexte de déprise. La mesure SHP vient remplacer la PHAE à partir de 2016 et marque deux changements importants i) la possibilité pour le gestionnaire de ne pas redistribuer le montant de la mesure aux éleveurs ii) le respect d'un chargement animal minimum individualisé en étant calculé à partir de l'historique de chargement de chaque gestionnaire. Les gestionnaires peuvent également contractualiser des mesures d'amélioration de la pratique pastorale. C'est le cas de mesures dites « localisées » telles que la mesure HERBE09 dont l'objectif est de rouvrir des milieux tout en créant une mosaïque d'habitat avec une conduite des troupeaux adaptée grâce à la présence d'un berger permanent. Cependant, ces mesures « localisées » ne peuvent être contractualisées que sur des zones protégées (cf. chapitre 1), contrairement à la SHP.

Les estives en zone éligible sont davantage situées en haute altitude par rapport aux estives en zone non éligible qui sont situées en majorité en basse altitude. Nous avons vu dans le chapitre 1 que les estives de hautes altitudes sont plus attractives pour les éleveurs que les estives de basse altitude (taille, infrastructure, présence de gardien, qualité nutritionnelle de l'herbe, etc.) et que la

dynamique de fermeture des milieux est plus importante dans les estives basses. D'un côté, les MAEC localisées ne peuvent pas permettre de lutter contre un enjeu important de fermeture des milieux dans certaines estives basses. D'un autre côté, la SHP peut être adressée à des gestionnaires avec des estives attractives en haute altitude qui ne sont pas exposées au phénomène de déprise. Dans ce contexte, nous cherchons à savoir dans ce chapitre si la SHP répond bien à son objectif de maintien de pratiques existantes qui sont particulièrement menacées de disparition. Nous avons vu dans le chapitre 1 que les mesures qui ont précédées la SHP avec un objectif de maintien de pratiques ont été critiquées parce qu'elles sont non additionnelles et récompensent des pratiques existantes dans les zones de montagne (Gallic et Marcus, 2019; Carvin et Saïd, 2020).

Au niveau individuel, les éleveurs peuvent, depuis 2015, activer des aides au revenu du 1er pilier appelées « Droits à Paiement de Base » (DPB) à partir des surfaces pastorales collectives et au prorata de l'utilisation. La répartition des DPB entre les éleveurs se base sur les déclarations faites par le gestionnaire auprès de l'administration de la fréquentation de l'estive par les éleveurs et leur troupeau. Dans le chapitre 1, nous avons décrit que les DPB n'ont pas pour objectif d'augmenter le chargement d'une estive mais plutôt de soutenir le revenu des éleveurs. Cependant, nous faisons l'hypothèse que le mécanisme de rapatriement des DPB d'une estive peut conduire à une augmentation du chargement sur cette estive en attirant de nouveaux éleveurs transhumants ou par l'augmentation des cheptels individuels des éleveurs. D'un autre côté, nous faisons également l'hypothèse que ce mécanisme pouvait conduire à figer la taille des troupeaux déjà présents ou à l'arrêt de l'accueil de nouveaux troupeaux pour ne pas engendrer de mouvements dans la répartition des montants individuels de DPB rapatriés des éleveurs déjà présents sur l'estive. Nous avons décrit que ce mécanisme peut même conduire à l'éviction d'éleveurs et notamment extérieurs afin que les éleveurs locaux qui sont ayant droit rapatrient davantage de DPB.

Ce dispositif des DPB entre en interaction avec la gestion de la ressource en herbe, il est donc nécessaire de le prendre en compte pour l'évaluation de la SHP sur le maintien du chargement dans un contexte de déprise. Les témoignages de trois gestionnaires illustrent des tensions qui peuvent exister dans l'articulation entre la mesure SHP et le dispositif des DPB : « *l'un sert à gérer le patrimoine végétal, l'autre à faire du fric au détriment de la qualité de ce patrimoine* » ; « *[les DPB] vont à l'inverse des MAE, si on veut optimiser les DPB, il ne faut rien changer, ce sont deux mesures contradictoires.* » et « *[les DPB] figent les montagnes et pour ne pas perdre de DPB, on est limité sur l'accueil de nouveaux [éleveurs]* ». Ces différents témoignages montrent bien que la cohabitation de ces deux dispositifs peut engendrer des difficultés entre la gestion de la ressource en herbe dans un contexte de déprise et la gestion de la répartition d'une ressource financière entre les éleveurs. Nous faisons donc deux hypothèses contradictoires concernant les effets attendus de l'interaction entre les dispositifs de la

SHP et des DPB i) les deux dispositifs mis en œuvre conjointement se renforcent et permettent de maintenir ou d'augmenter le chargement ii) les deux dispositifs s'opposent dans la mesure le dispositif des DPB figent la fréquentation animale sur l'estive pour éviter une modification de la répartition des DPB entre les éleveurs (cf. chapitre 1). Par rapport à la PAC dans son ensemble, la cohérence entre le 1^{er} pilier et le 2^{ème} pilier est remise en question sur le fait que le premier promeut la compétitivité des exploitations pendant que le deuxième cherche à extensifier l'agriculture (Barbut et Baschet, 2005; Bureau et Thoyer, 2014). L'introduction du dispositif des DPB sur les surfaces collectives représente une « rente » monétaire individuelle pour éleveur qui peut perturber la mise en œuvre de la SHP.

A notre connaissance, aucune étude à ce jour n'a cherché à évaluer une MAE de la PAC qui s'adresse à un collectif préexistant à sa mise en œuvre et en mobilisant une méthode d'inférence causale. Ce travail contribue alors à combler ce manque en proposant une évaluation ex-post de la SHP en mobilisant une méthodologie quasi-expérimentale. Cette étude vient alors également alimenter le débat sur la question de la cohérence de politiques publiques entre les outils du 1^{er} et du 2^{ème} pilier de la PAC en proposant une première étude qui s'intéresse à évaluer l'interaction entre le dispositif des DPB du 1^{er} pilier et la SHP du 2^{ème} pilier de la PAC.

Dans les Hautes-Pyrénées, la gestion des estives préexistante à la mise en œuvre des DPB et de la SHP se caractérise par une pluralité de systèmes de gouvernance (cf. chapitre 1 et 2). Les entités gestionnaires se distinguent par leur statut juridique qui encadrent les processus de prise de décision relative à la gestion de l'estive et donc à la mise en œuvre des deux dispositifs. Cependant, les entités se distinguent également selon leur mode de gouvernance locale, c'est-à-dire, la manière dont les décisions collectives sont réellement prises entre le gestionnaire et le groupe d'éleveurs utilisateurs en ce qui concerne la gestion de l'estive. Un des objectifs supplémentaires de ce chapitre est alors de voir si le mode de gouvernance locale influence les effets des dispositifs de la SHP et des DPB. A ce stade, aucun élément ne nous permet d'affirmer que le fait de prendre des décisions collectivement ou non entraîne une meilleure gestion de l'exploitation de la ressource en herbe dans un contexte de déprise. Nous ne cherchons pas à mesurer l'influence de la contribution collective des éleveurs à la gestion sur les effets des dispositifs car nous avons vu dans le chapitre 2 que finalement, dans les estives des Hautes-Pyrénées, peu d'estives sont concernées par le fait que les éleveurs contribuent de façon pleinement collective.

Dans ce chapitre nous cherchons à répondre aux questions de recherche suivantes i) Est-ce que la SHP et les DPB ont eu des effets sur l'évolution du chargement animal dans le département des Hautes-Pyrénées ? ii) Est-ce que les effets de ces deux dispositifs ont des effets de synergie ou d'antagonisme lorsqu'ils sont mis en œuvre conjointement ? iii) Est-ce que la SHP est plus efficace sur

des estives qui sont davantage concernées par de la déprise ? Est-ce qu'il existe des différences dans les effets en fonction du mode de gouvernance locale ?

Pour répondre à ces différentes questions de recherche, nous utilisons la méthode d'évaluation quasi-expérimentale de double différences pour mesurer les effets des dispositifs sur le chargement animal des estives. Nous utilisons la méthode d'évaluation quasi-expérimentale de triple-différences pour voir si les deux dispositifs ont des effets de synergie ou d'antagonisme. Nous mobilisons également cette méthodologie de triples différences pour voir si les effets des dispositifs sont hétérogènes selon le fait qu'au moins une partie de l'estive soit située dans une zone d'éligibilité ou non ou selon le mode de gouvernance locale.

Les résultats montrent que dans un contexte de déprise avec un risque de fermeture des milieux, la mesure SHP répond à son objectif puisqu'elle conduit à une augmentation de chargement animal sur les estives. Cette mesure constitue alors un soutien efficace à la pratique pastorale au niveau du collectif. Cependant, cette efficacité de la SHP est atténuée par le dispositif des DPB ce qui suggère un problème de cohérence entre ces 2 dispositifs de politiques publiques. Par ailleurs, les résultats montrent la présence d'hétérogénéité des effets de ces dispositifs. La SHP est plus efficace pour augmenter le chargement dans les zones non éligibles aux MAEC localisées qui sont davantage concernées par la déprise en étant situées en majorité dans des estives basses (cf. chapitre 1). Au contraire, les résultats montrent que les DPB augmentent le chargement uniquement pour les estives qui sont situées dans les zones éligibles des MAEC localisées majoritairement situées en haute altitude. Cela conduit donc à renforcer la disparité d'attractivité entre les estives de basse et de haute altitude.

Enfin, les résultats montrent que la gouvernance locale influence la mise en œuvre de la SHP : la mesure est efficace seulement dans le cas d'un mode de gouvernance communautaire où les décisions sont prises conjointement entre le gestionnaire et les éleveurs. Une des explications possibles de ce résultat est que les entités avec un mode de gouvernance communautaire supportent davantage de coûts de transaction liés aux prises de décisions collectives (e.g. organisation de réunion). Dans ce contexte, ces entités vont réagir en supportant des coûts de transactions supplémentaires importants pour maintenir ou augmenter le chargement que lorsqu'elles sont fortement contraintes par la SHP pour ainsi éviter le remboursement de la mesure.

La première partie de ce chapitre présente une revue de littérature scientifique sur l'évaluation d'impact des MAE et sur le lien entre gouvernance locale et mise en œuvre des dispositifs. La deuxième partie est consacrée à la méthodologie : présentation des données et des stratégies empiriques pour mesurer les effets des dispositifs sur le chargement animal ainsi que leurs hétérogénéités. La troisième partie présente les résultats de l'évaluation économétrique de l'effet des

dispositifs sur l'évolution du chargement animal au niveau global, l'hétérogénéité de ces effets selon la situation en zone d'éligibilité ou non, ainsi que l'influence du mode de gouvernance. La quatrième partie propose une discussion des résultats et la dernière partie conclut le chapitre.

2 Revue de littérature

2.1 Evaluation d'impact des Mesures agroenvironnementales

Un nombre restreint d'études cherchent à évaluer l'impact des MAE de la PAC sur les pratiques des agriculteurs au regard de l'environnement en mobilisant des méthodes expérimentale ou quasi-expérimentale (Arata et Sckokaj, 2016). Jaraite et Kazukauskas (2012) font le constat que les évaluations environnementales de la PAC sont principalement basées sur des jugements d'expert ou des modèles de simulations plutôt que sur des méthodologies d'inférence causale mobilisant des outils statistiques ou économétrique. Viaggi et al. (2011) utilisent une analyse multicritère pour évaluer la performance environnementale de MAE, mais ils reconnaissent les limites de leur méthode. L'analyse multicritère est utilisée pour pondérer et agréger des critères d'efficacités environnementaux obtenus à partir de rapport d'évaluation à mi-parcours de mesures agro-environnementales en Irlande et en Italie. Selon les auteurs, l'absence de niveaux cibles pour l'évaluation de la performance environnementale et la difficulté à évaluer l'importance relative des différents critères impliquent d'être prudent sur les conclusions tirées.

Le nombre limité d'études d'impact des MAE est lié à des difficultés méthodologiques et opérationnels que posent l'évaluation recourant à des méthodes expérimentales ou quasi-expérimentales (D'Alberto et al., 2018; Castaño et al., 2019; Thoyer et Préget, 2019). Dans un article, Thoyer et Préget (2019) soulignent certaines difficultés des méthodes expérimentales dans le contexte de l'évaluation des politiques agricoles. Une difficulté repose simplement sur la disponibilité des données pour la réalisation d'une étude expérimentale. Une étude expérimentale doit produire des résultats avec une validité à la fois interne et externe. La validité interne se concentre sur la relation de cause à effet entre la variable indépendante et les résultats, tandis que la validité externe évalue la généralisation des résultats à d'autres contextes. Une évaluation expérimentale doit allier une forte validité interne à un niveau minimum de validité externe pour gagner en crédibilité auprès des décideurs politiques. La crédibilité des résultats empiriques peut également souffrir d'une faible puissance statistique des résultats publiés qui peut provenir par exemple de la taille restreinte de l'échantillon utilisé. Le risque est de produire des études qui montrent à tort l'absence d'un effet ou de détecter des effets qui sont en réalité inexistantes. Les autrices soulignent également la difficulté de construire un contrefactuel composé de non bénéficiaires dans un contexte où des mesures sont souvent proposées à l'ensemble des agriculteurs. Enfin, Primdahl et al. (2003) explique que le manque

de linéarité et d'immédiateté des effets environnementaux d'une MAE rend l'identification d'une relation de cause à effet difficile et implique des coûts de mesures de cet effet important.

Les études qui évaluent l'impact de MAE ou même des PSE avec des méthodes expérimentales ou quasi-expérimentales concernent en grande majorité des dispositifs à l'échelle individuelle. Ces travaux mobilisent généralement les méthodes de doubles différences et d'appariement des scores de propension (Le Velly et Dutilly, 2016; D'Alberto et al., 2018). La combinaison de ces deux méthodes est mobilisée principalement parce que les MAE et les PSE se contractualisent sur la base du volontariat et non pas de manière aléatoire comme cela doit être le cas dans une expérimentation (Chabé-Ferret et Subervie, 2013). En effet, une simple comparaison dans ce contexte entre des contractants et des non contractants peut souffrir de manière importante d'un biais de sélection. Dans ce chapitre de thèse, nous sommes également confrontés à la difficulté d'identification d'un contrefactuel mais pour une autre raison. En effet, dans notre contexte, la quasi-totalité ou presque des observations sont concernées par la mise en œuvre des deux dispositifs étudiés. Pour surmonter cette difficulté, nous utilisons une méthodologie qui s'inspire de celle mobilisée par Duflo (2001) en utilisant l'intensité d'exposition à une politique publique. Plus précisément, nous comparons des observations faiblement exposées à d'autres qui sont fortement exposées en mobilisant la méthodologie de doubles différences.

En mobilisant la combinaison des méthodes de double-différence et d'appariement des scores de propension, Chabe-Ferret et Subervie (2009) évaluent l'effet de mesures agroenvironnementales et notamment de la Prime Herbagère Agroenvironnementale (PHAE) qui a été remplacée par la mesure SHP en 2016. Encore une fois, la PHAE étudiée s'adresse à l'échelle d'une exploitation individuelle. Les auteurs soulignent la difficulté d'évaluer une mesure de « masse » en raison de la présence d'un biais de sélection important pour construire un contrefactuel crédible. Ils concluent que les estimations de l'effet propre de la PHAE sont biaisées et ne peuvent être raisonnablement interprétées. Les auteurs proposent d'évaluer la PHAE en la comparant notamment à une mesure plus exigeante sur le plan environnemental. Plus récemment et en mobilisant la même méthodologie, Védrine et Larmet (2020), ont évalué l'impact de la SHP sur la surface totale en herbe (STH) et sur le taux de chargement animal à l'échelle d'exploitations individuelles. Les auteurs trouvent des résultats assez proches de Chabe-Ferret et Subervie (2009) de la mesure SHP sur la STH et les résultats suggèrent une forte diminution du taux de chargement. Cependant, comme pour l'étude de Chabe-Ferret et Subervie (2009), Védrine et Larmet (2020) soulignent que leurs résultats empiriques ne sont pas robustes et manquent de précision pour pouvoir conclure à un effet causale de la mesure SHP sur les deux indicateurs considérés.

Des études expérimentales et quasi-expérimentales ont également porté sur l'évaluation de l'impact de PSE collectifs. Ces études ont été réalisées dans des contextes de pays en voie de développement et principalement de déforestation (Costedoat et al., 2015; Sims et Alix-Garcia, 2017; Chervier et Costedoat, 2017). Chervier et Costedoat (2017) soulignent que le recours à l'image satellite a contribué à mieux évaluer l'impact des PSE sur la déforestation en le mesurant avec davantage de précision. Dans notre contexte, les MAE de la PAC sont des contrats d'une durée de cinq ans et la fermeture des milieux s'effectue sur un temps plus long ce qui nous empêche d'avoir recours à des images satellites pour mesurer l'effet de la SHP. Cependant, comme le chargement animal permet de maintenir le milieu ouvert, nous l'utilisons comme proxy pour un indicateur de résultat.

2.2 Gouvernance locale et mise en œuvre des dispositifs

Nous avons décrit à travers les deux premiers chapitres l'évolution des estives d'un commun « traditionnel » vers un commun « complexe ». Nous avons montré que cette évolution se traduit par une hybridation entre une gestion par les communs, par le marché et par l'Etat avec la mise en œuvre de dispositifs de politique publique. Cette hybridation fait l'objet d'une attention grandissante dans la littérature depuis plus d'une décennie et cela peut s'expliquer par le fait que les PSE, en pratique, peuvent rarement être considérés comme de « purs » instruments de marché et ils s'articulent souvent avec une gouvernance par la communauté et/ou par l'Etat (Lemos et Agrawal, 2006; Vatn, 2010; Shapiro-Garza, 2013). Ces modes hybrides de gouvernance environnementale suscitent de l'espoir dans la mesure où ils remédient aux faiblesses d'un mode particulier et s'appuient sur les points forts d'un ou de plusieurs autres modes (Villamayor-Tomas et al., 2022). Cependant, dans le cas de PSE communautaire, la relation entre les marchés environnementaux locaux et les conditions de gouvernance locale est encore mal comprise.

Rodríguez-Robayo et Merino-Perez (2017) affirment que la prise en compte du contexte local figure parmi les recommandations les plus importantes pour la conception et la mise en œuvre des programmes de PSE. À partir d'une revue de littérature et d'enquêtes auprès de personnes en charge de mettre en œuvre des PSE au Mexique, les auteurs mobilisent le cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques (SSE) de McGinnis et Ostrom (2014) pour identifier les variables clés qui influencent la mise en œuvre des programmes de PSE. Ils montrent notamment que l'organisation interne des communautés est un facteur important dans la réussite de ces programmes. Hayes et al. (2019) dans un travail de synthèse de résultats d'études sur les PSE collectifs, identifient que la gouvernance locale et les processus de prise de décision qui préexistent à la mise en œuvre de ces instruments peuvent influencer les changements de comportements. Ils insistent sur la nécessité d'améliorer nos connaissances concernant la relation entre la gouvernance locale et la mise en œuvre de PSE collectif.

La mise en œuvre de PSE collectifs par une communauté peut engendrer des coûts de transaction supplémentaires liés au fonctionnement du collectif pour la gestion de la ressource (Taylor et Singleton, 1993; Marshall, 2013). Un des principaux objectifs des PSE collectifs, adressés à une communauté qui gère des ressources naturelles communes, est de réduire les coûts de transaction en évitant la multiplication de contrats individuels (Kaczan et al., 2017). La mise en œuvre du PSE collectif repose alors sur le fonctionnement collectif préexistant (e.g. action collective). Ces coûts peuvent être liés à des prises de décisions collectives pour la gestion des ressources naturelles communes préexistante. La mise en œuvre d'un PSE collectif peut demander des efforts supplémentaires de coordination et de prise de décision. Nous avons vu dans le chapitre 2 que la gestion des estives ne faisait pas nécessairement l'objet de prises de décisions collectives et que dans certains cas le gestionnaire de l'estive peut décider seul sans inclure les éleveurs. Dans ce contexte, les coûts de transaction liés aux prises de décision sont plus faibles que dans le cas où l'estive fait l'objet d'une gestion communautaire ou les décisions sont prises conjointement entre le gestionnaire et les éleveurs (i.e. organisation de réunion, communication entre les individus, etc.).

Des travaux se sont intéressés à l'évaluation de la participation d'agriculteurs à des prises de décisions collective sur les performances environnementales. Par exemple, Dos Santos et al. (2020) analysent l'impact de la participation à des coopératives et des associations sur la durabilité économique, sociale et environnementale pour des petits producteurs de fruits et légumes au Brésil. En mobilisant une méthodologie quasi expérimentale et en sélectionnant des indicateurs pour évaluer les performances économiques, sociales et environnementales, les auteurs montrent un impact positif de la participation des producteurs. Tembata et Takeuchi (2018) étudient les prises de décisions collectives dans la gestion de ressources en eau pendant des sécheresses au Japon. Les auteurs montrent en mobilisant un modèle économétrique avec des données de panel que la volonté de coopérer et d'économiser de l'eau dépend de la coopération des autres usagers de l'eau d'une communauté. Autrement dit, les auteurs montrent que plus les usagers sont engagés collectivement les prises de décision de gestion et plus la ressource est gérée de manière durable par la communauté.

Dans un contexte pastoral, McCarthy et al. (2004) étudient l'impact des capacités de coopération des membres d'une communauté sur la gestion et l'utilisation de surfaces pastorales collectives. Les auteurs utilisent une analyse factorielle pour mesurer le niveau de capacité à coopérer et mesure notamment la capacité à réaliser et à mettre en œuvre des décisions collectivement (« *implementation capacity* »). Les résultats montrent un impact positif de l'indicateur de « mise en œuvre » sur l'internalisation des externalités dans l'utilisation et la gestion des ressources communautaires.

A notre connaissance, aucune étude mobilisant une méthodologie d'inférence causale n'a cherché à évaluer l'influence de la gouvernance locale sur la mise en œuvre d'un PSE collectif. Ce chapitre propose une première évaluation en définissant la gouvernance locale par rapport à la manière dont les décisions sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs (cf. chapitre 2).

3 Méthodologie

Dans un premier temps, nous présentons les données mobilisées. Dans un second temps la stratégie empirique pour évaluer les effets de deux dispositifs avec la mobilisation des méthodologies de doubles différences et de triples différences.

3.1 Données mobilisées

Les données utilisées dans ce chapitre proviennent de deux sources. La première source est l'enquête Contracts2.0 quasi exhaustive menée en 2020 auprès de gestionnaires d'estive du département des Hautes-Pyrénées. Ces données ont notamment permis de construire la typologie de trois modes de gouvernance locale (cf. chapitre 2): i) une gouvernance qualifiée d'« individuelle » avec des éleveurs qui décident seuls et pas ou peu de prise de décision du gestionnaire qui est limité à la gestion de la PAC ii) une gouvernance qualifiée de « communautaire » avec des décisions prises conjointement entre les éleveurs et le gestionnaire iii) une gouvernance qualifiée de « descendante » avec un gestionnaire qui prend les décisions sans inclure les éleveurs. Dans ce chapitre, cette typologie de trois modes n'est pas utilisée en l'état, car le mode de gouvernance individuelle ne concerne que 14 gestionnaires sur un total de 87, ce qui pose un problème pour les estimations économétriques. Nous nous concentrons par conséquent sur la comparaison entre les modes de gouvernance locale descendante et communautaire (voir partie 2.2.3).

La deuxième source de données vient des services pastoraux du département des Hautes-Pyrénées. Il s'agit de données secondaires qui fournissent des informations sur les caractéristiques des estives, par exemple la surface admissible à la PAC, et des informations relatives à la fréquentation des estives du département entre 2010 et 2020. Nous prenons les années entre 2010 et 2020 pour avoir un équilibre du nombre d'années entre avant et après la mise en œuvre des dispositifs, en 2015 pour les DPB et en 2016 pour la SHP.

Sur les 87 gestionnaires utilisés pour construire la typologie de modes de gouvernance locale, nous retirons de l'échantillon les gestionnaires dont la gestion de l'estive a débuté après 2010 (8 gestionnaires). Nous les retirons en raison de l'absence de données sur la fréquentation de leur estive sur la période 2010-2015. De plus, nous considérons que les gestionnaires dans cette situation sont trop différents et peuvent être amenés à augmenter le chargement animal progressivement dans la

mesure où ils viennent de prendre en charge la gestion de l'estive. Nous retirons également les gestionnaires qui n'ont pas contractualisé la SHP parce qu'ils n'étaient pas éligibles ou parce qu'ils ont refusé de contractualiser (9 gestionnaires). Dans le département, 95 gestionnaires sont éligibles à la SHP et seulement 5 ont refusé de la contractualiser en raison du fait qu'ils ont des petites estives avec très peu d'éleveurs tout en ayant un montant de SHP très faible. Dans ce contexte, la contractualisation pour ces gestionnaires est trop risquée en raison du faible nombre d'éleveurs, car le départ non anticipé d'un éleveur engendre directement un défaut de maintien d'un chargement minimum. Finalement, nous obtenons un panel cylindré de 770 observations avec 70 gestionnaires qui ont contractualisé la SHP et avec des données de fréquentation pour toutes les années entre 2010 et 2020.

3.2 Stratégie empirique

3.2.1 Construction des variables et des groupes de traitement

Nous mesurons dans ce chapitre l'effet des dispositifs des DPB et de la SHP sur le chargement animal en « Unité Gros Bétail » équivalent temps plein (UGBtp). Cette variable est très souvent utilisée en agronomie et pour la gestion administrative comme le versement d'aides publiques. Elle permet de quantifier le nombre d'animaux de différents types d'espèces présents sur un pâturage en utilisant un animal de référence qui traduit la capacité de prélèvement de l'herbe (Benoit et Veysset, 2021). Nous n'utilisons pas le taux de chargement en UGBtp, c'est-à-dire le chargement rapporté à la superficie de l'estive, mais le chargement (i.e. nombre d'UGBtp) dans la mesure où c'est l'unité de mesure utilisée par l'administration pour mesurer la fréquentation animale de l'estive et que la taille des estives est constante. Dans notre contexte, le chargement animal est calculé en UGB équivalent temps plein pour prendre en considération le temps de présence des animaux sur l'estive. Il se calcule de la manière suivante :

$$UGBtp = \text{Nombre d'UGB} * \frac{\text{temps de présence en jours}}{365}$$

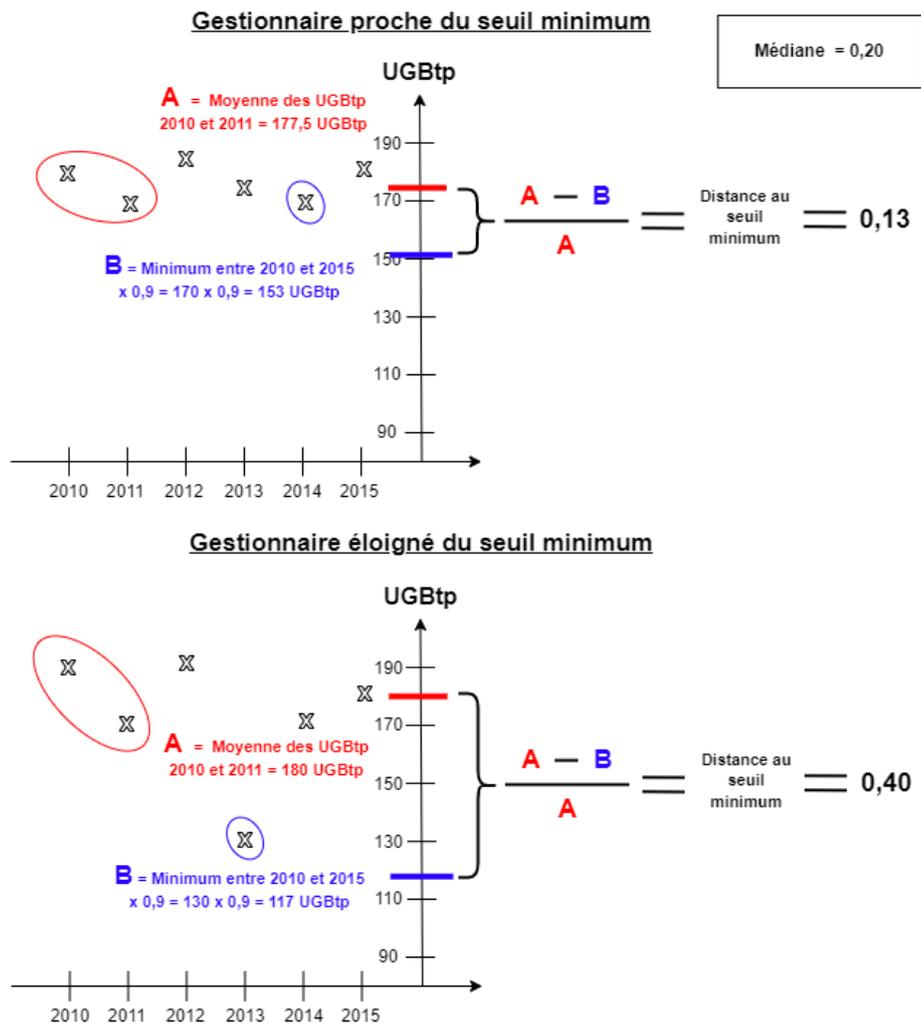
Nous avons souligné dans la revue de littérature qu'un nombre restreint d'études cherchent à évaluer l'impact de la PAC en mobilisant des méthodes quasi expérimentales. Cependant, nous avons vu que des études cherchent à évaluer l'impact de la PAC en ayant recours à une méthodologie de doubles différences en réalisant un appariement entre les individus traités et non traités pour la construction du contrefactuel crédible. Dans notre contexte, la situation est différente dans la mesure où l'ensemble des observations de notre échantillon ont contractualisé la SHP. La construction d'un contrefactuel à partir d'observations qui n'ont pas contractualisé la mesure n'est donc pas possible. Pour surmonter ce problème méthodologique, nous construisons alors un contrefactuel à partir de l'intensité de la contrainte de chargement minimum de la SHP à respecter par le gestionnaire. En effet,

le calcul de ce seuil minimum de SHP est individualisé et calculé à partir de l'historique de chargement de chaque gestionnaire ce qui conduit à une hétérogénéité des situations. Nous procédons de la même manière pour le dispositif des DPB puisque l'ensemble des estives du département sont éligibles et que le potentiel de rapatriement de DPB par un éleveur dépend de la densité animale présente sur une estive. Cette densité animale est également hétérogène selon les estives et est corrélée à la taille de l'estive qui est une caractéristique exogène. Selon les services pastoraux du massif, il n'y a pas de lien direct entre la densité animale administrative (i.e. calculée en UGB) et la réalité de l'exploitation agroéconomique d'une estive (ACAP, 2021). En effet, une estive avec une densité animale faible n'est pas nécessairement sous-valorisée en haute altitude. A l'inverse, des estives de basse altitude bien enherbées peuvent être sous-exploitées alors que la densité animale est relativement élevée. Nous détaillons plus bas comment nous avons procédé pour la construction des groupes.

Comme nous venons de le voir, les deux variables de traitement mobilisées dans cette étude représentent des « intensités de traitement ». Le minimum de chargement de la SHP contractualisé par un gestionnaire a été calculé par les services pastoraux en prenant le minimum de chargement observé entre 2010 et 2015 multiplié par un coefficient de 0,9. Nous mesurons l'intensité de la contrainte de la SHP pour un gestionnaire comme une distance entre la situation moyenne de chargement entre 2010-2011 avec le chargement minimum contractualisé avec la SHP. Les années 2010 et 2011 ont été utilisées pour le calcul de la distance au seuil minimum de la SHP afin de refléter la situation de chargement du gestionnaire au début de la période d'étude. Nous utilisons deux années dans le cas où un gestionnaire aurait subi un choc sur l'une d'entre elles (climat, décès d'un éleveur, etc.). Elle se calcule de la manière suivante :

$$Distance\ au\ seuil\ minimum\ de\ la\ SHP\ (\%) = \frac{Moy.\ UGBtp\ 10\sim 11 - Min.\ UGBtp\ SHP}{Moy.\ UGBtp\ 10\sim 11}$$

Figure 16. Représentation graphique du calcul de la distance au seuil minimum de la SHP à partir de deux exemples



Notes : Sur le graphique, l'axe des abscisses représente les années avant la mise en œuvre de la SHP (2016) qui ont été utilisées pour définir le seuil minimum de chargement à respecter par le gestionnaire et l'axe des ordonnées représente le chargement animal sur l'estive en UGBtp.

Source : auteur

La Figure 16 est une représentation graphique du calcul de la distance au seuil minimum de la SHP à partir de l'exemple de gestionnaires proche et éloigné de ce seuil. Nous construisons une variable dichotomique d'intensité de la contrainte de la SHP à partir de cette distance au seuil minimum (variable continue) en procédant à un découpage par rapport à la médiane de l'ensemble des distances au seuil dans l'échantillon. Cette variable dichotomique d'intensité compare deux niveaux de contrainte « faible » et « forte ». Les gestionnaires situés en dessous de la médiane et donc proches du seuil minimum de chargement à respecter sont alors considérés comme étant fortement contraints par la SHP et les gestionnaires au-dessus de la médiane comme faiblement contraints.

Pour mesurer l'effet des DPB sur le chargement animal, nous calculons le potentiel de rapatriement de DPB de l'estive. Il représente le nombre potentiel de DPB rapatriés par l'éleveur pour son exploitation individuelle avec 1 UGBtp de son cheptel transhumant sur l'estive. Chaque DPB représente 1 hectare admissible de l'estive. Le potentiel de DPB représente l'inverse de la densité animale d'une estive. En effet, plus une estive a une densité animale faible, plus cette estive a un potentiel de rapatriement élevé et plus les éleveurs peuvent rapatrier de DPB pour chaque animal qu'ils font monter sur l'estive. Comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 1, le portefeuille de DPB a été attribué aux éleveurs en 2015 et plus un éleveur a un cheptel important par rapport aux autres sur une estive, plus il peut rapatrier une part importante du montant total des DPB disponibles. Nous utilisons alors 2014 comme année de référence pour calculer le potentiel de rapatriement par UGBtp d'un éleveur sur une estive dans la mesure où des éleveurs ont pu monter plus d'animaux en 2015 pour maximiser leur portefeuille de DPB. Il se calcule alors de la manière suivante :

$$\text{Potentiel de rapatriement de DPB de l'estive} = \frac{\text{Surface admissible totale}}{\text{UGBtp total de l'estive en 2014}}$$

Un potentiel de rapatriement élevé représente alors un facteur important d'attractivité de l'estive pour les éleveurs, pour des raisons financières. Rappelons ici que les DPB sont rapatriés depuis l'estive par les éleveurs pour leur propre compte et que l'estive représente donc un « stock » de DPB équivalent à sa taille dans la mesure où chaque hectare donne lieu à un DPB (cf. chapitre 1). Ce « stock » est réparti entre les éleveurs au prorata de la taille de leur troupeau et du temps passé sur l'estive. Dans cette étude, nous utilisons ce potentiel comme une intensité de traitement et nous procédons de la même manière qu'avec la contrainte SHP pour construire les 2 groupes de gestionnaires en utilisant la médiane de l'ensemble des potentiels de rapatriement des estives de l'échantillon. Les estives dont le potentiel de rapatriement de DPB par un éleveur pour 1 UGBtp monté se situe au-dessus de la médiane sont considérées comme ayant un fort potentiel et les estives situées en dessous de la médiane comme ayant un faible potentiel. Le Tableau 16 est un tableau de contingence qui donne la répartition des gestionnaires selon le fait qu'ils soient faiblement ou fortement contraints par la SHP avec une estive qui a un fort ou un faible potentiel de rapatriement de DPB.

Tableau 16. Distribution des gestionnaires selon la contrainte SHP et le potentiel de rapatriement de DPB

		Contrainte de la SHP		Total
		Faible	Forte	
Potentiel de rapatriement de DPB	Faible	19	16	35
	Fort	16	19	35
Total		35	35	70

Source : auteur

3.2.2 Comparaison des groupes de gestionnaires

La méthodologie de régression de doubles différences permet de mesurer l'effet d'un traitement dans le temps en comparant 2 groupes d'individus traités ou non et dans le temps, c'est-à-dire, avant et après le traitement. L'identification d'un effet causal repose sur l'hypothèse que les 2 groupes qui sont comparés auraient évolué de la même manière en l'absence de la mise en œuvre du traitement par rapport à la variable utilisée pour mesurer l'effet. Pour vérifier cette hypothèse à la fois pour la SHP et les DPB, nous procédons en plusieurs étapes : i) réalisation de tests statistiques de comparaisons de caractéristiques observables et analyse graphique des tendances passées ; ii) réalisations de tests dits « Placebo » iii) utilisation de la méthode « event study ». Cette section présente ces différentes étapes visant à vérifier l'hypothèse de tendance parallèle avant la mise en œuvre de la SHP et des DPB.

Le Tableau 17 ci-dessous présente des statistiques descriptives de comparaison des gestionnaires fortement et faiblement contraints la SHP. La seule caractéristique significativement différente porte sur les estives d'intersaison (cf. chapitre 1) qui sont utilisées seulement en début et en fin de saison par les éleveurs et qui concerne des estives situées uniquement en basse altitude. Ce type d'estive est surreprésenté parmi les gestionnaires fortement contraints. Nous n'observons pas de différence significative sur l'altitude et notamment sur la présence d'estives basses.

Tableau 17. Statistiques descriptives des gestionnaires faiblement et fortement contraint par la SHP

SHP	Faible		Forte		Différence
	Moy.	SD	(t-test)	SD	
MAEC localisée					
Contractualisation mesure « Herbe09 » (0/1)	23%	0,43	11%	0,32	0,11
Zone d'éligibilité aux MAEC (0/1)	37%	0,49	34%	0,48	0,03
Gouvernance					
Indice de gouvernance (voir notes)	0,48	0,28	0,37	0,3	0,02
Caractéristiques pastorales					
Gardiennage salarié (0/1)	26%	0,44	43%	0,5	-0,17
Caractéristiques estives					
Surface admissible PAC (ha)	2211	5897	1534	1703	677
Estive d'intersaison (0/1)	34%	0,48	11%	0,32	0,23**
Altitude (0/1)					
Basse	54%	0,51	37%	0,49	0,17
Basse et haute	26%	0,44	31%	0,47	-0,06
Haute	20%	0,41	31%	0,47	-0,11
Observations	35	35	35	35	70

Notes : Ce tableau présente les moyennes et les écart-types des variables en 2015 et les résultats d'un t-test pour la comparaison de ces variables entre les 2 groupes. Les symboles *** (resp. **, *) indiquent une significativité au seuil de 1% (resp. 5%, 10%) L'indice de gouvernance correspond aux coordonnées normalisées entre 0 et 1 du premier axe de l'ACM réalisée dans le chapitre 2. La valeur 0 correspond à la gouvernance « descendante » et la valeur 1 à la gouvernance « communautaire ». Voir partie 3.2.3 pour plus de détails.

Source : auteur

Le Tableau 18 ci-dessous présente des statistiques descriptives de comparaison des gestionnaires en fonction du potentiel de rapatriement de DPB. Les différences apparaissent plus marquées que pour le niveau de contrainte SHP. Les estives avec un fort potentiel sont beaucoup plus grandes, en grande majorité avec partie de haute altitude, davantage situées dans une zone éligible aux MAEC localisées et avec plus de gardiennage salarié. Ces caractéristiques signalent des estives potentiellement plus attractives pour les éleveurs. Dans ce contexte, la vérification des tendances parallèles entre les deux groupes est d'autant plus importante.

Tableau 18. Statistiques descriptives des groupes de gestionnaires avec un faible et un fort potentiel de rapatriement de DPB

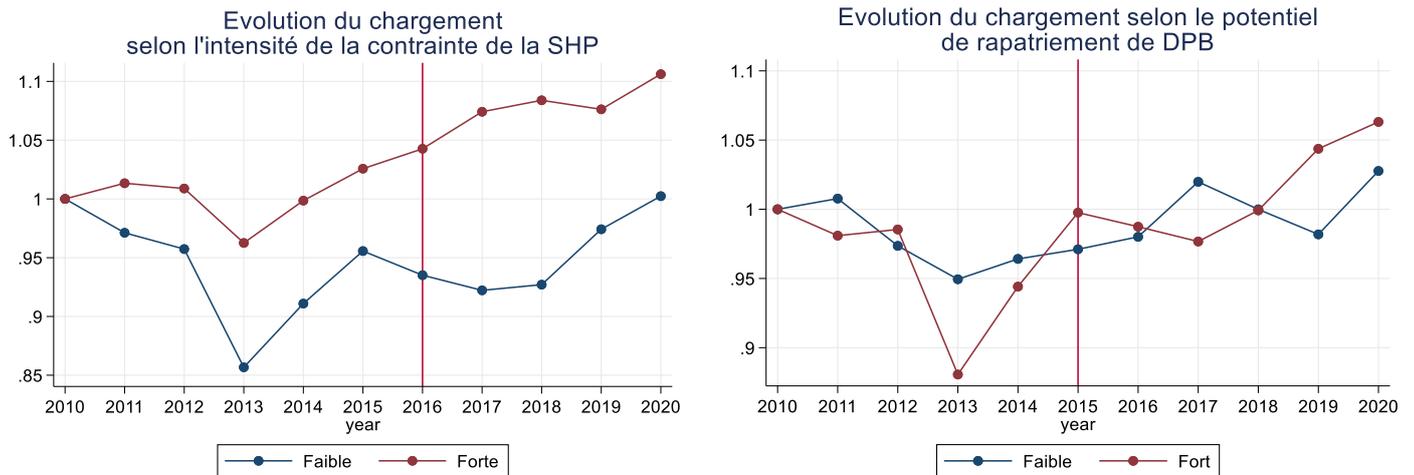
DPB	Faible		Fort		Différence
	Moy.	SD	Moy.	SD	
MAEC localisée					
Contractualisation mesure « Herbe09 » (0/1)	0%	0	34%	0,48	-0,34***
Zone d'éligibilité aux MAEC (0/1)	14%	0,36	57%	0,5	-0,43***
Gouvernance					
Indice de gouvernance (voir notes)	0,45	0,29	0,48	0,3	-0,03
Caractéristiques pastorales					
Gardiennage salarié (0/1)	17%	0,38	51%	0,51	-0,34***
Caractéristiques estives					
Surface admissible PAC (ha)	605	783	3141	5830	-2536**
Estive d'intersaison (0/1)	34%	0,48	11%	0,32	0,23**
Altitude (0/1)					
Basse	66%	0,48	26%	0,44	0,40***
Basse et haute	26%	0,44	31%	0,47	-0,06
Haute	9%	0,28	43%	0,5	-0,34***
Observations	35	35	35	35	70

Notes : Ce tableau présente les moyennes et les écart-types des variables en 2015 et les résultats d'un t-test pour la comparaison de ces variables entre les 2 groupes. Les symboles *** (resp. **, *) indiquent une significativité au seuil de 1% (resp. 5%, 10%). L'indice de gouvernance correspond aux coordonnées normalisées entre 0 et 1 du premier axe de l'ACM réalisée dans le chapitre 2. La valeur 0 correspond à la gouvernance « descendante » et la valeur 1 à la gouvernance « communautaire ». Voir partie 3.2.3 pour plus de détails.

Source : auteur

La Figure 17 permet d'évaluer graphiquement l'hypothèse d'égalité de tendances passées entre les groupes avant la mise en œuvre de la SHP en 2016. Nous observons des différences de tendances passées entre les gestionnaires qui sont fortement contraints et faiblement contraints par la SHP entre 2010 et 2013. Les gestionnaires faiblement contraints ont été un peu plus touchés par les intempéries du mois de juin de l'année 2013. Cette année-là, une crue exceptionnelle a fait retarder la montée des animaux voire a empêché certains éleveurs surtout venant de l'extérieur de transhumer. Cela a engendré une baisse du nombre d'animaux et du temps passé sur l'estive pour certains gestionnaires qui ont été particulièrement touchés par cette intempérie. Cependant, nous observons que l'évolution de chargement entre les gestionnaires faiblement et fortement contraints à la suite de ces intempéries entre 2013 et 2015 est relativement identique.

Figure 17. Graphique des évolutions des tendances parallèles (base 1 en 2010)



Source : auteur

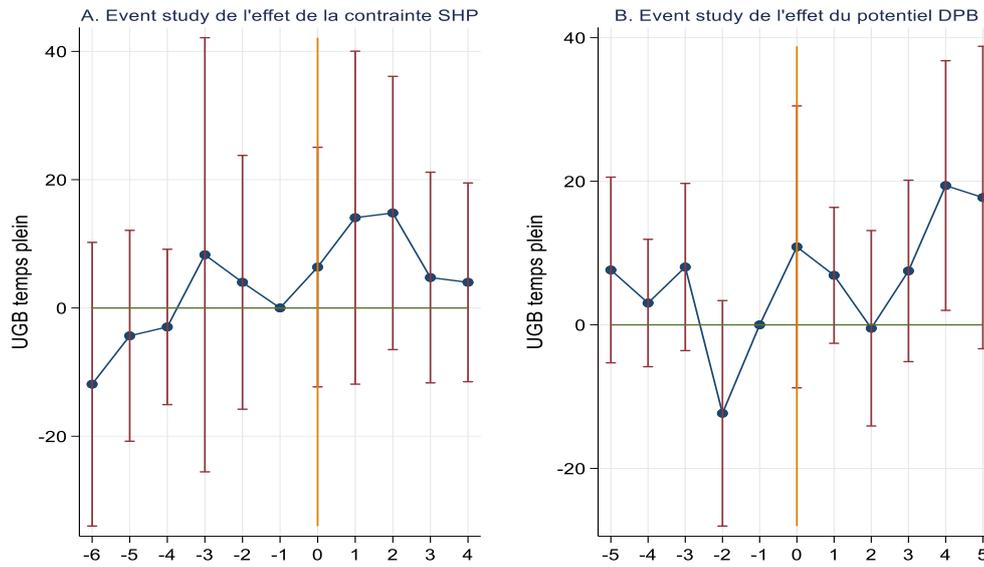
Même si nous constatons des différences de caractéristiques entre les 2 groupes, nous n’observons pas graphiquement de grandes différences entre les 2 groupes de gestionnaires construits par rapport à l’intensité de rapatriement de DPB de l’estive à l’exception de l’année 2013. En effet, le chargement a sensiblement chuté en 2013 pour les gestionnaires qui gèrent des estives avec un fort potentiel de rapatriement. Cependant, graphiquement, un rattrapage a immédiatement lieu dès l’année suivante en 2014. Nous n’observons pas une rupture de tendance franche entre les 2 groupes après l’année 2014 ce qui nous laisse présumer une absence d’effet de l’intensité de rapatriement de DPB après 2014. Les analyses graphiques des tendances passées pour les deux dispositifs ne nous permettent pas d’affirmer de manière solide que l’égalité des tendances est respectée.

Pour vérifier l’hypothèse de tendances parallèles passées, nous avons également effectué des tests placebo (Fredriksson et Oliveira, 2019). Ce test consiste à estimer l’effet d’un traitement « fantôme » avant sa mise en œuvre avec une spécification qui contient des interactions entre chaque période de prétraitement et l’indicateur d’appartenance au groupe de traitement (Annexe 14 et Annexe 15). Les résultats montrent qu’à part pour l’année 2013, année d’intempérie, il n’y a pas de différence de tendance passée pour les 2 groupes construits avec la contrainte SHP. On observe une différence pour l’année 2013 et 2014 pour les 2 groupes construits par rapport au potentiel de DPB. Nous concluons que pour les groupes construits selon SHP et les DPB, les intempéries engendrent une différence de tendance passée au moins pour l’année 2013 ce qui vient confirmer l’analyse graphique des tendances parallèles. Cependant, les gestionnaires faiblement contraints par la SHP ont été davantage touchés par les intempéries, mais effectuent un rattrapage par la suite. Les gestionnaires avec une estive qui a un fort potentiel de DPB semblent être les seuls à avoir été touchés par les intempéries. Les estives avec un fort potentiel de DPB se situent davantage en altitude et les

intempéries se sont caractérisées par des chutes de neiges et des inondations (mi-juin) très importantes qui ont retardé ou empêché les montées des troupeaux qui n'avait pas encore eu lieu sur des estives d'altitude (cf. Tableau 18). Graphiquement, nous observons que ces derniers semblent effectuer un rattrapage, mais les résultats du test de placebo montrent la présence d'un effet de traitement « fantôme » significatif au seuil de 10% pour l'année 2014. Ce résultat fragilise l'hypothèse de l'existence d'une tendance parallèle entre les deux groupes construits selon l'intensité du potentiel de DPB. Cependant, nous n'observons pas de différence pour l'année 2015. Nous faisons alors l'hypothèse que le rattrapage s'est effectué sur deux années parce que les gestionnaires concernés semblent avoir été particulièrement impactés.

Pour finir, nous avons également effectué une analyse « event study » pour vérifier l'hypothèse de tendances parallèles passées (Callaway et Sant'Anna, 2021; Marcus et Sant'Anna, 2021). Pour cela, nous avons utilisé la procédure proposée par Sun et Abraham (2021). Une analyse de type « event study » permet d'obtenir une illustration graphique des estimations ponctuelles par années et des intervalles de confiance de la régression pour chaque période de temps avant et après la période de traitement. Elle est particulièrement pertinente dans le cadre de la méthode des doubles différences, car les estimations ponctuelles représentent les différences moyennes entre les groupes traités et de contrôle, ce qui apporte des preuves supplémentaires de la crédibilité de l'hypothèse de tendance parallèle. La Figure 18 ci-dessous montre les résultats de « l'event study » pour l'effet de l'intensité de la contrainte SHP et du potentiel de rapatriement de DPB. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différences de tendances parallèles avant la mise en œuvre de ces 2 dispositifs.

Figure 18. Graphique des résultats des "Event studies" de l'effet de l'intensité de la contrainte SHP et du potentiel de rapatriement de DPB.



Note : Les 2 graphiques montrent les estimations des résultats avec un intervalle de confiance de 95%. Pour l'estimation de l'effet de la contrainte SHP, 2010 correspond à l'année -6, 2016 à l'année 0 et 4 à l'année 2020. Pour l'estimation de l'effet du potentiel de DPB, 2010 correspond à l'année -5, 2015 à l'année 0 et 5 à l'année 2020. La ligne jaune représente l'année de mise en œuvre des 2 dispositifs.

Source : auteur

3.2.3 Méthodes d'estimations

3.2.3.1 Effet de la contrainte de la SHP et du potentiel de rapatriement de DPB

L'équation 1 permet d'estimer l'effet de la contrainte de la SHP et du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement animal du pâturage collectif. Nous utilisons une équation de doubles différences en introduisant les deux dispositifs dans l'équation puisqu'ils sont mis en œuvre conjointement (Moon, 2011; Bhattacharyya et Hodler, 2015; Chen et al., 2015) :

$$Y_{it} = \gamma + \beta_{1DiD}(SHP_i * Post_t) + \beta_{2DiD}(DPB_i * Post_t) + \beta_3 X_{it} + \gamma_i + \delta_t + \epsilon_{it} \quad (1)$$

Dans l'équation 1, Y_{it} est la variable de résultat, c'est-à-dire le chargement en UGBtp, pour le gestionnaire i et l'année t (cf. partie 3.2.1). DPB_i est une variable binaire qui prend comme valeur 1 si l'estive a un fort potentiel de rapatriement DPB et 0 sinon. SHP_i est une variable binaire qui prend comme valeur 1 si la contrainte de SHP pour l'estive considérée est forte, 0 sinon. $Post_t$ est une variable binaire qui prend comme valeur 0 pour les années avant la mise en œuvre de la SHP ou des DPB et 1 pour les années où les dispositifs sont mis en œuvre. Les effets des dispositifs sont estimés par les coefficients β_{1DiD} pour la SHP et β_{2DiD} pour les DPB. Par rapport à nos hypothèses, nous nous attendons à ce que les gestionnaires fortement contraints par la SHP augmentent leur chargement et

donc que le coefficient β_{1DiD} soit positif et significatif. Concernant β_{2DiD} , nous ne pouvons pas nous prononcer sur l'effet attendu car nous avons vu dans le chapitre 1 que le dispositif des DPB peut conduire à renforcer l'attractivité des estives mais dans un même temps conduire à une stratégie de fixation du chargement voire à une réduction du chargement avec l'exclusion d'éleveurs de l'estive.

Nous ajoutons des effets fixes³⁶ pour les gestionnaires et pour les années respectivement représentées par γ_i et δ_t . Les effets fixes « gestionnaires » permettent de contrôler pour des caractéristiques invariantes dans le temps et les effets fixes « années » pour éliminer la présence éventuelle de chocs exogènes sur le période. La présence des effets fixes gestionnaire et année nous permet d'estimer une équation de double différence sans introduire individuellement les variables $Post_t$ et les 2 variables de groupes SHP_i et DPB_i par rapport à une équation de double différence classique puisque leurs effets sont déjà capturés (voir par exemple Assunção et Rocha, 2019).

Le vecteur X représente des variables de contrôle : la proportion d'ovins et la contractualisation d'une MAEC territorialisée avant 2015 et localisée après 2015. Nous contrôlons par la proportion d'ovins, car une estive ovine est généralement une estive plus difficile d'utilisation en termes de topographie et il est donc plus difficile d'augmenter le nombre d'animaux. Nous contrôlons pour la contractualisation d'une MAEC HERBE09 avant et/ou après 2015, car elles peuvent avoir comme objectif de rouvrir le milieu d'une zone abandonnée par la réintroduction de troupeau (cf. chapitre 1). Dans le département, notre enquête auprès des gestionnaires qui ont contractualisé la mesure localisée « Herbe09 » montre que ces mesures ont surtout conduit au recours à un berger salarié avec une réallocation des troupeaux déjà présents sur l'estive. C'est pourquoi nous ne l'utilisons pas comme une variable de traitement ayant un effet sur le chargement global de l'estive, mais comme une variable de contrôle. Nous n'ajoutons pas de variable de contrôle supplémentaire par manque de données disponibles (e.g. climat, âge des éleveurs avant mais pas après 2015) mais également parce que les effets fixes gestionnaires permettent déjà de contrôler toutes les variables invariantes dans le temps (par exemple, la taille).

Comme test de robustesse, nous estimons l'effet des deux traitements séparément pour vérifier qu'ils ne sont pas corrélés entre eux. Cependant, notre équation (1) reste la principale pour estimer les effets de la SHP et des DPB puisqu'ils sont mis en œuvre simultanément. L'ensemble des estimations de ce chapitre sont données avec « erreur standard robuste » pour corriger la présence d'hétéroscédasticité et d'autocorrélation liée à la structure du panel longitudinal.

³⁶ Nous utilisons la commande `xtreg, fe` de stata pour inclure les effets fixes individus et nous introduisons une dummy année pour prendre en compte les effets fixes temps.

Les résultats de « l'évent study » suggèrent que les gestionnaires avec un fort potentiel de DPB augmentent leur chargement à partir de 2018. Cela correspond également à des observations des services pastoraux sur les difficultés de compréhension du mécanisme d'activation et de redistribution des DPB par les acteurs (éleveurs et gestionnaires). D'après un technicien pastoral du département, la compréhension de ce système s'est opérée avec trois ou quatre ans de décalage. D'après notre enquête pourtant menée cinq ans après la mise en œuvre du dispositif, respectivement 30% et 19% des gestionnaires interrogés ne comprennent toujours pas ou ont une vision peu claire du mécanisme d'activation et de répartition des DPB. La répartition dépend de la déclaration faite par le gestionnaire du nombre d'animaux et du temps passé de chaque éleveur d'une estive auprès de l'administration. Les éleveurs ont encore moins d'information permettant de connaître la répartition des DPB entre eux puisqu'ils n'ont pas nécessairement une connaissance exacte du chargement individuel des autres éleveurs.

Pour identifier le potentiel décalage de l'effet des DPB sur le chargement, nous estimons deux équations avec uniquement l'interaction entre la variable des groupes construits à partir du potentiel de rapatriement de DPB et la période de mise en œuvre (i.e. $DPB_i * Post_t$, équation (1)). La première équation est estimée avec une période de mise en œuvre allant de 2015 à 2020 et la deuxième avec une période de mise en œuvre allant de 2018 à 2020. Alors que les résultats de la première équation ne sont pas significatifs, les résultats de la deuxième équation confirment l'existence d'un décalage de l'effet du potentiel de DPB à partir de 2018 (cf. Tableau 19, partie 4.1). Par simplification, nous retenons pour la suite des estimations une période de mise en œuvre du dispositif des DPB équivalente à la SHP (2016-2020), car les DPB ne semblent pas avoir d'effet sur le chargement en 2015 et un des intérêts principaux de notre étude porte sur l'interaction entre les 2 dispositifs pendant leur mise en œuvre.

3.2.3.2 Interaction entre les dispositifs de la SHP et des DPB

Pour savoir s'il existe une complémentarité ou une substitution dans l'effet de ces deux dispositifs mis en œuvre conjointement, nous reprenons l'équation (1) de doubles différences en introduisant une 3^{ème} interaction entre la variable de période, la contrainte SHP et le potentiel de rapatriement de DPB. Cette méthodologie de « triple différences » a notamment été mobilisée par Heilmayr et al. (2020) en raison d'une superposition entre la politique publique qu'ils étudient et d'autres politiques de conservation. La méthodologie de triples différences est une estimation de différence entre deux doubles différences, mais elle ne requiert pas de démontrer l'existence de la tendance parallèle de ces deux doubles différences (Olden et Møen, 2022). L'équation de triples différences prend alors la forme suivante :

$$Y_{it} = \gamma + \beta_{1DiD}(Post_t * SHP_i) + \beta_{2DiD}(Post_t * DPB_i) + \beta_{3TD}(Post_t * SHP_i * DPB_i) + \beta_3 X_{it} + \gamma_i + \delta_t + \epsilon_{it} \quad (2)$$

Les variables de contrôle incluses dans X_{it} sont les mêmes que dans l'équation 1. β_{3TD} est le coefficient de la triple différence qui permet de vérifier s'il existe une synergie ou un antagonisme entre les deux dispositifs lorsqu'ils sont mis en œuvre conjointement avec plus ou moins d'intensité. Ce coefficient représente la différence d'évolution du chargement entre des gestionnaires avec une forte contrainte SHP et avec un fort potentiel de DPB fort d'un côté, et de l'autre des gestionnaires qui sont soit avec une faible contrainte SHP seulement, soit avec un faible potentiel DPB seulement, soit les 2 d'une faible intensité. Nous estimons une combinaison linéaire³⁷ des coefficients β_{1DiD} et β_{3TD} pour mesurer l'effet de la contrainte de la SHP pour les gestionnaires avec un fort potentiel de DPB (cf. Tableau 20). Compte tenu de nos hypothèses concernant les effets respectifs de l'intensité du potentiel des DPB et de la contrainte de la SHP, nous ne pouvons pas faire d'hypothèse sur la direction de l'effet de l'interaction de ces deux dispositifs.

3.2.3.3 Hétérogénéité de l'effet des dispositifs selon la situation en zone d'éligibilité

Nous nous intéressons à la situation en zone d'éligibilité par rapport à la question de l'attractivité des estives. Les gestionnaires qui ont une estive située en zone d'éligibilité peuvent avoir accès à des mesures localisées qu'ils peuvent mettre en œuvre sur des estives plus attractives (taille, qualité de la ressource en herbe, infrastructure, etc.). Les zones d'éligibilités dans le département des Hautes-Pyrénées sont des zones natura 2000, le parc national des Pyrénées ou une réserve naturelle. La mesure localisée HERBE09 peut permettre de lutter contre la déprise en finançant un berger qui va assurer une bonne conduite des troupeaux (cf. chapitre 1). La présence de bergers améliore l'attractivité d'une estive en facilitant la gestion des troupeaux pour les éleveurs (surveillance, soins, etc.). Une majorité des estives de basse altitude sont situées hors d'une zone d'éligibilité alors qu'elles sont davantage menacées par la déprise agricole (cf. chapitre 1 et introduction). Dans ce contexte, nous cherchons à savoir si la mesure SHP permet de maintenir ou d'augmenter le chargement animal lorsqu'elle contraint fortement des gestionnaires qui ont des estives hors des zones d'éligibilité qui sont moins attractives et où il n'est pas possible de financer un gardiennage salarié par une mesure Herbe09.

Le dispositif de rapatriement de DPB est, par construction, plus favorable pour des estives qui sont moins denses au niveau du chargement animal dans la mesure où le nombre de DPB rapatriés par un éleveur par tête de bétail est plus important. Les estives en zone d'éligibilité sont généralement plus grandes, car elles sont davantage situées en haute altitude. Ces estives se caractérisent alors par

³⁷ Pour obtenir la combinaison linéaire des coefficients, nous utilisons la commande « lincom » du logiciel STATA

une plus faible densité animale que les estives hors de ces zones situées en très grande majorité en basse altitude. Dans un contexte de déprise avec une baisse du nombre d'éleveurs locaux, elles peuvent également accueillir des troupeaux d'éleveurs extérieurs de tailles importantes (Eychenne, 2018). Le dispositif des DPB peut donc conduire à renforcer la disparité d'attractivité entre les estives qui sont situées en zone d'éligibilité ou non.

Pour vérifier si l'effet de la forte contrainte de la SHP et du fort potentiel de rapatriement de DPB est différent pour les gestionnaires qui ont une estive située en zone d'éligibilité ou non, nous estimons également une équation de triples différences. Nous interagissons alors cette caractéristique de l'estive avec chacun des deux dispositifs. L'équation prend alors la forme suivante :

$$Y_{it} = \beta_0\gamma + \beta_{1DiD}(SHP_i * Post_t) + \beta_{2DiD}(DPB_i * Post_t) + \beta_3(Post_t * C_i) + \beta_{4TD}(Post_t * SHP_i * C_i) + \beta_{5TD}(Post_t * DPB_i * C_i) + \beta_6 X_{it} + \gamma_i + \delta_t + \epsilon_{it} \quad (3)$$

La variable C_i représente le fait qu'au moins une partie de l'estive est située hors d'une zone d'éligibilité (HZE). La variable C_i prend comme valeur 1 si aucune partie de l'estive ne se situe en zone d'éligibilité aux MAEC localisées et 0 dans le cas contraire. Pour cette estimation, les coefficients β_{4TD} et β_{5TD} sont les coefficients de triples différences. β_{4TD} représente la différence d'effet de la contrainte de la SHP entre une estive située hors zone d'éligibilité et une estive en zone d'éligibilité. β_{5TD} représente la différence d'effet du potentiel de rapatriement de DPB entre une estive située hors zone d'éligibilité et une estive en zone d'éligibilité. Par rapport à l'équation 2, nous ne contrôlons pas par le fait d'avoir contractualisé une mesure localisée dans la mesure où elles peuvent être contractualisées seulement dans une zone d'éligibilité. De la même manière que dans l'équation 2, nous réalisons des combinaisons linéaires des coefficients. La combinaison linéaire $\beta_{1DiD} + \beta_{4TD}$ représente l'effet de la contrainte de la SHP pour une estive complètement située hors zone d'éligibilité et $\beta_{2DiD} + \beta_{4TD}$ représente l'effet du potentiel de DPB pour une estive complètement située hors zone d'éligibilité. D'une part, nous nous attendons à ce que la SHP permette de maintenir ou d'augmenter le chargement pour les estives hors zone d'éligibilité dans la mesure où ces dernières, à priori, sont davantage assujetties à la déprise agricole. D'autre part, nous nous attendons à ce que le dispositif des DPB augmente le chargement sur les estives en zone d'éligibilité en raison de la disparité préexistante avec les estives situées hors zone d'éligibilité davantage en basse altitude.

3.2.3.4 Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la gouvernance locale

Nous définissons ici la gouvernance locale selon la manière dont les décisions relatives à la gestion du pâturage collectif sont prises. Dans le chapitre 2, nous avons appelé cette gouvernance locale « descendante » dans le cas où le gestionnaire décide seul et « communautaire » lorsque les décisions sont prises conjointement avec les éleveurs. Nous cherchons alors à savoir si le fait que le

gestionnaire prend seul les décisions ou conjointement avec les éleveurs a une influence sur l'efficacité de la SHP pour maintenir ou augmenter le chargement et/ou sur l'effet des DPB sur le chargement animal.

Pour estimer l'influence de la gouvernance sur les effets des dispositifs, nous utilisons une variable de gouvernance continue en interaction avec chacun des dispositifs de la même manière que dans l'équation (3) (variable C_i). Cette variable continue est construite à partir du premier axe de l'ACM réalisée dans le chapitre 2 qui oppose un mode de gouvernance descendante à un mode de gouvernance communautaire. Les coordonnées de l'axe ont été normalisées entre les valeurs 1 et 2 où 1 correspond à un gestionnaire avec un mode de gouvernance descendante et 2 un gestionnaire avec un mode de gouvernance communautaire. Cet axe représente un continuum entre les deux modes de gouvernance locale. Une transformation logarithmique de cette variable a été réalisée afin d'approcher une distribution normale et homoscedastique. Dans le cas d'une estimation où la variable indépendante (X) fait l'objet d'une transformation logarithmique et la variable dépendante (Y) est en niveau, le coefficient mesure une variation de Y en unité pour une augmentation de 100% de X. Dans notre cas, nous pouvons alors interpréter la variation du chargement selon le fait que le gestionnaire est un mode de gouvernance locale descendante ou communautaire puisque notre variable indépendante C_i est définie sur l'intervalle [1 ; 2]. Nous utilisons les mêmes variables de contrôle que dans l'équation 2, c'est-à-dire, la proportion d'ovins et la contractualisation d'une MAEC HERBE09³⁸. De la même manière que dans l'équation 2 et 3, nous réalisons des combinaisons linéaires des coefficients pour estimer les résultats de double différence.

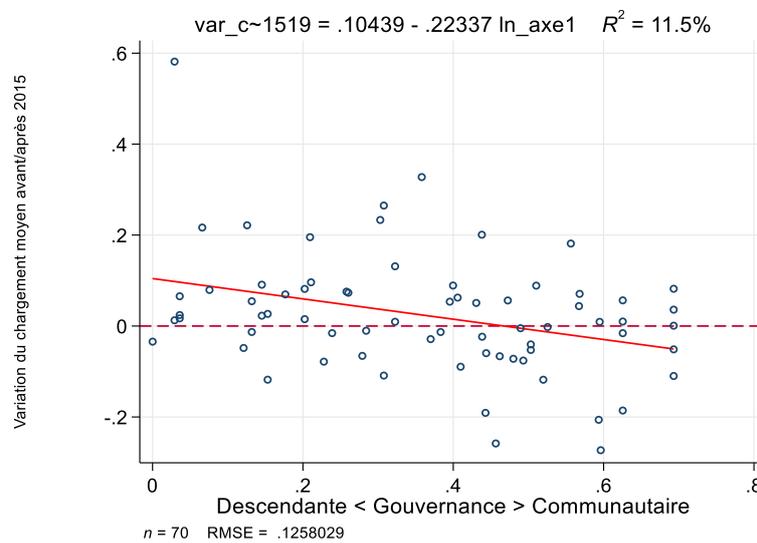
Le graphique de la Figure 19 représente le taux de variation entre le chargement moyen avant 2015 et le chargement moyen après 2015 sans distinction selon l'appartenance à un groupe construit selon la contrainte SHP ou le potentiel de rapatriement de DPB. L'axe des abscisses représente un continuum de mode de gouvernance locale entre un mode de gouvernance descendante (à gauche de l'axe) et communautaire (à droite de l'axe). Le graphique montre que les gestionnaires avec un mode de gouvernance communautaire sont davantage concernés par une baisse de leur chargement entre les deux périodes que les gestionnaires avec un mode de gouvernance descendante même si nous pouvons noter que le R-carré de la régression linéaire entre ces deux variables est faible (11,5%).

Nous ne sommes pas en mesure de formuler une hypothèse concernant le fait que l'un ou l'autre des deux modes est plus efficace pour maintenir un taux de chargement sur l'estive. En effet, dans le cas d'une gouvernance descendante, les décisions sont prises par le gestionnaire sans les

³⁸ Les résultats d'un t-test montre qu'il n'y a pas de différence significative de la variable de gouvernance en fonction d'avoir ou non contractualisé une MAEC Herbe09. Nous concluons qu'il n'y a pas de corrélation entre ces variables.

éleveurs, mais rien ne nous permet d'affirmer qu'un gestionnaire prend nécessairement des décisions visant à privilégier l'intérêt collectif par exemple en assurant un chargement animal sur l'estive qui permet d'éviter la fermeture des milieux dans un contexte de déprise. Dans le cas d'une gouvernance communautaire, les décisions sont prises collectivement entre le gestionnaire et les éleveurs, mais encore une fois rien ne nous permet d'affirmer que cette manière de procéder aboutit nécessairement à des décisions visant à préserver la ressource en herbe sur le long terme. Cependant, nous considérons qu'analyser l'influence du mode de gouvernance locale sur la gestion du chargement reste intéressant et nous tenterons d'apporter des éléments pour expliquer les résultats.

Figure 19. Taux de variation du chargement moyen en UGBtp entre les périodes 2010-2015 et 2015-2020 selon le mode de gouvernance locale



Source : auteur

4 Résultats

Dans cette partie, nous présentons les principaux résultats avec en premier lieu une analyse portant sur le décalage dans le temps de l'effet du potentiel de rapatriement des DPB sur le chargement (partie 4.1). Dans un deuxième temps, nous présentons les effets de la contrainte de la SHP et du potentiel de DPB sur le chargement animal ainsi que la présence ou non d'un effet de synergie ou d'un antagonisme entre ces 2 dispositifs (partie 4.2). Ensuite, nous présentons les résultats sur l'hétérogénéité des effets des dispositifs selon que les estives sont situées en zone éligible (i.e. natura 2000, parc national, réserve naturelle) ou non aux MAEC localisées (partie 4.3). Enfin, nous présentons les résultats de l'effet de la gouvernance sur la mise en œuvre de ces dispositifs de la PAC (partie 4.4) dans la mesure où des auteurs ont identifié que la gouvernance locale peut influencer la mise en œuvre des dispositifs.

4.1 Décalage dans le temps de l'effet du potentiel de DPB

Les estimations des effets du fort potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement animal ne font pas apparaître de résultats significatifs pour la période de mise en œuvre de 2015 à 2020 (Tableau 19, colonne 1 et 2). Cependant, l'effet du fort potentiel de rapatriement de DPB est positif et significatif lorsque l'on déclare le début de la période de mise en œuvre dans l'estimation à partir de 2018 (Tableau 19, colonne 3 et 4). Les estives à fort potentiel de rapatriement de DPB voient leur chargement augmenter en moyenne d'environ 12 UGBtp à partir de 2018 soit une augmentation d'environ 7% (chargement moyen de 169 UGBtp pour la période 2010-2017).

Tableau 19. Effet du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement animal (estimation par les doubles différences)

<u>Variable dépendante</u> UGB temps plein	(1)	(2)	(3)	(4)
Pde 2015 * DPB	9.51 (0.10)	9.04 (0.12)		
Pde 2018 * DPB			12.15* (0.06)	11.92* (0.06)
Constante	173.58*** (0.00)	166.69*** (0.00)	173.58*** (0.00)	166.06*** (0.00)
Effet fixe individuel	Oui	Oui	Oui	Oui
Effet fixe temps	Oui	Oui	Oui	Oui
Variables de contrôle	Non	Oui	Non	Oui
Observations	770	770	770	770
Adj R ²	0.05	0.05	0.05	0.05
F-stat	2.21	1.90	2.14	1.82

*Les p-valeurs sont entre parenthèse *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$. Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2015 correspond à une mise en œuvre des DPB de 2015 à 2020 et Pde 2018 de 2018 à 2020. Les colonnes (1) et (3) présentent les résultats des estimations sans variable de contrôle et les colonnes (2) et (4) avec les variables de contrôle.*

Source : auteur

L'hypothèse que le potentiel de DPB a un effet d'attractivité et donc conduit à une augmentation du chargement global sur l'estive se vérifie, mais avec un décalage dans le temps par rapport à la mise en œuvre du dispositif. Cela suggère qu'il y a bien eu un effet d'apprentissage de la part d'au moins une partie des éleveurs pour la compréhension du fonctionnement du dispositif des DPB, et vient confirmer les observations de terrain des services pastoraux (cf. partie 3.2.3). Comme nous l'avons expliqué dans la partie méthodologie, les estimations présentées dans la suite de cette étude considèrent alors une seule période de mise en œuvre pour les 2 dispositifs (2016-2020).

4.2 Impacts des dispositifs

Le Tableau 20 présente les estimations des effets du potentiel de rapatriement de DPB et de la contrainte SHP sur le chargement animal. Les colonnes 1 à 2 du tableau présentent les résultats des effets des deux dispositifs estimés séparément et la colonne 3 les résultats estimés simultanément

dans la même équation. L'ensemble des résultats estimés avec les coefficients des variables de contrôle sont présentés dans le tableau en Annexe 16. Les coefficients non significatifs de l'effet du fort potentiel de rapatriement de DPB confirment nos précédents résultats. L'estimation de l'effet de la forte contrainte de la SHP met en évidence que la mesure permet d'augmenter le chargement animal d'en moyenne d'environ 9 UGBtp (Tableau 20, colonne 3). Ce résultat correspond à une augmentation d'environ 6%³⁹ du chargement moyen entre 2010-2015 et 2016-2020 pour les gestionnaires avec une forte contrainte SHP. Même si le pourcentage d'augmentation est relativement faible, ce résultat confirme notre hypothèse et montre que globalement, la mesure SHP permet au moins de maintenir le chargement.

³⁹ Par la suite, les effets exprimés en termes d'évolution en pourcentage seront indiqués entre parenthèses. Ils sont calculés à partir du chargement moyen sur la période 2010-2015.

Tableau 20. Effet du potentiel de rapatriement de DPB et de la contrainte SHP sur le chargement

<u>Variable dépendante</u>	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
UGB temps plein								
Pde 2016 * SHP			10.13*	9.95*	9.53*	9.43*	19.85***	19.72***
			(0.06)	(0.06)	(0.08)	(0.08)	(0.00)	(0.00)
Pde 2016 * DPB	7.85	7.33			7.03	6.57	17.35**	16.83**
	(0.15)	(0.18)			(0.20)	(0.23)	(0.04)	(0.04)
Pde 2016 * SHP * DPB							-20.64*	-20.61**
							(0.05)	(0.05)
<u>Combinaison linéaire des coefficients</u>								
Pde 2016 * SHP + Pde 2016 * SHP * DPB							-0.79	-0.89
							(0.93)	(0.92)
Effet fixe individuel	Oui	Oui						
Effet fixe temps	Oui	Oui						
Variables de contrôle	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui
Observations	770	770	770	770	770	770	770	770
Adj R ²	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06
F-stat	2.14	1.82	2.55	2.49	2.24	2.12	3.20	2.82

Les p-valeurs sont entre parenthèse *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$. Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2016 correspond à une mise en œuvre des 2 dispositifs de 2016 à 2020. Les colonnes impaires présentent les résultats des estimations sans variable de contrôle et les colonnes paires avec les variables de contrôle.

Source : auteur

D'après le Tableau 20, nous n'observons pas de différence entre les coefficients estimés pour la forte contrainte SHP avec ou sans contrôle (colonne 5 et 6, $\text{Chi}^2 = 0.22$; P-valeur = 0,64) ce qui va dans le sens d'une estimation de l'effet non biaisée par des variables omises. De même nous n'observons pas de différence entre les coefficients estimés de l'effet de la contrainte de la SHP avec ou sans le potentiel de rapatriement de DPB ($\text{Chi}^2 = 1.81$; P-valeur = 0,18). Cela montre qu'il n'y a pas de multicolinéarité entre les deux dispositifs qui pourrait remettre en cause la fiabilité des résultats.

La colonne 8 du Tableau 20 présente les résultats des estimations avec l'introduction de l'interaction entre les deux dispositifs et les variables de contrôle. Les résultats montrent que l'effet pour un gestionnaire d'être fortement contraint par la SHP avec une estive qui a un faible potentiel (équation 2, β_{1DiD}) est positif et significatif d'environ 20 UGBtp (11%). Ces résultats montrent également que l'effet d'une estive qui a un fort potentiel de DPB pour un gestionnaire faiblement contraint par la SHP est positif et significatif d'environ 17 UGBtp (6%). Cependant, le coefficient de triples différences (équation 2, β_{3TD}) est significatif et négatif avec une amplitude équivalente d'une valeur négative d'environ 20 UGBtp. Le coefficient de la combinaison linéaire est non significatif et quasi nul ce qui signifie qu'on ne peut pas conclure sur la présence d'un effet lorsque les deux dispositifs sont mis en œuvre avec une forte intensité.

Nous concluons que globalement, chacun des deux dispositifs conduit au moins à maintenir le chargement lorsqu'ils ne sont pas mis en œuvre sur une estive qui a conjointement les deux dispositifs de forte intensité. De plus, nous montrons qu'il n'y a pas d'effet de synergie entre le dispositif de la SHP et des DPB. Au contraire, les 2 dispositifs apparaissent comme des éléments antagoniques plutôt que des compléments pour augmenter le chargement animal sur les estives. Nous discuterons ce résultat de manière approfondie parce qu'il soulève des questions intéressantes en termes d'articulation entre dynamiques collectives et individuelles.

4.3 Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la situation en zone d'éligibilité

Les estives en zone non éligibles situées presque exclusivement en basse altitude sont assujetties à une baisse structurelle du chargement plus important entre 2010 et 2015 ce qui vient confirmer qu'elles sont davantage concernées par le phénomène de déprise (Annexe 19). Le Tableau 21 présente les résultats des estimations de triples différences qui inclut la dimension supplémentaire pour l'estive d'être située ou non hors zone d'éligibilité avec ou sans contrôle. Le tableau en Annexe 17 présente les résultats de l'ensemble des estimations réalisées.

Tableau 21. Effets de l'intensité des deux dispositifs selon la présence ou non d'une zone d'éligibilité aux MAEC localisées

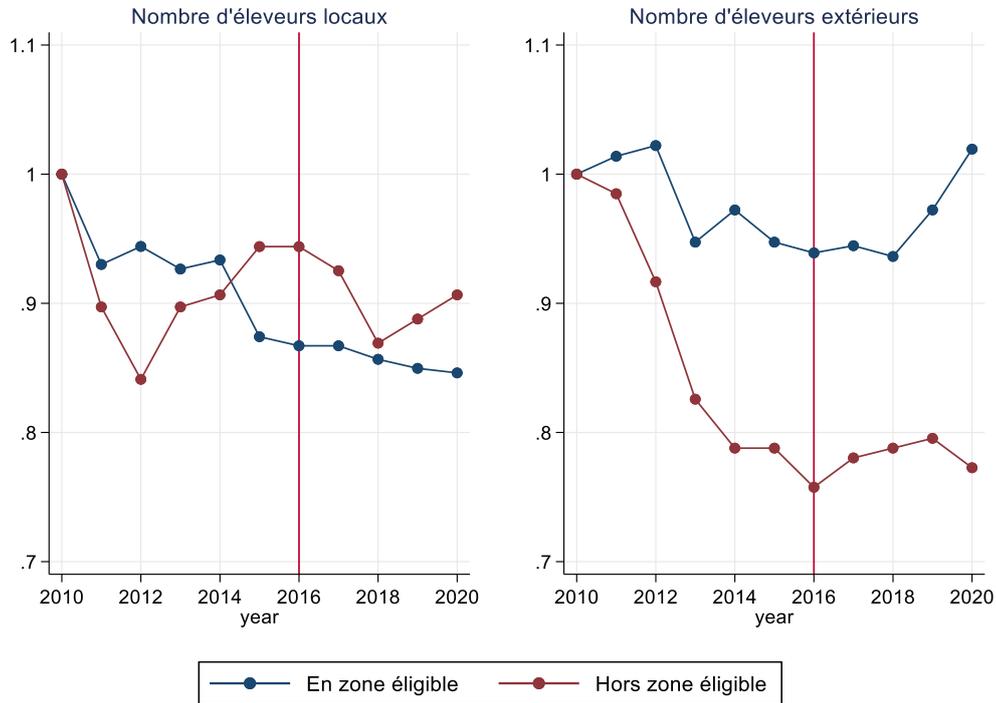
<u>Variable dépendante</u> UGB temps plein	(1)	(2)
Pde 2016 * SHP	0.31 (0.98)	0.57 (0.96)
Pde 2016 * DPB	22.55** (0.04)	23.14** (0.04)
Pde 2016 * HZE	-1.74 (0.89)	-1.70 (0.89)
Pde 2016 * SHP * HZE	12.78 (0.35)	12.32 (0.36)
Pde 2016 * DPB * HZE	-23.26* (0.06)	-24.03* (0.05)
<u>Combinaison linéaire des coefficients</u>		
Pde 2016 * SHP + Pde 2016 * SHP * HZE	13.09*** (0.01)	12.89*** (0.01)
Pde 2016 * DPB + Pde 2016 * DPB * HZE	-0.70 (0.90)	-0.88 (0.87)
Effet fixe individuel	Oui	Oui
Effet fixe temps	Oui	Oui
Variable de contrôle	Non	Oui
Observations	770	770
Adj R ²	0.06	0.06
F-stat	2.47	2.32

Les p-valeurs sont entre parenthèse *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$.
 Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2016 correspond à une mise en œuvre des 2 dispositifs de 2016 à 2020.
 HZE : Hors Zone d'Éligibilité

Source : auteur

Les résultats montrent que l'effet du fort potentiel de rapatriement des DPB est positif et significatif pour les estives situées dans les zones éligibles aux MAEC localisées. Cet effet positif est en moyenne d'environ 23 UGBtp (21%) (équation 3, β_{1DiD}). Le coefficient de la triple différence montre une différence négative et significative de l'effet du fort potentiel de rapatriement des DPB pour les gestionnaires situés hors de ces zones avec une amplitude équivalente d'environ 24 UGBtp. Il n'y a pas d'effet significatif du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement des estives situées hors des zones d'éligibilité (cf. coefficient de la combinaison linéaire nul, colonne 2). L'augmentation du chargement entre 2016 et 2020 dans les zones éligibles coïncide avec une augmentation du nombre d'éleveurs extérieurs entre 2018 et 2020 alors que le nombre d'éleveurs locaux est stable sur cette période (Figure 20).

Figure 20. Évolution du nombre d'éleveurs selon la situation en zone d'éligibilité pour les gestionnaires avec un fort potentiel de rapatriement



Source : auteur

Les résultats de la combinaison linéaire des coefficients montrent qu'une forte contrainte de la SHP engendre une augmentation du chargement en moyenne de 13 UGBtp pour les gestionnaires situés hors des zones éligibles (Tableau 21). Ce résultat montre que l'effet de la forte contrainte de la SHP est plus important pour les estives hors des zones d'éligibilité puisque nous avons vu précédemment que globalement l'effet de la SHP est en moyenne d'environ 9 UGBtp (Tableau 21, colonne 6).

Nous concluons que le dispositif des DPB conduit à augmenter la disparité d'attractivité entre les estives situées en zone d'éligibilité et celles situées hors de ces zones. Pourtant, les estives hors des zones d'éligibilité sont davantage concernées par une baisse structurelle du chargement avant la période de mise en œuvre du dispositif. En parallèle, les résultats permettent d'affirmer que la SHP est une mesure d'autant plus efficace parce qu'elle permet de davantage maintenir le chargement animal pour des estives situées hors zone d'éligibilité. La mesure permet de pallier dans une certaine mesure le renforcement de la disparité d'attractivité liée au dispositif des DPB.

4.4 Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la gouvernance locale

Le Tableau 22 présente les résultats des estimations de l'effet des deux dispositifs sur le chargement selon le mode de gouvernance locale avec ou sans variable de contrôle. Le tableau en Annexe 18 présente les résultats de l'ensemble des estimations réalisées. Les résultats montrent que l'effet de la forte contrainte SHP est significativement différent selon le mode de gouvernance (Tableau 22, colonne 2). En effet, le coefficient de la triple différence est positif et significatif à 10% avec une valeur d'environ 44 UGBtp ce qui représente la différence de l'effet de la contrainte SHP entre des gestionnaires avec un mode de gouvernance communautaire et descendante. Le coefficient de la combinaison linéaire qui estime l'effet de la contrainte SHP pour les gestionnaires avec un mode de gouvernance communautaire montre que ces derniers ont augmenté en moyenne de 38 UGBtp (voir partie 3.2.3.4 pour l'explication de l'interprétation du coefficient). Les résultats ne montrent pas d'effet significatif de la contrainte SHP pour gestionnaires avec un mode de gouvernance descendante (coefficient de l'interaction Pde 2016 * SHP). Enfin, les résultats montrent que l'effet du potentiel de rapatriement de DPB ne diffère pas selon le régime modes de gouvernance locale.

Tableau 22. Effets de l'intensité des deux dispositifs selon la gouvernance locale

Variable dépendante UGB temps plein	(1)	(2)
Pde 2016 * SHP	-7.43 (0.54)	-6.14 (0.60)
Pde 2016 * DPB	11.76 (0.32)	11.79 (0.31)
Pde 2016 * Com	-56.59*** (0.01)	-54.19** (0.01)
Pde 2016 * SHP * Com	47.45* (0.05)	43.69* (0.07)
Pde 2016 * DPB * Com	-17.39 (0.45)	-18.14 (0.42)
<u>Combinaison linéaire des coefficients</u>		
Pde 2016 * DPB + Pde 2016 * DPB * Com	-5.62 (0.65)	-6.35 (0.60)
Pde 2016 * SHP + Pde 2016 * SHP * Com	40.02*** (0.00)	37.54*** (0.01)
Effet fixe individuel	Oui	Oui
Effet fixe temps	Oui	Oui
Variable de contrôle	Non	Oui
Observations	770	770
Adj R ²	0.09	0.08
F-stat	2.97	2.79

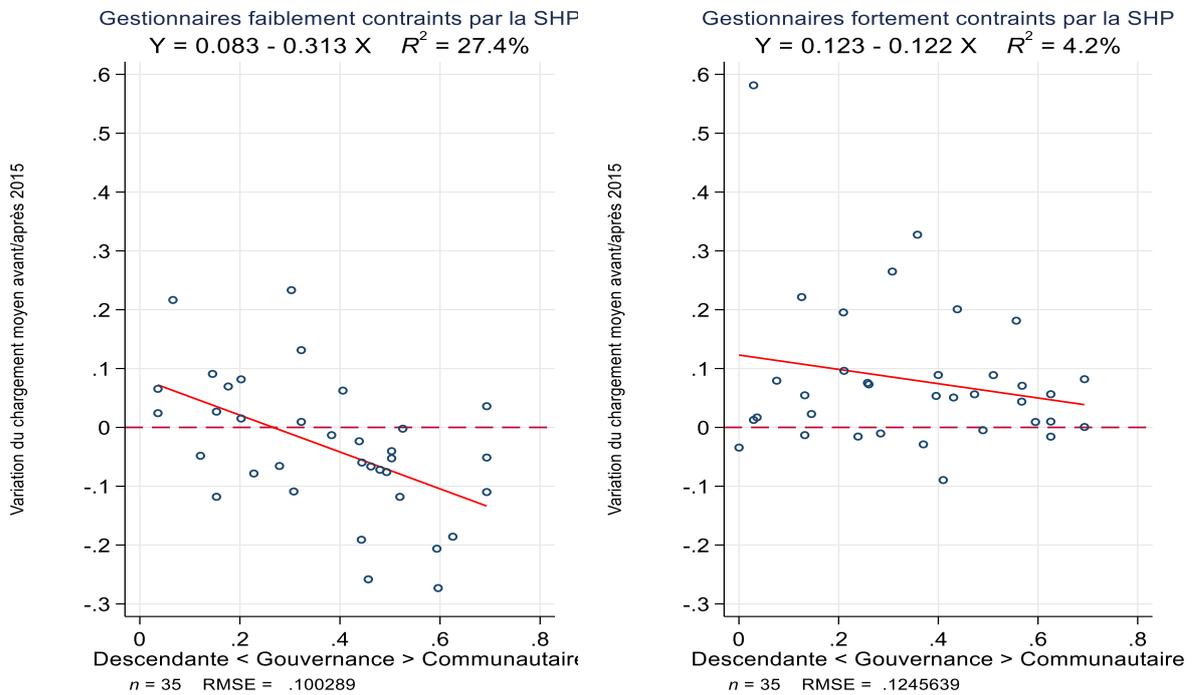
Les p-valeurs sont entre parenthèse *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1.
Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2016 correspond à une mise en œuvre des 2 dispositifs de 2016 à 2020.
Com : mode de gouvernance locale communautaire

Source : auteur

Les graphiques de la Figure 21 permettent d'illustrer les résultats de l'estimation de triples différences. En effet, il présente les taux de variation entre les périodes d'avant et après 2015 et selon l'intensité de la contrainte de la SHP. Nous observons sur le graphique de gauche que les gestionnaires faiblement contraints par la SHP avec un mode de gouvernance communautaire ont baissé leur chargement entre les 2 périodes (partie droite de l'axe des abscisses). En revanche, nous observons sur le graphique de droite que les gestionnaires fortement contraints ne montrent pas ou peu de baisses de chargement entre les 2 périodes et indépendamment de leur mode de gouvernance.

Nous concluons à partir de l'ensemble de ces résultats que le mode de gouvernance locale descendant ou communautaire montre des effets hétérogènes concernant l'efficacité de la SHP. En effet, la SHP est efficace pour maintenir ou augmenter le chargement pour les gestionnaires avec un mode de gouvernance communautaire, elle ne l'est plus pour les gestionnaires avec un mode de gouvernance descendante. Cependant, les gestionnaires avec un mode de gouvernance descendante ne sont pas concernés par une baisse de leur chargement entre la période avant et après 2015 indépendamment du fait d'être faiblement ou fortement contraints par la SHP (cf. Figure 19, partie 3.2.3). Les gestionnaires avec un mode de gouvernance locale descendante maintiennent leur chargement même lorsqu'ils sont faiblement contraints par la SHP pour maintenir ou augmenter leur chargement.

Figure 21. Taux de variation du chargement moyen en UGBtp entre les périodes 2010-2015 et 2015-2020 selon le mode de gouvernance locale et selon la contrainte de la SHP



Source : auteur

5 Discussion

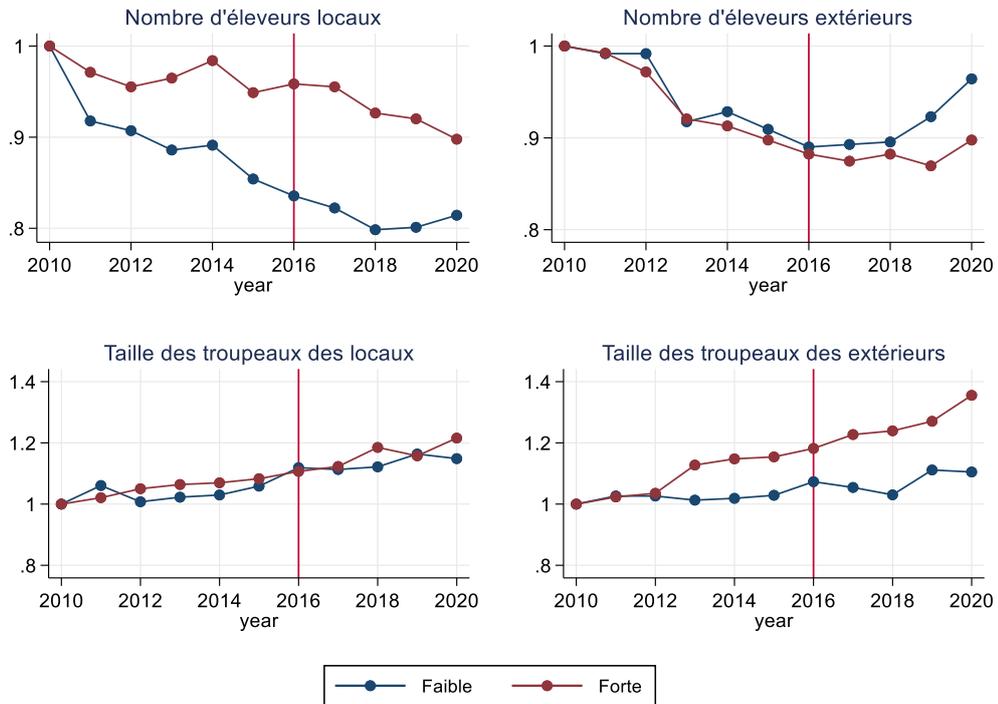
5.1 Impact de la SHP

Ce chapitre montre que la SHP est globalement une mesure efficace pour maintenir le chargement animal sur les estives des Hautes-Pyrénées. Le maintien ou l'augmentation du chargement animal pour un gestionnaire s'effectue selon une combinaison ou non de plusieurs leviers d'actions i) le renouvellement des éleveurs locaux et de leurs troupeaux par la reprise d'exploitation ou par de nouvelles installations ii) l'augmentation de la taille des troupeaux déjà présents, qu'ils soient d'éleveurs locaux ou extérieurs, iii) accueil de troupeaux de nouveaux éleveurs extérieurs.

La Figure 22 présente l'évolution des différents leviers d'action qui expliquent la variation du chargement animal en fonction du niveau de contrainte de la SHP. L'augmentation du chargement des gestionnaires fortement contraints s'explique par une augmentation de la taille des troupeaux des éleveurs extérieurs qui est plus importante que pour les gestionnaires faiblement contraints. En effet, l'augmentation du chargement des gestionnaires fortement contraints ne peut pas s'expliquer par une augmentation du nombre d'éleveurs locaux ou extérieurs à partir de 2016. Nous n'observons pas de

différence d'augmentation de la taille des troupeaux des éleveurs locaux entre les deux groupes. L'accueil de troupeaux extérieurs est donc la variable d'ajustement qui permet le maintien du chargement pour un gestionnaire fortement contraint par la SHP.

Figure 22. Évolution des leviers d'actions pour l'évolution du chargement animal selon la contrainte de la SHP



Source : auteur

Nous montrons également que la SHP est efficace hors des zones d'éligibilités aux MAEC. C'est un résultat positif, dans la mesure où le phénomène de déprise avec une menace de fermeture des milieux n'est pas localisé uniquement dans les zones d'éligibilité. Au contraire, les estives situées hors zones d'éligibilité sont davantage situées en basse altitude où le phénomène de déprise et la dynamique de fermeture des milieux sont plus importants. Dans ce contexte, la SHP est additionnelle car elle permet de maintenir un chargement animal sur des estives concernées par une baisse structurelle du chargement. La SHP permet également un rééquilibrage de l'accès aux MAEC localisées pour les gestionnaires dont l'estive se situe hors des zones d'éligibilités à ces mesures.

5.2 Interactions entre dispositifs : synergies ou antagonismes ?

Nous avons montré dans ce chapitre que la SHP est efficace pour maintenir le chargement sur une estive lorsqu'elle contraint fortement les gestionnaires. Cependant, cet effet ne s'observe pas pour une estive avec un fort potentiel de rapatriement de DPB. Nous expliquons ce résultat par la présence d'une tension entre deux objectifs collectifs liés aux deux dispositifs i) le maintien ou

l'augmentation du chargement pour le respect du seuil minimum contractualisé de la SHP, ii) le maintien des effectifs individuels montés en estive pour éviter la modification de la répartition des DPB et éviter une diminution globale d'activation de ces DPB au niveau de l'estive par les éleveurs.

Cette perception d'une tension entre les deux dispositifs n'est cependant pas partagée par l'ensemble des gestionnaires. En effet, certains gestionnaires perçoivent une complémentarité des 2 dispositifs pour maintenir des troupeaux en montagne : « *les DPB stabilisent le chargement et on a besoin de ce chargement avec la SHP pour pacager le milieu* », « *en montant plus de bêtes, on nettoie* », « *l'un fait vivre l'éleveur et l'autre le Groupement Pastoral* ». La perception de cette complémentarité repose sur le fait que d'un côté, les DPB contribuent fortement à attirer des éleveurs qui viendraient moins en montagne sans la possibilité d'activer leurs DPB en estive. De l'autre, la SHP contribue également à maintenir des troupeaux en montagne tout en permettant de réaliser des aménagements qui ont pour objectif d'améliorer l'attractivité de l'estive et le prélèvement de la ressource en herbe par les troupeaux (gardiennage, accès à l'eau, etc.) (cf. chapitre 1). Il y a donc dans cette perception l'idée que les DPB constituent un soutien aux éleveurs pendant que la SHP permet de soutenir la pratique collective.

Enfin, d'autres gestionnaires ne voient aucun rapport entre les deux dispositifs qui sont perçus comme très différents. Par exemple un gestionnaire nous explique qu'il y a deux motivations différentes : « *les DPB pour responsabiliser l'éleveur et aider à l'installation et la SHP pour le gestionnaire qui prend des décisions concernant l'utilisation du montant de la SHP* ». Dans ce cas, le dispositif des DPB est perçu comme étant déconnecté de l'estive et concerne l'exploitation individuelle de l'éleveur seulement. De plus, même si certains gestionnaires ont une vision claire du fonctionnement du dispositif et ont d'ailleurs figé le chargement en conséquence, un certain nombre de gestionnaires n'arrive pas à voir de lien entre les deux dispositifs en déclarant que le dispositif des DPB est trop opaque et complexe à gérer.

Pour finir, l'ensemble de ces témoignages peuvent expliquer l'absence d'effet du dispositif des DPB. En effet, même si certains gestionnaires perçoivent le dispositif des DPB comme un facteur d'amélioration de l'attractivité de l'estive pour les éleveurs, d'autres le perçoivent comme un facteur de tension pour la gestion collective du pâturage. Enfin, le manque de compréhension du dispositif peut aussi expliquer l'absence d'effet du dispositif des DPB qui ne produit alors pas d'effet incitatif. D'ailleurs, la compréhension progressive du système par les éleveurs est peut-être une source d'explication de l'effet du fort potentiel de DPB sur l'augmentation du chargement à partir de 2018.

5.3 Gouvernance et SHP

Nous avons vu dans le chapitre 1 que la gouvernance environnementale des estives fait l'objet d'une hybridation entre la gouvernance locale d'une communauté, composée d'un gestionnaire et d'éleveurs utilisateurs, et par l'Etat dans la mesure où les MAE collectives sont des dispositifs de politique publique qui peuvent être considérés comme des PSE « pigouvien ». Un des principaux avantages des MAE collectives est qu'elles permettent à l'administration publique de réduire ses coûts de transaction en évitant de multiplier des contrats individuels. Dans notre contexte, la contractualisation repose sur une entité collective gestionnaire qui supporte des coûts de coordination liés à la mise en œuvre des MAE. Dans ce chapitre, nous analysons l'articulation entre ces deux modes de gouvernance dans le cadre de la gestion d'estives collectives.

Les coûts de transactions supportés par l'entité collective pour mettre en œuvre la SHP peut notamment concerner l'organisation de réunion afin de coordonner les éleveurs pour l'exploitation de la ressource en herbe commune. Le chapitre 2 montre que selon le mode de gouvernance locale, les décisions concernant la gestion de l'estive n'incluent pas nécessairement les éleveurs utilisateurs de l'estive. Dans ce chapitre, nous avons montré que la SHP est efficace pour les estives avec un mode de gouvernance locale communautaire, mais nous n'observons pas cet effet pour les estives avec un mode de gouvernance descendante. Dans un premier temps, nous ne pouvons pas formuler d'hypothèse concernant le fait qu'un des deux modes soit plus efficace pour mettre en œuvre cette mesure.

Les estives avec une gouvernance communautaire sont davantage concernées par une baisse du chargement que les gestionnaires avec une gouvernance descendante entre les périodes avant et après 2015 (Figure 19). Nous proposons plusieurs pistes d'explications pour ce résultat. Les estives avec un mode de gouvernance communautaire sont gérées en prenant des décisions conjointement entre le gestionnaire et les éleveurs. Nous avons décrit dans le chapitre 2 que ces prises de décision collectives nécessitent d'organiser des réunions de bilan et/ou de préparation qui peuvent notamment porter sur la gestion de la fréquentation de l'estive par les éleveurs et leur troupeau : accueil d'un nouvel éleveur, nombre d'animaux montés par éleveur. Par rapport à des estives avec un mode de gouvernance descendante où les décisions sont prises par les membres gestionnaires uniquement, la gestion avec un mode de gouvernance communautaire implique davantage de coûts de transaction liés aux prises de décisions collectives (e.g. organisation de réunion). Dans ce contexte, les entités avec un mode de gouvernance communautaire vont supporter ces coûts de transaction plus élevés pour maintenir ou augmenter le chargement que lorsqu'elles sont fortement contraintes par la SHP pour ainsi éviter le remboursement de la mesure.

Une autre piste d'explication possible est que dans le cas d'une gouvernance communautaire avec un collectif d'éleveurs composé seulement d'éleveurs locaux qui prennent les décisions ensemble, les intérêts individuels des éleveurs peuvent surpasser l'intérêt collectif de préservation de la ressource. Dans un contexte, le groupe d'éleveurs peut bloquer l'accueil de troupeaux d'éleveurs extérieurs afin de maintenir un chargement. En effet, l'accueil de nouveaux troupeaux implique d'accepter de partager la ressource en herbe pour les éleveurs locaux ayant droit et une diminution des DPB rapatriés pour ces éleveurs déjà présents sur l'estive.

Enfin, les estives avec un mode de gouvernance descendante sont peut-être davantage concernées par une présence plus importante de « leaders » gestionnaires motivés par l'intérêt du collectif de préservation de la ressource en herbe. Dans un contexte de déprise, ces leaders vont être attentifs et fournir des efforts pour maintenir un chargement (e.g. recherche d'un nouvel éleveur) suffisant afin d'éviter une sous-exploitation de la ressource en herbe avec un risque de fermeture des milieux. Au contraire, les estives avec un mode de gouvernance communautaire sont peut-être davantage concernées par des leaders dont la motivation est la préservation des intérêts individuels des éleveurs qui ne veulent pas partager la ressource en herbe à de nouveaux éleveurs ou encore par des leaders qui ne sont pas très motivés pour fournir d'efforts pour maintenir ou augmenter un chargement.

6 Conclusion

L'objectif de ce chapitre était d'évaluer les effets des dispositifs de la PAC sur le chargement animal des estives du département des Hautes-Pyrénées en mobilisant des méthodes d'inférences causales. Ce travail porte notamment sur l'articulation entre le dispositif des DPB du 1^{er} pilier et la MAEC SHP du 2^{ème} pilier. La particularité de notre contexte est que ces dispositifs s'articulent avec des pratiques pastorales collectives qui sont préexistantes à leur mise en œuvre et peuvent être influencés par la gouvernance locale. En effet, la gouvernance environnementale des estives fait l'objet d'une hybridation entre une gestion par la communauté au niveau local et par l'Etat à travers la mise en œuvre de dispositifs de politiques publiques. Dans ce contexte, évaluer les effets de ces dispositifs nécessite de prêter attention aux fonctionnements du collectif préexistant et à la manière dont ces outils de politique publique vont s'articuler avec celui-ci. Les DBP du 1^{er} pilier ont pour objectif de soutenir le revenu des éleveurs (i.e. niveau individuel) et la SHP du 2^{ème} pilier a comme objectif de maintenir la pratique pastorale collective en s'adressant au gestionnaire de l'estive (i.e. niveau collectif). Dans ce contexte, la cohérence des dispositifs est d'autant plus importante car ils peuvent exacerber des tensions déjà existantes entre les niveaux individuel et collectif et conduire à une fragilisation du fonctionnement collectif préexistant à leur mise en œuvre.

Chapitre 3

Nous montrons également que, dans les Hautes-Pyrénées, la SHP collective joue un rôle structurel. Nous montrons que la SHP est additionnelle car elle permet de maintenir ou d'augmenter le chargement en zone non éligibles aux MAEC localisées. Les MAEC localisées telles que la mesure HERBE09 permettent notamment la reconquête de secteurs abandonnés avec du gardiennage permanent dans des zones éligibles identifiées avec un enjeu de fermeture des milieux. La mesure SHP permet en partie de compenser les inégalités d'accès aux MAEC localisées dans un contexte où la déprise agricole est particulièrement présente dans les estives de basse altitude qui sont situées en quasi-totalité dans des zones non éligibles. En effet, elle permet de répondre directement à l'enjeu de déprise agricole en imposant un seuil de chargement minimum à respecter et indirectement en donnant des moyens financiers pour investir afin de maintenir voire améliorer l'attractivité de l'estive (infrastructures, gardiennage).

Conclusion générale

L'objectif de cette thèse était d'analyser l'articulation entre des dispositifs de la PAC et la gestion collective d'estive à partir d'une étude empirique dans le département des Hautes-Pyrénées. Pour répondre à cette problématique, nous avons procédé en trois étapes qui correspondent aux trois chapitres de cette thèse :

- Identifier et décrire les enjeux du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées en mobilisant le cadre conceptuel du système socio-écologique.
- Analyser les dynamiques de gouvernance locale et l'action collective à travers les processus de prise de décision et la contribution des éleveurs à la gestion et proposer une typologie reflétant la pluralité des estives du département.
- Évaluer les effets des dispositifs de la PAC sur l'évolution du chargement animal en estives (un proxy des biens publics environnementaux associés au maintien de milieux ouverts) en analysant notamment les effets de synergie ou d'antagonisme entre ces dispositifs ainsi que l'effet de la gouvernance locale sur leur mise en œuvre.

Cette conclusion est organisée de la manière suivante : nous commençons par rappeler les principaux résultats, les contributions scientifiques et nous proposons également une synthèse graphique des résultats (Figure 23). Nous exposons ensuite les limites de ce travail de recherche. Enfin, nous terminons par mettre en perspective les contributions scientifiques avec des implications de politiques publiques.

1 Principaux résultats et contributions scientifiques

1.1 Système socio-écologique du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées

Le chapitre 1 se penche sur l'exploitation de la ressource en herbe des estives, caractérisée par des dimensions collectives. La gestion des estives implique un gestionnaire et un groupe d'éleveurs utilisateurs, où les actions individuelles des éleveurs affectent le collectif, et les décisions du gestionnaire ont des répercussions sur les éleveurs. L'exploitation de la ressource en herbe résulte d'un équilibre entre des dimensions individuelle et collective.

L'étude contribue à décrire que la gestion collective des estives est confrontée à divers dilemmes sociaux. Les estives ont évolué d'un commun « traditionnel » vers un commun « complexe » avec plusieurs ressources interconnectées et la présence d'une pluralité d'acteurs liée au multiusage. Cette gestion ne se limite plus à l'exploitation d'une ressource en herbe commune mais également à la production de biens publics environnementaux et la distribution d'une ressource financière entre

les éleveurs. Deux dispositifs de la PAC, les MAEC du 2ème pilier et les DPB du 1er pilier, sont liés à ces évolutions. Ils sont interconnectés à l'exploitation de la ressource en herbe et sont gérés collectivement, ce qui complexifie la gestion de ce bien commun. Nous contribuons à montrer que, dans le contexte du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées, cette évolution s'accompagne d'une hybridation de la gestion agro-environnementale par la communauté, l'État et le marché avec des politiques publiques.

Deux catégories de biens publics environnementaux se distinguent. La première concerne ceux qui sont coproduits par les pratiques pastorales, avec une tendance à la baisse en raison d'un phénomène de déprise nécessitant parfois un soutien. Les MAE de la PAC introduites depuis 1992 sur les estives, telles que la SHP, et qui ont pour objectif de soutenir les pratiques pastorales se rapprochent davantage de PSE de récompenses que de conservation dans le cas où elles sont mises en œuvre sur des estives qui ne sont pas concernées par une déprise. Dans ce contexte, la gouvernance agro-environnementale se caractérise par une hybridation entre la communauté et l'État. La deuxième catégorie concerne les biens publics environnementaux résultant d'une gestion agroenvironnementale spécifique avec la mise en œuvre de MAEC localisées, exigeant des efforts et des coûts supplémentaires, et qui peuvent donc être associés à des instruments « de marché » qui tendent vers l'idéal type du PSE « coasien ». Cette fois, la gouvernance implique une hybridation entre la communauté, le marché et l'État.

Initialement conçus au niveau d'une exploitation individuelle, les MAE et les DPB sont mis en œuvre dans un contexte collectif, ce qui complique leur mise en œuvre. La SHP soutient les pratiques collectives existantes, tandis que les DPB peuvent exacerber la concurrence entre les éleveurs pour la répartition de ressources financières. Enfin, les pratiques pastorales sont également influencées par d'autres politiques publiques, telles que le PSEM et les zones Natura 2000.

1.2 Pluralité de modes de gouvernance

Dans le chapitre 2, nous avons focalisé notre analyse sur le système de gouvernance et sur l'action collective des éleveurs.

La gestion collective des estives peut amener le gestionnaire et les éleveurs à prendre des décisions. La diversité des systèmes de gouvernance locale dans les Hautes-Pyrénées, basée sur la structure juridique de l'entité collective, peut influencer les prises de décisions conformément à la loi française. Cependant, nous montrons que la gouvernance locale "de facto", c'est-à-dire la manière dont les décisions sont effectivement prises entre le gestionnaire et les éleveurs, n'est pas strictement dépendante de la gouvernance locale « de jure » (i.e. le statut juridique de l'entité collective). Nous construisons une typologie et mettons en évidence trois modes de gouvernance locale que nous

qualifions de i) « individuelle » lorsqu'il n'y a pas ou peu de prise de décision de la part du gestionnaire et des éleveurs qui décident seuls ii) « communautaire » lorsque les éleveurs et le gestionnaire décident ensemble et iii) « descendante » lorsque le gestionnaire décide seul.

Nous montrons également que selon les estives, les éleveurs ne contribuent pas de la même manière à la gestion de l'estive. Nous mettons en évidence trois principaux modes de contribution à la gestion que nous qualifions de i) « individuelle » lorsque les éleveurs contribuent individuellement ii) « externalisée » lorsque la contribution est externalisée à un tiers iii) « collective » lorsque les éleveurs contribuent ensemble. Des combinaisons entre modes sont également possibles.

En définitive, alors que nous caractérisons au début de la thèse la gestion des estives comme une gestion « par les communs », peu d'estives font l'objet d'une gestion selon « l'idéal type » d'une gestion par les communs avec des prises de décisions collectives et une implication active des éleveurs. Elles se caractérisent plutôt par une pluralité d'associations entre les modes de gouvernance locale et les modes de contribution à la gestion. On observe ainsi une hybridation entre une gestion « par les communs » et une forme de gestion avec une logique marchande (« semi-commun ») voire des estives avec une utilisation totalement individualisée. Ces différentes modalités sont influencées par les caractéristiques biophysiques des estives, ainsi que par les évolutions du contexte socio-économique et démographique.

1.3 Effets des dispositifs de la PAC

Les résultats du chapitre 3 montrent que la SHP est une mesure efficace dans un contexte de déprise, en maintenant voire en augmentant le chargement animal sur les estives menacées de manière importante par une fermeture des milieux. La mesure représente non seulement un soutien financier pour le fonctionnement du collectif, mais également un outil efficace pour maintenir l'activité pastorale collective lorsqu'elle est menacée de disparition. Ce travail contribue à montrer que, malgré les critiques qui lui sont adressées, la SHP est une mesure additionnelle dans un contexte de déprise.

Cette étude explore également les effets de synergie et d'antagonisme entre les DPB du 1^{er} pilier de la PAC qui s'adressent aux éleveurs au niveau individuel et les MAEC du 2^{ème} pilier qui s'adressent au gestionnaire au niveau du collectif. Un débat subsiste sur le manque de cohérence de politiques publiques entre les outils du 1^{er} et du 2^{ème} pilier de la PAC. Ce débat est d'autant plus important dans notre contexte dans la mesure où les DPB et la SHP s'articulent avec les dimensions individuelle et collective préexistantes en ayant pour objectif de soutenir respectivement le revenu individuel des éleveurs et le collectif à travers le gestionnaire. Jusqu'à présent, aucune étude d'inférence causale n'a examiné l'effet de la combinaison des dispositifs du 1^{er} pilier et du 2^{ème} pilier de la PAC. Nous contribuons donc à pallier cette lacune en proposant une première étude.

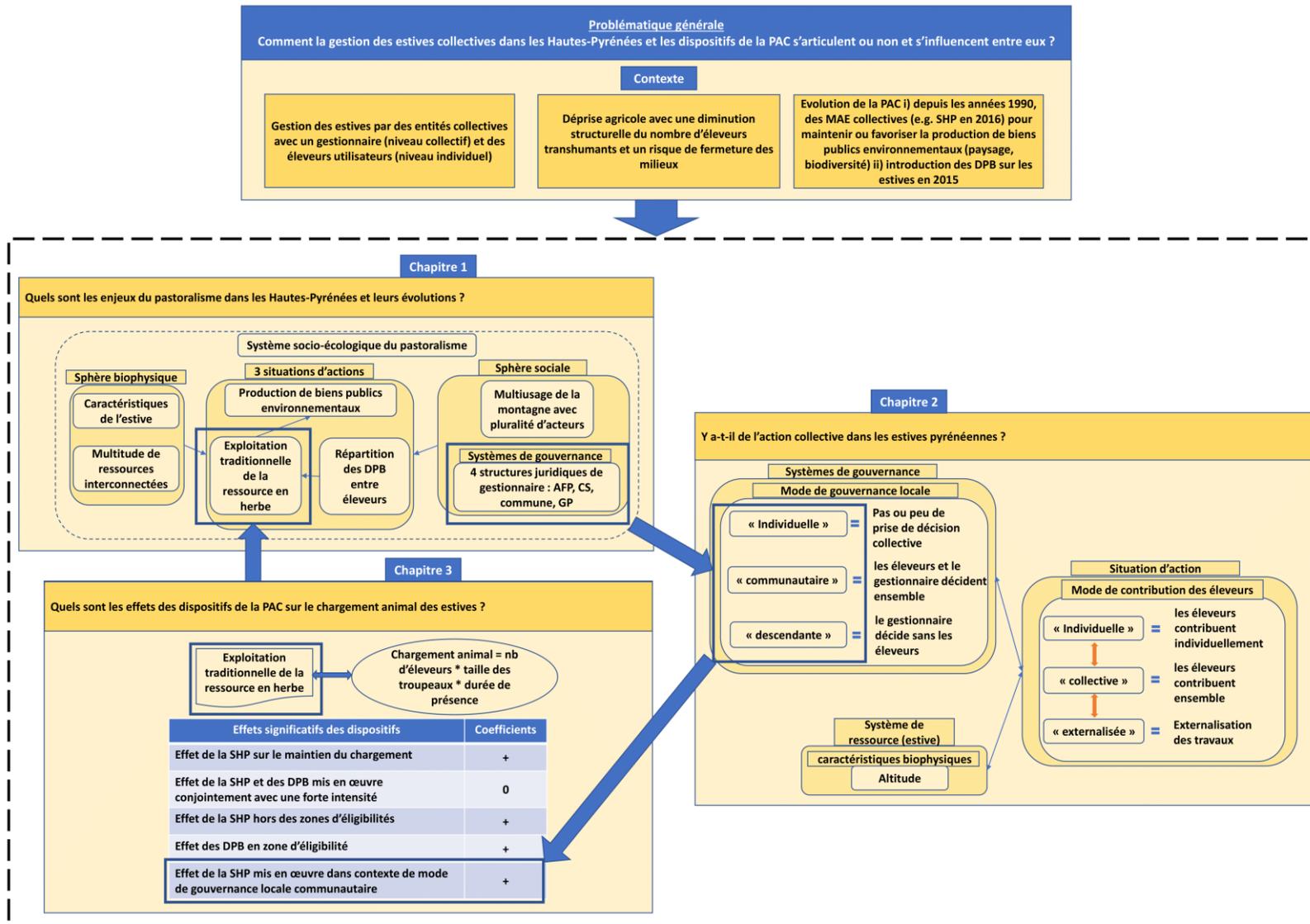
Conclusion générale

Les résultats révèlent également les effets hétérogènes de ces dispositifs. La SHP est plus efficace pour augmenter la charge animale dans les zones non éligibles aux MAEC localisées. Les zones non éligibles, principalement situées en estives basses, sont davantage touchées par la déprise. Dans ce contexte, la mise en œuvre de la SHP hors des zones d'éligibilité peut se justifier d'autant plus qu'elle permet un rééquilibrage de l'accès aux MAEC pour les gestionnaires dont l'estive se situe hors de ces zones. En revanche, les DPB n'augmentent le chargement animal que dans les estives situées dans les zones éligibles aux MAEC localisées situées en majorité en haute altitude. Cela contribue à renforcer les disparités d'attractivité entre les estives de basse et de haute altitude.

Les résultats mettent enfin en évidence l'influence de la gouvernance locale. La SHP est efficace dans le cadre d'un mode de gouvernance communautaire mais nous n'obtenons pas ce résultat dans le cadre d'une gouvernance descendante. Nous proposons plusieurs pistes pour expliquer ce résultat : i) une gouvernance communautaire implique des coûts de transaction plus élevés liés aux prises de décision collective par rapport à une gouvernance descendante (e.g. pour la gestion de la fréquentation de l'estive). Les entités avec un mode de gouvernance communautaire ne vont supporter ces coûts de transaction plus élevés pour maintenir ou augmenter le chargement que lorsqu'elles sont fortement contraintes par la SHP pour ainsi éviter le remboursement de la mesure ii) Dans le cas d'une gouvernance communautaire composée uniquement d'éleveurs locaux prenant des décisions ensemble, les intérêts individuels des éleveurs peuvent prendre le dessus sur l'intérêt collectif de préservation de la ressource en herbe dans un contexte de déprise. Le groupe d'éleveurs peut s'opposer à l'accueil de troupeaux d'éleveurs extérieurs car cela implique de partager la ressource en herbe et de réduire le montant de DPB rapatriés par éleveurs iii) Enfin, les estives avec un mode de gouvernance descendante sont peut-être davantage concernées par une présence plus importante de « leaders » gestionnaires motivés par l'intérêt du collectif de préservation de la ressource en herbe. Dans un contexte de déprise, ces leaders vont être attentifs et fournir des efforts pour maintenir un chargement. Au contraire, les estives avec un mode de gouvernance communautaire sont peut-être davantage concernées par des leaders dont la motivation est la préservation des intérêts individuels des éleveurs qui ne veulent pas partager la ressource en herbe avec de nouveaux éleveurs ou encore par des leaders qui ne sont pas très motivés pour fournir des efforts pour maintenir ou augmenter un chargement.

Conclusion générale

Figure 23. Synthèse de la structure et des résultats de la thèse



2 Limites

Dans cette thèse, nous analysons le fonctionnement collectif des estives par rapport au processus de prise de décision (i.e. gouvernance locale) et à la contribution des éleveurs à la gestion de l'estive (i.e. action collective). Une limite de notre étude concerne la prise en compte du leadership qui est une notion importante pour l'analyse d'une gestion « par les communs » (Ostrom, 1990; Volla et Ostrom, 2010). Brossette et al. (2022) s'appuient sur les « design principles » d'Ostrom, le cadre d'analyse des SSE et la théorie de la résilience pour analyser les arrangements institutionnels, les défis et le soutien à la subsistance des ressources dans un contexte de sous-utilisation de pâturages communs en Allemagne (cf. chapitre 1, partie 3.2). Les auteurs montrent que le leadership du gestionnaire de l'organisation responsable de la gestion des ressources peut jouer un rôle important dans la préservation de la ressource. Dans le cas particulier d'une organisation, les auteurs ont observé des effets négatifs du leadership où un éleveur trop dominant dissuade les nouveaux membres d'entrer dans l'organisation.

Nous avons pu observer lors des entretiens d'enquêtes et des ateliers participatifs que les gestionnaires pouvaient se distinguer selon leur personnalité et leur capacité à animer un collectif, à faire respecter les règles, ou encore selon leur degré de motivation à s'impliquer dans la gestion de l'estive. Dans notre contexte, nous estimons que ce facteur peut jouer un rôle important par rapport à la gouvernance locale. D'ailleurs, une des pistes potentielles pour expliquer l'influence de la gouvernance locale sur l'efficacité de la SHP porte sur la capacité du gestionnaire (i.e. le leader) à aligner les intérêts individuels des éleveurs avec l'intérêt collectif de préservation de la ressource en herbe. Cependant, nous manquons de données pour pouvoir approfondir l'analyse sur les capacités de coordination et le « leadership » du gestionnaire.

Une autre limite est le manque de prise en compte du point de vue des éleveurs par rapport au fonctionnement du collectif. Même si dans le cas de GP, le gestionnaire est un éleveur, nous manquons de données par rapport aux éleveurs sur leur perception du fonctionnement du collectif en tant qu'utilisateurs. Nous avons montré que les éleveurs ne sont pas nécessairement présents dans les prises de décisions et pour contribuer à la gestion de l'estive. Dans ce contexte, nous pensons qu'il serait intéressant d'analyser la vision des éleveurs pour approfondir cette analyse : est-ce que la non-participation aux prises de décisions engendre de la frustration et freine la contribution des éleveurs ? Au contraire, est-ce que le fait de participer aux prises de décision entraîne une motivation pour participer à la gestion de l'estive ?

Une autre limite de notre travail est méthodologique et concerne l'évaluation des effets de la PAC sur le chargement animal. Nous avons souligné dans le chapitre 3 qu'il existe un nombre restreint d'évaluations d'impact de dispositifs de la PAC qui mobilisent des méthodes d'inférence causale. Ce constat repose en grande partie sur la difficulté d'identifier un contrefactuel pour mesurer l'effet propre d'un dispositif de politique publique (Arata et Sckokai, 2016). Nous avons été confrontés à la même problématique dans la mesure où la quasi-totalité des estives sont concernées par la mise en œuvre de la SHP et des DPB étudiés dans le chapitre 3. De plus, les quelques gestionnaires qui n'ont pas contractualisé la SHP présentaient un profil très hétérogène : certains n'étaient pas éligibles ; d'autres ont refusé de faire la démarche parce que très peu d'éleveurs utilisaient l'estive. Dans ce contexte, le troupeau d'un éleveur représente une part importante du chargement animal présent et son départ représente un risque important de faire défaut sur l'engagement contractuel relatif au chargement minimum. Les estives qui n'ont pas contractualisé la SHP sont par conséquent à la fois peu nombreuses et difficilement comparables.

Pour surmonter ce problème méthodologique, nous avons construit un contrefactuel à partir de l'intensité de chacun des deux dispositifs. Nous n'estimons donc pas l'effet propre du dispositif, par rapport à une absence de traitement, mais seulement l'effet de son intensité. La limite principale de cette méthodologie est la comparabilité des résultats avec d'autres études. Or il s'agit d'un enjeu majeur dans l'évaluation de l'effet de politique publique en mobilisant des méthodologies d'évaluation d'impact expérimentales ou quasi-expérimentales (Fougère et Jacquemet, 2020).

3 Contributions scientifiques et implications politiques

Cette thèse contribue à améliorer la compréhension du fonctionnement des estives du département des Hautes-Pyrénées en montrant les enjeux liés à l'articulation entre des dimensions individuelle et collective. Ce travail apporte également des éléments de compréhension pour aborder la complexité du SSE du pastoralisme dans le département et son évolution. Nous montrons que les estives ne sont pas homogènes au regard du fonctionnement collectif. Au contraire, une pluralité d'estives se distingue par rapport à la gouvernance locale, la contribution des éleveurs pour la gestion de l'estive et les caractéristiques biophysiques. La littérature sur la mise en œuvre de PSE dans des contextes de gestion de ressources communes souligne la nécessité de mieux comprendre les dynamiques de gouvernance locale et davantage prendre en compte le contexte institutionnel local dans la construction de dispositifs de type PSE tels que les MAE de la PAC (R. Muradian et al., 2013; Kerr et al., 2014; Hayes et al., 2019). Les dispositifs de la PAC étudiés dans ce travail de thèse ont été construits à l'échelle d'exploitation individuelle. Dans ce contexte, nous affirmons la nécessité que ces

dispositifs de politique publique à l'avenir prennent davantage en compte le fonctionnement collectif des estives dans leur construction et leur mise en œuvre.

Cette thèse contribue également à améliorer la compréhension des enjeux de l'articulation entre la mise en œuvre de dispositifs de la PAC et la gestion d'estives avec des dimensions individuelle et collective qui sont préexistantes. A notre connaissance, aucune étude comparable avec un regard d'économiste n'existe à l'heure actuelle par rapport à notre contexte. Les dispositifs de la SHP et des DPB étudiés dans cette thèse sont issus de la réforme de la PAC de 2014 ce qui peut expliquer l'absence de littérature scientifique qui se penche sur leur mise en œuvre. Ce travail permet de combler ce manque en proposant notamment une évaluation des effets de la SHP et des DPB sur le chargement animal des estives. Dans le cadre de cette évaluation, l'étude confirme d'ailleurs l'influence de la gouvernance locale dans la mise en œuvre des dispositifs de la PAC en se focalisant sur la manière dont les décisions concernant la gestion de l'estive sont prises entre le gestionnaire et les éleveurs.

Nous montrons que la gouvernance des estives a évolué et peut faire l'objet d'une hybridation entre une gestion par la communauté (i.e. une entité collective), par l'Etat et par le marché avec la mise en œuvre de dispositifs de la PAC. Dans cette hybridation, nous avons souligné le rôle du gestionnaire d'estive qui fournit des efforts afin de coordonner le collectif d'éleveur (e.g. tâches administratives, contrôle, résolution de conflits, représentation du collectif, etc.) tout en étant responsable de la mise en œuvre des MAE. Les gestionnaires fournissent ces efforts, qui deviennent de plus en plus lourds, bénévolement ou dans le cadre de leur mandat d'élus. Notre travail souligne l'importance de soutenir cette fonction de gestionnaire dans un contexte où de moins en moins de personnes sont enclines à l'assumer. Actuellement, un soutien important est apporté par les services pastoraux du département qui accompagnent les gestionnaires pour le travail administratif lié à la PAC (DPB et MAEC) et sa mise en œuvre, la constitution de dossier de subvention pour financer des travaux (PSEM), la recherche de berger, etc. Notre travail confirme l'importance de maintenir, voire renforcer le soutien à la fonction de gestionnaire d'estive.

Nous avons vu que la mesure SHP qui remplace la PHAE avec la réforme de 2014 avait été supprimée suite à de fortes critiques au niveau européen par certains pays membres. Ces critiques portaient sur son ambiguïté par rapport à son objectif économique ou environnemental, sa mise en œuvre dans les zones d'agriculture intensive est très limitée et vise surtout à récompenser les pratiques existantes dans les zones de montagne (Gallic et Marcus, 2019; Carvin et Saïd, 2020). Ce travail de recherche contribue à montrer que la SHP peut être additionnelle et que, contrairement aux critiques, elle n'est pas nécessairement une récompense de pratiques existantes. En effet, nous montrons dans cette étude que la SHP permet de maintenir le chargement animal pour des estives en

Conclusion générale

situation de déprise qui dans notre contexte se situent principalement en basse altitude, hors des zones d'éligibilités aux MAEC localisées. A ce jour, dans le département des Hautes-Pyrénées, la quasi-totalité des gestionnaires ont accès à la mesure et même ceux dont l'estive n'est pas nécessairement concernée par de la déprise. Ce résultat nous amène à recommander de mieux cibler la SHP ayant pour objectif de maintenir les pratiques sur des estives où un risque de déprise important a été identifié.

Notre étude vient alimenter le débat sur les problèmes de cohérence entre les deux piliers de la PAC en identifiant un effet d'antagonisme entre la SHP et les DPB. Elle montre que le dispositif des DPB peut conduire, dans certaines situations, à reléguer l'exploitation de la ressource en herbe au second plan. De plus, le dispositif des DPB peut fragiliser la gestion collective des estives en exacerbant des comportements individualistes d'éleveurs. Une solution pour limiter la concurrence entre éleveurs engendrée par le dispositif des DPB serait de plafonner les montants rapatriés par les éleveurs depuis les estives. En parallèle, les montants alloués aux MAE pourraient être revalorisés et surtout mieux ciblés pour soutenir plus particulièrement les estives qui font face à un phénomène important de déprise.

Bibliographie

- ACAP. (2021). *Impact de la PAC réformée de 2015 sur le pastoralisme collectif pyrénéen*. Massif des Pyrénées : ACAP: , 38.
- Adger, W. N., et Luttrell, C. (2000). Property rights et the utilisation of wetlands. *Ecological Economics* 35: 75–89.
- Agarwala, M., et Ginsberg, J. R. (2017). Untangling outcomes of de jure et de facto community-based management of natural resources. *Conservation Biology* 31: 1232–1246.
- Abblas, E., et Van Zeven, J. (2023). Collaborative agri-environmental governance in the Netherlands: a novel institutional arrangement to bridge social-ecological dynamics. *Ecology et Society* 28: art28.
- Allaire, G. (2019). L’ambivalence des communs. *Développement durable et territoires Vol. 10, n°1*.
- Amblard, L. (2021). Collective action as a tool for agri-environmental policy implementation. The case of diffuse pollution control in European rural areas. *Journal of Environmental Management* 280: 111845.
- Antona, M., et Bousquet, F. (2017). *Une troisième voie entre l’État et le marché: Échanges avec Elinor Ostrom*. Editions Quae.
- Aragon, A. (2018). *La transhumance ovine dans les Pyrénées : pratique ancestrale et solution d’avenir, aspects zootechniques et sanitaires*. Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse.
- Arata, L., et Sckokai, P. (2016). The Impact of Agri-environmental Schemes on Farm Performance in Five E.U. Member States: A DID-Matching Approach. *Land Economics* 92: 167–186.
- Assunção, J., et Rocha, R. (2019). Getting greener by going black: the effect of blacklisting municipalities on Amazon deforestation. *Environment et Development Economics* 24: 115–137.
- Aznar, O. (2002). *Services environnementaux et espaces ruraux - Une approche par l’économie des services*. Université de Bourgogne.

- Aznar, O., Augusseau, X., Bonin, M., Daré, W., Décamps, M., Déprés, C., et Queste, J. (2016). Mesures agro-environnementales et paiements pour services environnementaux. In *Les services écosystémiques, repenser les relations nature et société* (Quae). Versailles: , 304.
- Aznar, O., et Perrier-Cornet, P. (2003). Les services environnementaux dans les espaces ruraux Une approche par l'économie des services. *Économie rurale* 273: 153–168.
- Barbut, L., et Baschet, J.-F. (2005). L'évaluation de la politique de soutien à l'agroenvironnement, Notes et études économiques. *Notes et études économiques n°22*.
- Barnaud, Cecile, Corbera, E., Muradian, R., Salliou, N., Sirami, C., Vialatte, A., Choisis, J.-P., Dendoncker, N., Mathevet, R., Moreau, C., Reyes-García, V., Boada, M., Deconchat, M., Cibien, C., Garnier, S., Maneja, R., et Antona, M. (2018). Ecosystem services, social interdependencies, et collective action: a conceptual framework. *Ecology et Society* 23: art15.
- Barnaud, Cécile, et Couix, N. (2020). The multifunctionality of mountain farming: Social constructions et local negotiations behind an apparent consensus. *Journal of Rural Studies* 73: 34–45.
- Barrué-Pastor, M., et Barrué, M. (1998). Mémoire des catastrophes, gestion des risques et architecture paysanne en montagne. L'exemple des vallées du Haut-Lavedan dans les Pyrénées centrales françaises. *Revue de géographie alpine* 86: 25–36.
- Bennett, D. E., et Gosnell, H. (2015). Integrating multiple perspectives on payments for ecosystem services through a social–ecological systems framework. *Ecological Economics* 116: 172–181.
- Berkes, F., et Folke, C. (1998). *Linking Social et Ecological Systems: Management Practices et Social Mechanisms for Building Resilience*.
- Berriet-Sollicec, M., Déprés, C., Chervier, C., Lataste, F.-G., Lépicié, D., Pham, H. V., et Pigué, V. (2020). Les bénéfices sociaux et environnementaux des systèmes agricoles : une analyse ostromienne de trois terrains d'étude en France. *Développement durable et territoires* 11: 25.
- Bhattacharyya, S., et Hodler, R. (2015). Media freedom et democracy in the fight against corruption. *European Journal of Political Economy* 39: 13–24.

- Bonin, M., et Antona, M. (2012). Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux: Introduction au dossier. *VertigO Volume 12 numéro 3*.
- Bonnal, P., Bonin, M., et Aznar, O. (2012). Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. *VertigO Volume 12 numéro 3*.
- Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Persson, U. M., et Wunder, S. (2017). The Effectiveness of Payments for Environmental Services. *World Development* 96: 359–374.
- Bravo, G., et De Moor, T. (2008). The commons in Europe: from past to future. *International Journal of the Commons* 2: 155–161.
- Brossette, F., Bieling, C., et Penker, M. (2022). Adapting Common Resource Management to Under-Use Contexts: The Case of Common Pasture Organizations in the Black Forest Biosphere Reserve. *International Journal of the Commons* 16: 29–46.
- Buchanan, J. M. (1965). An economic theory of clubs. *Economica* 32: 1–14.
- Bureau, J.-C., et Thoyer, S. (2014). *La politique agricole commune*, La découverte.
- Callaway, B., et Sant'Anna, P. H. C. (2021). Difference-in-Differences with multiple time periods. *Journal of Econometrics* 225: 200–230.
- Carvin, O., et Saïd, S. (2020). Contrat agro-environnemental et participation des agriculteurs. *Economie Rurale* 373: 17.
- Castaño, J., Blanco, M., et Martinez, P. (2019). Reviewing Counterfactual Analyses to Assess Impacts of EU Rural Development Programmes: What Lessons Can Be Learned from the 2007–2013 Ex-Post Evaluations? *Sustainability* 11: 1105.
- CC Val d'Azun, et ONF. (2011). *Document d'Objectifs N2000 de la Zone Spéciale de Conservation Moun Né de Cauterets, Pic de Cabaliros Site FR 7300923*.

- Chabé-Ferret, S., Dupont-Courtade, L., et Treich, N. (2017). Évaluation des Politiques Publiques : expérimentation randomisée et méthodes quasi-expérimentales: *Économie & prévision* n° 211-212: 1–34.
- Chabé-Ferret, S., et Subervie, J. (2009). *Estimation des effets propres des mesures agroenvironnementales du plan de développement rural national 2000-2006 sur les pratiques des agriculteurs* [Rapport de recherche]. irstea , 248.
- Chabé-Ferret, S., et Subervie, J. (2013). How much green for the buck? Estimating additional et windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics et Management* 65: 12–27.
- Charbonnier, Q. (2012). 1972. *La loi pastorale française*. Cardère éditeur.
- Chatellier, V., et Guyomard, H. (2011). Le bilan de santé de la PAC et le rééquilibrage des soutiens à l’agriculture française. *Économie rurale* 323: 4–20.
- Chen, X., Kaiser, H. M., et Rickard, B. J. (2015). The impacts of inclusive et exclusive taxes on healthy eating: An experimental study. *Food Policy* 56: 13–24.
- Chervier, C. (2016). *Analyse économique des paiements pour services environnementaux dans les pays les moins avancés: Institutions, motivations et efficacité: Le cas du Cambodge*. Université de Montpellier.
- Chervier, C., et Costedoat, S. (2017). Heterogeneous Impact of a Collective Payment for Environmental Services Scheme on Reducing Deforestation in Cambodia. *World Development* 98: 148–159.
- Christensen, J. (2004). Win-Win Illusions. *Conservation in Practice* 5: 12–19.
- Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. *The Journal of Law et Economics* 3: 1–44.
- Cole, D. H., Epstein, G., et McGinnis, M. D. (2014). Digging deeper into Hardin’s pasture: the complex institutional structure of ‘the tragedy of the commons’. *Journal of Institutional Economics* 10: 353–369.

- Collantes, F. (2006). Élevage extensif, industrialisation et économies montagnardes en Europe occidentale : un schéma comparatif. In *Transhumance et estivage en occident* (Presses universitaires du Midi). Toulouse: , 418.
- Commons, J. R. (1924). *The legal foundations of capitalism* , The Macmillan Compagny. New York.:
- Coriat, B. (2011). From natural-resource commons to knowledge commons: common traits et differences. *LEM Papers Series* : 28.
- Coriat, B. (2012). La construction de communs comme alternative à la privatisation des connaissances: Promesses et difficultés. *médecine/sciences* 28: 16–21.
- Coriat, B. (2013). Le retour des communs: Sources et origines d'un programme de recherche. *Revue de la régulation* 14.
- Costedoat, S., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Baylis, K., et Castillo-Santiago, M. A. (2015). How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico? *PLOS ONE* 10: e0119881.
- Crawford, S. E. S., et Ostrom, E. (2005). A grammar of institutions. In *Understanding Institutional Diversity* (Princeton University Press). , 137–174.
- D'Alberto, R., Zavalloni, M., Raggi, M., et Viaggi, D. (2018). AES Impact Evaluation With Integrated Farm Data: Combining Statistical Matching et Propensity Score Matching. *Sustainability* 10: 4320.
- DeCaro, D. A., et Stokes, M. K. (2013). Public Participation et Institutional Fit: A Social-Psychological Perspective. *Ecology et Society* 18: art40.
- Dério, P., Loireau, M., Bachimon, P., Cancel, É., et Clément, D. (2014). Quelle place pour les activités pastorales dans la reconversion économique du Vicdessos (Pyrénées ariégeoises) ? *Revue de géographie alpine* 102–2.
- Dodsworth, J., Dutilly, C., Guédé, S., et Prager, K. (2020). *De la complexité des approches collectives : gestion traditionnelle et contrats agro-environnementaux dans les Pyrénées (France) et le Nord-Ouest de l'Angleterre (Royaume-Uni)*. *Contracts2.0* , 1–7. <https://www.project-contracts20.eu/deliverables-milestones-reports/> , last accessed

- Dos Santos, L. P., Schmidt, C. M., et Mithöfer, D. (2020). Impact of Collective Action Membership on the Economic, Social et Environmental Performance of Fruit et Vegetable Farmers in Toledo, Brazil. *Journal of Co-Operative Organization et Management* 8: 100107.
- Duflo, E. (2001). Schooling et labor market consequences of school construction in indonesia: evidence from an unusual policy experiment. *American Economic Review* 91: 795–813.
- Duraiappah, A. K., Asah, S. T., Brondizio, E. S., Kosoy, N., O’Farrell, P. J., Prieur-Richard, A.-H., Subramanian, S. M., et Takeuchi, K. (2014). Managing the mismatches to provide ecosystem services for human well-being: a conceptual framework for understanding the New Commons. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 7: 94–100.
- Engel, S. (2016). The Devil in the Detail: A Practical Guide on Designing Payments for Environmental Services. *International Review of Environmental et Resource Economics* 9: 131–177.
- Engel, S., Pagiola, S., et Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory et practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65: 663–674.
- Eychenne, C. (2008). Les éleveurs et l’estive : pour une approche compréhensive des pratiques pastorales. *Natures Sciences Sociétés* 16: 131–138.
- Eychenne, C. (2011). Estives et alpages des montagnes françaises: une ressource complexe à réinventer. In *La ressource montagne. Entre potentialités et contraintes* (L’Harmattan). , 141–161.
- Eychenne, C. (2018). Le pastoralisme entre mythes et réalités : une nécessaire objectivation - l’exemple des Pyrénées. *Géocarrefour* 92.
- Eychenne, C. (2019). L’association foncière pastorale : un outil de gestion collective du foncier en montagne à fort potentiel d’innovation. *Sud-Ouest européen* 47: 129–143.
- Eychenne, C. (2020). *Les gestionnaires collectifs d’espaces pastoraux entre reconnaissance et fragilisation: un angle mort de la politique agricole commune?* : 21.

- Eychenne, C., et Lazaro, L. (2014). L'estive entre « biens communs » et « biens collectifs »: Représentations des espaces pastoraux et modalités d'action publique. *Revue de géographie alpine* 102–2.
- Fehr, E., et Schmidt, K. M. (1999). A theory of fairness, competition, et cooperation. *The Quarterly Journal Of Economics* 114: 817–868.
- Fennell, L. A. (2011). Ostrom's Law: Property Rights in the Commons. *International Journal of the Commons* 5: 9–27.
- Ferraro, P. J., et Kiss, A. (2002). Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* 298: 1718–1719.
- Fleury, P., Houdart, M., Lasseur, J., Baritoux, V., Chazoule, C., Corniaux, C., Napoléone, M., et Pocard-Chapuis, R. (2018). Gestion de l'environnement et valorisation des produits de l'élevage de montagne au regard de la théorie des communs. *Géocarrefour* 92.
- Fougère, D., et Jacquemet, N. (2020). Causal Inference et Impact Evaluation. *Economie et Statistique / Economics et Statistics* 510-511–512: 181–200.
- Fredriksson, A., et Oliveira, G. M. de. (2019). Impact evaluation using Difference-in-Differences. *RAUSP Management Journal* 54: 519–532.
- Frohlich, N., et Oppenheimer, J. A. (1992). *Choosing Justice : An Experimental Approach to Ethical Theory*, University of California Press.
- Fruit, J.-P., et Lompech, M. (1997). Les politiques agri-environnementales dans l'espace français. *L'information géographique* 61: 65–74.
- Gallic, G., et Marcus, V. (2019). La réforme 2015 de la politique agricole commune : évaluation de l'impact de la réforme de l'indemnité compensatoire de handicaps naturels sur les surfaces herbagères: *Économie & prévision* n° 215: 113–140.
- Gibon, A., Sheeren, D., Monteil, C., Ladet, S., et Balent, G. (2010). Modelling et simulating change in reforesting mountain landscapes using a social-ecological framework. *Landscape Ecology* 25: 267–285.

- Glowacki, L., et von Rueden, C. (2015). Leadership solves collective action problems in small-scale societies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370: 20150010.
- Guyomard, H., Détang-Dessendre, C., Dupraz, P., Gohin, A., Requillart, V., Soler, L.-G., Chatellier, V., Brennetot, C., Dedieu, B., Delaby, L., Pellerin, S., Peyraud, J.-L., et Schmitt, B. (2020). La PAC de l'après 2020 : éclairages de la recherche. *Économie rurale* 372: 11–30.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243–1248.
- Havet, A., et Périchon, C. (1994). *La mise en place d'une mesure agri-environnementale dans les marais de l'Ouest : critiques et reformulation.* : 161–164.
- Hayes, T., Grillos, T., Bremer, L. L., Murtinho, F., et Shapiro, E. (2019). Collective PES: More than the sum of individual incentives. *Environmental Science & Policy* 102: 1–8.
- Hayes, T., et Murtinho, F. (2023). Diagnosing Participation et Inclusion in Collective Decision-Making in the Commons: Lessons from Ecuador. *International Journal of the Commons* 17: 37.
- Heilmayr, R., Rausch, L. L., Munger, J., et Gibbs, H. K. (2020). Brazil's Amazon Soy Moratorium reduced deforestation. *Nature Food* 1: 801–810.
- Hess, C. (2008). Mapping the New Commons. *SSRN Electronic Journal* .
- Hess, C., & Ostrom, E. (eds.). (2007). *Understanding knowledge as a commons: from theory to practice.* Cambridge, Mass: MIT Press.
- Hinkel, J., Cox, M. E., Schluter, M., Binder, C. R., et Falk, T. (2015). A diagnostic procedure for applying the social-ecological systems framework in diverse cases. *Ecology et Society* 20: art32.
- Holland, G., et Sene, O. (2010). Elinor Ostrom et la Gouvernance Economique: *Revue d'économie politique* Vol. 120: 441–452.
- Hubert, B., et Viaux, P. (2004). Bilan des MAE en lien avec les prairies : la prairie au cœur de l'action publique ! *Fourrages* 177: 65–78.
- Janssen, M. A., et Ostrom, E. (2006). Adoption of a new regulation for the governance of common-pool resources by a heterogeneous population. In *Inequality, Cooperation, et Environmental Sustainability* (Princeton University Press). , 60–96.

- Jaraite, J., et Kazukauskas, A. (2012). The Effect of Mandatory Agro-Environmental Policy on Farm Fertiliser et Pesticide Expenditure. *Journal of Agricultural Economics* 63: 656–676.
- Jourdain, D. (2021). *Développement agricole durable: Comprendre, anticiper et influencer les choix de technologie des agriculteurs* [HDR]. Montpellier.
- Joye, J.-F. (2021). “Le profil juridique contemporain des communaux (et des sections de commune en particulier)”. In *Les « communaux » au XXIe siècle, une propriété collective entre histoire et modernité* (Presses Universitaires Savoie Mont Blanc). , 810.
- Kaczan, D., Pfaff, A., Rodriguez, L., et Shapiro-Garza, E. (2017). Increasing the impact of collective incentives in payments for ecosystem services. *Journal of Environmental Economics et Management* 86: 48–67.
- Karsenty, A., Aubert, S., Brimont, L., Dutilly, C., Desbureaux, S., Ezzine de Blas, D., et Le Velly, G. (2017). The Economic et Legal Sides of Additionality in Payments for Environmental Services: The Economic et Legal Sides of Additionality in Payments for Environmental Services. *Environmental Policy et Governance* 27: 422–435.
- Kerr, J. M., Vardhan, M., et Jindal, R. (2014). Incentives, conditionality et collective action in payment for environmental services. *International Journal of the Commons* : 595–616.
- Kirsch, A. (2017). *Politique agricole commune, aides directes à l’agriculture et environnement : Analyse en France, en Allemagne et au Royaume-Uni*. UNIVERSITÉ DE BOURGOGNE FRANCHE-COMTÉ.
- Kosfeld, M., et Rustagi, D. (2015). Leader Punishment et Cooperation in Groups: Experimental Field Evidence from Commons Management in Ethiopia. *American Economic Review* : 37.
- Kuhfuss, L., Préget, R., Thoyer, S., et Hanley, N. (2016). Nudging farmers to enrol land into agri-environmental schemes: the role of a collective bonus. *European Review of Agricultural Economics* 43: 609–636.
- Lauer, E., Magnani, Y., Agreil, C., Roche, P., Bletton, B., Schack, A., Caraguel, B., Jean, N., Lavigne, T., Chautant, M., Losinger, I., Talichet, M., Auliac, P., Félix, D., Mestelan, P., et Faverot, P. (2010).

- Entre forêts et pelouses. Habitat de reproduction du tétras-lyre*, Cahier technique du CREN. CREN - Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces Naturels, 23.
- Lavigne Delville, P., Ancey, V., et Fache, E. (2023). Communs et gouvernance des ressources en accès partagé. In *Le foncier rural dans les pays du Sud* (IRD Éditions)., 1002.
- Lazaro, L. (2015). *Estives en partage: une approche relationnelle des externalités du pastoralisme collectif pyrénéen*. Université de Toulouse 2 - Jean Jaurès.
- Le Coq, J.-F., Méral, P., Froger, G., et Chervier, C. (2016). Les paiements pour services environnementaux ou écosystémiques. In *Les services écosystémiques, repenser les relations nature et société* (Quæ). Versailles: , 304.
- Le Crosnier, H. (2011). Une bonne nouvelle pour la théorie des biens communs. *Vacarme* 56: 92.
- Le Velly, G., et Dutilly, C. (2016). Evaluating Payments for Environmental Services: Methodological Challenges. *PLOS ONE* 11: e0149374.
- Lécole, P., et Thoyer, S. (2017). La PAC et l'environnement : freins et leviers pour la transition agroécologique. In *Systèmes agroalimentaires en transition*. Versailles: Éditions Quæ , 51–70
Cairn.info.
- Lemos, M. C., et Agrawal, A. (2006). Environmental Governance. *Annual Review of Environment et Resources* 31: 297–325.
- Leyronas, S., et Bambridge, T. (2018). Communs et développement : une approche renouvelée face aux défis mondiaux. *Revue internationale des études du développement* 233: 11.
- Lobo, I. D., Velez, M., et Puerto, S. (2016). Leadership, entrepreneurship et collective action: A case study from the Colombian Pacific Region. *International Journal of the Commons* 10: 982.
- London, S., Rojas, M. L., Ibáñez Martin, M. M., Scordo, F., Andrea Huamantincó Cisneros, M., Luján Bustos, M., Perillo, G. M. E., et Cintia Piccolo, M. (2017). Characterization of an artisanal fishery in Argentina using the social-ecological systems framework. *International Journal of the Commons* 11: 1.

- Marcus, M., et Sant'Anna, P. H. C. (2021). The Role of Parallel Trends in Event Study Settings: An Application to Environmental Economics. *Journal of the Association of Environmental et Resource Economists* 8: 235–275.
- Marshall, G. R. (2013). Transaction costs, collective action et adaptation in managing complex social–ecological systems. *Ecological Economics* 88: 185–194.
- Mathevet, R., et Bousquet, F. (2014). *Résilience et environnement : penser les changements socio-écologiques*, Buchet-Chastel. Paris.:
- McCarthy, N., Dutilly-Diané, C., et Drabo, B. (2004). Cooperation, collective action et natural resources management in Burkina Faso. *Agricultural Systems* 82: 233–255.
- McGinnis, M. D. (2011). An Introduction to IAD et the Language of the Ostrom Workshop: A Simple Guide to a Complex Framework: McGinnis: IAD Guide. *Policy Studies Journal* 39: 169–183.
- McGinnis, M. D., et Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: initial changes et continuing challenges. *Ecology et Society* 19: art30.
- Meinzen-Dick, R., et Rajendra, P. (2001). Implications of Legal Pluralism for Natural Resource Management. *IDS Bulletin* 32: 10–17.
- Méral, P. (2012). Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés* 20: 3–15.
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (ed.). (2005). *Ecosystems et human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Millot, G., et Villien, C. (2012). *Bilan à mi-parcours du Programme de développement rural hexagonal : réalisations physiques et financières*, No. 39; Analyse. MAAF - Centre d'études et de prospective, 4.
- Moon, S. (2011). How does the management of research impact the disclosure of knowledge? Evidence from scientific publications et patenting behavior. *Economics of Innovation et New Technology* 20: 1–32.

- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine De Blas, D., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J. F., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., ... Urama, K. (2013). Payments for ecosystem services et the fatal attraction of win-win solutions: PES & fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters* 6: 274–279.
- Muradian, Roldan. (2013). Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. *Society & Natural Resources* 26: 1155–1169.
- Nansikombi, H., Fischer, R., Ferrer Velasco, R., Lippe, M., Kalaba, F. K., Kabwe, G., et Günter, S. (2020). Can de facto governance influence deforestation drivers in the Zambian Miombo? *Forest Policy et Economics* 120: 102309.
- Narloch, U., Drucker, A. G., et Pascual, U. (2017). What role for cooperation in conservation tenders? Paying farmer groups in the High Andes. *Land Use Policy* 63: 659–671.
- North, D. C. (1991). Institutions. *Journal of Economic Perspective* 5: 97–112.
- Olden, A., et Møen, J. (2022). The triple difference estimator. *The Econometrics Journal* 25: 531–553.
- Olson, M. (1965). *The logic of collective action*, Harvard University Press. Cambridge.:
- Orsi, F. (2013a). Elinor Ostrom et les faisceaux de droits : l'ouverture d'un nouvel espace pour penser la propriété commune. *Revue de la régulation* 14.
- Orsi, F. (2013b). *La propriété comme faisceau de droits : quels enjeux pour les communs ?* : 18.
- Ostrom, E. (2007). A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 15181–15187.
- Ostrom, Elinor. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge ; New York: Cambridge University Press.
- Ostrom, Elinor. (2005). *Understanding Institutional Diversity*, Princeton University Press.
- Ostrom, Elinor. (2007). Sustainable Social-Ecological Systems: An Impossibility? *SSRN Electronic Journal*

- Ostrom, Elinor. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325: 419–422.
- Ostrom, Elinor. (2011a). Background on the Institutional Analysis et Development Framework: Ostrom: Institutional Analysis et Development Framework. *Policy Studies Journal* 39: 7–27.
- Ostrom, Elinor. (2011b). Background on the Institutional Analysis et Development Framework: Ostrom: Institutional Analysis et Development Framework. *Policy Studies Journal* 39: 7–27.
- Ostrom, Elinor, et Basurto, X. (2011). Crafting analytical tools to study institutional change. *Journal of Institutional Economics* 7: 317–343.
- Ostrom, Elinor, et Laurent, É. (2012). Par-delà les marchés et les États: La gouvernance polycentrique des systèmes économiques complexes. *Revue de l'OFCE n° 120*: 13–72.
- Pahl-Wostl, C., Craps, M., Dewulf, A., Mostert, E., Tabara, D., et Taillieu, T. (2007). Social Learning et Water Resources Management. *Ecology et Society* 12: art5.
- Parc National des Pyrénées. (2004). *Document d'Objectifs N2000 de la Zone Spéciale de Conservation « Péguère, Barbat, Cambalès » site FR 7300924.* , 478.
- Parc National des Pyrénées. (2006). *Document d'Objectifs N2000 de la Zone Spéciale de Conservation Gaube Vignemale Site FR7300925.*
- Partelow, S. (2018). A review of the social-ecological systems framework: applications, methods, modifications, et challenges. *Ecology et Society* 23: art36.
- Pascual, U., Muradian, R., Rodríguez, L. C., et Duraiappah, A. (2010). Exploring the links between equity et efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics* 69: 1237–1244.
- Pe'er, G., Bonn, A., Bruelheide, H., Dieker, P., Eisenhauer, N., Feindt, P. H., Hagedorn, G., Hansjürgens, B., Herzon, I., Lomba, Â., Marquard, E., Moreira, F., Nitsch, H., Oppermann, R., Perino, A., Röder, N., Schleyer, C., Schindler, S., Wolf, C., ... Lakner, S. (2020). Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges. *People et Nature* 2: 305–316.

- PNR des Pyrénées catalanes. (2009). *Guide des milieux agropastoraux et habitats associés. Cahier pastoral n°3 : milieux pastoraux de basse altitude*. PNR des Pyrénées catalanes. https://pnrpc.centredoc.fr/doc_num.php?explnum_id=227 , last accessed 7 August 2021.
- Poteete, A. R., et Ostrom, E. (2004). Heterogeneity, Group Size et Collective Action: The Role of Institutions in Forest Management. *Development et Change* 35: 435–461.
- Poumarède, J. (1987). Les commissions syndicales dans les Pyrénées. *Droit et Ville* 24: 9–29.
- Prager, K. (2022). Implementing policy interventions to support farmer cooperation for environmental benefits. *Land Use Policy* 119: 106182.
- Primdahl, J., Peco, B., Schramek, J., Andersen, E., et Oñate, J. J. (2003). Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *Journal of Environmental Management* 67: 129–138.
- Quentin, A., et Guérin, I. (2013). La randomisation à l'épreuve du terrain: L'exemple du projet de microassurance sky au cambodge. *Revue Tiers Monde* 213: 179.
- Ribot, J. C., et Peluso, N. L. (2009). A Theory of Access*. *Rural Sociology* 68: 153–181.
- Rodríguez-Robayo, K. J., et Merino-Perez, L. (2017). Contextualizing context in the analysis of payment for ecosystem services. *Ecosystem Services* 23: 259–267.
- Rubenstein, D. R., Rubenstein, D. I., Sherman, P. W., et Gavin, T. A. (2006). Pleistocene Park: Does re-wilding North America represent sound conservation for the 21st century? *Biological Conservation* 132: 232–238.
- Samuelson, P. A. (1954). The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics et Statistics* 36: 387–389.
- Sarker, A., et Itoh, T. (2001). Design principles in long-enduring institutions of Japanese irrigation common-pool resources. *Agricultural Water Management* 48: 89–102.
- Sattler, C., et Matzdorf, B. (2013). PES in a nutshell: From definitions et origins to PES in practice— Approaches, design process et innovative aspects. *Ecosystem Services* 6: 2–11.

- Schlager, E., et Ostrom, E. (1992). Property-Rights Regimes et Natural Resources: A Conceptual Analysis. *Land Economics* 68: 249.
- Shapiro-Garza, E. (2013). Contesting the market-based nature of Mexico's national payments for ecosystem services programs: Four sites of articulation et hybridization. *Geoforum* 46: 5–15.
- Sims, K. R. E., et Alix-Garcia, J. M. (2017). Parks versus PES: Evaluating direct et incentive-based land conservation in Mexico. *Journal of Environmental Economics et Management* 86: 8–28.
- SMDRA. (2010). *Document d'Objectifs N2000 de la Zone Spéciale de Conservation Gaves de Pau et de Cauterets Site FR7300922*.
- Sommerville, M. M., Jones, J. P. G., et Milner-Gulland, E. J. (2009). A Revised Conceptual Framework for Payments for Environmental Services. *Ecology et Society* 14: art34.
- Sullivan, A., York, A. M., White, D. D., Hall, S. J., et Yabiku, S. T. (2017). De jure versus de facto institutions: trust, information, et collective efforts to manage the invasive mile-a-minute weed (*Mikania micrantha*). *International Journal of the Commons* 11: 171.
- Sun, L., et Abraham, S. (2021). Estimating dynamic treatment effects in event studies with heterogeneous treatment effects. *Journal of Econometrics* 225: 175–199.
- Sunderland, T. C. H., Ehringhaus, C., et Campbell, B. M. (2007). Conservation et development in tropical forest landscapes: a time to face the trade-offs? *Environmental Conservation* 34.
- Swallow, B. M., Kallesoe, M. F., Iftikhar, U. A., Van Noordwijk, M., Bracer, C., Scherr, S. J., Raju, K. V., Poats, S. V., Duraiappah, A. K., Ochieng, B. O., Mallee, H., et Rumley, R. (2009). Compensation et Rewards for Environmental Services in the Developing World: Framing Pan-Tropical Analysis et Comparison. *Ecology et Society* 14: art26.
- Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. *Ecological Economics* 73: 29–36.
- Taylor, M., et Singleton, S. (1993). The communal resource: transaction cost et the solution of collective action problems. *Politics et Society* 21: 195–214.
- Tembata, K., et Takeuchi, K. (2018). Collective decision making under drought: An empirical study of water resource management in Japan. *Water Resources et Economics* 22: 19–31.

- Theesfeld, I., Dufhues, T., et Buchenrieder, G. (2017). The effects of rules on local political decision-making processes: How can rules facilitate participation? *Policy Sciences* 50: 675–696.
- Thoyer, S., et Préget, R. (2019). Enriching the CAP evaluation toolbox with experimental approaches: introduction to the special issue. *European Review of Agricultural Economics* 46: 347–366.
- Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69: 1245–1252.
- Védrine, L., et Larmet, V. (2020). *Additionnalité des Mesures Agro-Environnementales et Climatiques, document de travail*. INRAE.
- Viaggi, D., Finn, J. A., Kurz, I., et Bartolini, F. (2011). *Multicriteria analysis for environmental assessment of agri-environment schemes: how to use partial information from Mid-Term Evaluations?* 12.
- Villamayor-Tomas, S., Hermann, A., Van Der Lingen, L., et Hayes, T. (2022). Community-based water markets et collective payment for ecosystem services: toward a theory of community-based environmental markets. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 59: 101221.
- Villien, C., et Claquin, P. (2012). *Les mesures agroenvironnementales : complémentarités de l'approche « territoriale » et de l'approche par « système d'exploitation »*, No. 47; Analyse. MAAF - Centre d'études et de prospective.
- Vollan, B., et Ostrom, E. (2010). Cooperation et the Commons. *Science* 330: 923–924.
- Weinstein, O. (2013). Comment comprendre les « communs » : Elinor Ostrom, la propriété et la nouvelle économie institutionnelle. *Revue de la régulation* 14.
- Wilson, D. C. K. (2012). Dossier « Le champ des *commons* en question : perspectives croisées » - European mixed fisheries as a complex commons. *Natures Sciences Sociétés* 20: 66–74.
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: Some nuts et bolts*. CIFOR, 32.
- Wunder, S. (2007). The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology* 21: 48–58.
- Yoder, L. (2019). Compelling collective action: Does a shared pollution cap incentivize farmer cooperation to restore water quality? *International Journal of the Commons* 13: 378.

Zahm, F., et Mouchet, C. (2013). De la responsabilité sociétale d'une exploitation agricole à la mesure de sa performance globale: Revue de la littérature et application avec la méthode IDEA. *Économie et Institutions* 18–19.

Annexes

Chapitre 1

Annexe 1. Tableau de statistiques descriptives des caractéristiques et de la fréquentation des estives selon la dynamique de chargement sur la période 2007-2019

	En baisse	Stable	En hausse	Baisse vs. Hausse
<u>Caractéristiques estive</u>				
Surface admissible (ha)	408,98	673,63	1108,91	**
Altitude (0/1)				
<i>Basse</i>	67%	50%	30%	*
<i>Haute</i>	33%	50%	70%	
<u>Fréquentation 2019</u>				
Nombre d'éleveurs 2019	9	15,95	20,25	*
Gardiennage salarié (0/1)	11%	24%	60%	***
Proportion d'extérieurs 2019	22%	38%	58%	***
<i>Observations</i>	18	38	20	

*Seuil de significativité du test ANOVA : * 10% ** 5% *** 1%. La dynamique de chargement est calculée en comparant le dynamique de début de période (2007-2011) avec la dynamique de fin de période (2015-2019). La taille de l'estive a été prise en compte dans la construction de la typologie en employant une méthode de classification ascendante hiérarchique sur le chargement moyen observé entre 2007 et 2011. Les statistiques portent sur sous échantillon de 76 gestionnaires en raison du fait que les structures gestionnaires créées après 2007 ont été retirées de l'échantillon.*

Annexe 2. Note explicative sur le fonctionnement du dispositif des DPB en estive

Cette note a pour objectif de faciliter la compréhension du fonctionnement du dispositif des DPB et la manière dont ces droits sont répartis entre les éleveurs à partir de 7 situations. Les situations et les explications sont reprises d'une présentation de l'ancien directeur du GIP-CRPGE (Didier Buffière) et développées par l'auteur.

Introduction

En 2015, chaque ha d'estive admissible à la PAC déclaré par les gestionnaires d'estive a permis de créer un DPB. Les DPB seront attribués à chaque éleveur au prorata de la taille du cheptel transhumé et de sa durée de séjour par rapport aux autres (les gestionnaires d'estives doivent produire une déclaration annuelle des cheptels transhumés et des durées d'utilisation des estives). En 2016, les éleveurs activent donc les DPB acquis en 2015 au prorata des UGB équivalent temps plein transhumés sur l'estive.

Le tableau ci-dessous présente l'exemple de la répartition de DPB acquis par 3 éleveurs sur une estive de 100 hectares admissible en 2015 :

Eleveur	UGB tps plein transhumés en 2015	DPB acquis en transhumant en 2015
A	35 (soit 58 % du cheptel)	58
B	15 (soit 25 % du cheptel)	25
C	10 (soit 17 % du cheptel)	17
TOTAL	60 UGB	100 DPB

Les situations sont fictives et reposent sur l'hypothèse que les structures d'exploitation ne sont pas modifiées et qu'il n'y a pas d'acquisition de nouveaux DPB par les exploitants (pas de transferts, pas d'arrivée de jeunes agriculteurs, etc.)

Situation 1

Les éleveurs transhument avec le même cheptel et le même nombre de jours de présence donc ils peuvent activer tous les droits de leur portefeuille acquis en 2015 (cf. tableau précédent).

Situation 2

Les éleveurs augmentent ou diminuent sa période de présence sur l'estive et /ou son cheptel du même pourcentage donc ils peuvent activer tous les droits de leur portefeuille acquis en 2015.

Situations 3

Eleveur	UGB tps plein 2016	DPB acquis 2015	Surface d'activation estive 2016	Commentaires
A	35	58	54	4 + 2 DPB non activés = 6 ha admissibles qui n'activent pas de DPB
B	15	25	23	
C	10 + 5 = 15	17	23	
Total	65	100	100	

L'éleveur C augmente son cheptel de 5 UGBtp et donc aura plus de surface d'activation qu'il ne peut activer de DPB. Cet éleveur active les 17 DPB acquis en 2015, mais les autres éleveurs n'auront pas assez de surface d'activation donc 6 DPB ne seront pas activés en 2016 sur cette estive.

Situation 4

Eleveur	UGB tps plein 2016	DPB acquis 2015	Surface d'activation estive 2016	Commentaires
A	35	58	63,5	8 DPB non activés = 8 ha admissibles qui n'activent pas de DPB
B	15	25	27,5	
C	5	17	9	
Total	55	100	100	

L'éleveur C diminue son cheptel de 5 UGBtp et donc ne pourra plus activer tous ses DPB acquis en 2015. Les autres éleveurs se verront attribuer des surfaces d'activation supplémentaire pour lesquelles ils ne pourront pas activer de DPB donc 8 DPB ne seront pas activés sur cette estive en 2016. Cela peut être le cas si l'éleveur C est proche de la retraite et diminue alors progressivement la taille de son cheptel. Dans ce cas, il peut alors transférer ses DPB aux autres éleveurs de l'estive. Le gestionnaire de l'estive peut être amené à organiser les transferts entre les éleveurs.

Situation 5

Eleveur	UGB tps plein 2016	DPB acquis 2015	Surface d'activation estive 2016	Commentaires
A	35	58	54	4 +2 +2 DPB non activés par les éleveurs déjà en place = 5 ha admissibles sans activation de DPB
B	15	25	23	
C	10	17	15	
D	5	3 (acquis sur autre estive)	8	
Total	65	103	100	

Un nouvel éleveur fait transhumier son cheptel de 5 UGBtp sur l'estive en 2016 et les autres éleveurs font transhumier le même nombre d'UGBtp. Les éleveurs déjà présents n'activent pas 8 DPB et le nouvel éleveur active seulement 3 DPB qu'il a acquis en 2015 sur une autre estive sur les 8 DPB qu'il pourrait théoriquement activer. Dans ce cas, 5 DPB ne seront pas activés en 2016 sur cette estive.

Situation 6

Eleveur	UGB tps plein 2016	DPB acquis 2015	Surface d'activation estive 2016	Commentaires
A	35	58	70	17 ha admissibles qui n'activent pas de DPB
B	15	25	30	
Total	50	83	100	

L'éleveur C cesse son activité et n'est pas remplacé par un autre éleveur. Dans ce cas, 17 DPB ne sont pas activés sur l'estive sauf dans le cas d'un transfert de cet éleveur aux 2 autres éleveurs présents en 2016.

Situation 7

L'éleveur C cesse son activité, mais il est remplacé :

- Si le remplaçant fait transhumer plus d'UGBtp que l'éleveur C alors nous nous trouvons dans le cas de la situation 3
- Si le remplaçant fait transhumer moins d'UGBtp que l'éleveur C alors nous nous trouvons dans le cas de la situation 4

Commentaire final

Les éleveurs qui n'activent pas des DPB pendant 2 années de suite perdent ces droits qui sont transférés à la « réserve nationale ». Cette réserve permet notamment d'attribuer des DPB aux jeunes agriculteurs qui se sont installés. Dans les Hautes-Pyrénées, la préfecture, la chambre d'agriculture, l'association des gestionnaires d'estive et les services pastoraux se sont réunis afin de signer une charte⁴⁰ avec comme objectif de gérer les besoins et les offres de droits en créant une « bourse au transfert de droits ». Cette charte repose sur un engagement volontaire du gestionnaire et des éleveurs à favoriser le transfert des DPB entre les éleveurs. Malgré la charte, le montant total de DPB activés sur les estives du département a progressivement diminué pendant la programmation PAC 2015-2022.

⁴⁰ La charte est disponible à l'url suivant : <https://www.pyrenees-pireneus.com/Agriculture-Pyrenees/Elevage-Pyrenees/Pastoralisme-Pyrenees/Aides-Subventions/2016-05-30-Hautes-Pyrenees-Charte-gestion-Droits-Paiement-de-Base-en-estive.pdf>.

Chapitre 2

Annexe 3. Facteurs principaux (« design principles ») pour une gestion durable de biens collectifs identifiés par Ostrom

1. Des limites clairement définies

Les individus ou les ménages qui ont le droit de prélever des unités de ressources dans la ressource commune doivent être clairement définis, de même que les limites de la ressource commune elle-même.

2. Concordance des règles d'appropriation et de provision avec les conditions locales

Les règles d'appropriation limitant le temps, le lieu, la technologie et/ou la quantité d'unités de ressources sont liées aux conditions locales et aux règles d'approvisionnement nécessitant du travail, du matériel et/ou de l'argent.

3. Dispositions relatives au choix collectif

La plupart des personnes concernées par les règles opérationnelles peuvent participer à leur modification.

4. Surveillance

Les contrôleurs, qui vérifient activement les conditions de la ressource commune et le comportement des utilisateurs, sont responsables devant les utilisateurs ou sont les utilisateurs.

5. Sanctions graduelles

Les utilisateurs qui enfreignent les règles opérationnelles sont susceptibles de se voir imposer des sanctions graduelles (en fonction de la gravité et du contexte de l'infraction) par d'autres utilisateurs, par des fonctionnaires responsables devant ces utilisateurs, ou par les deux.

6. Mécanismes de résolution des conflits

Les utilisateurs et leurs représentants ont rapidement accès à des instances peu coûteuses pour résoudre les conflits entre les utilisateurs ou entre les utilisateurs et les représentants.

7. Reconnaissance minimale des droits d'organisation

Le droit des utilisateurs à créer leurs propres institutions n'est pas remis en cause par les autorités gouvernementales externes.

Pour les ressources naturelles qui font partie de systèmes plus vastes :

8. Entreprises imbriquées

Les activités d'appropriation, de fourniture, de suivi, d'application, de résolution des conflits et de gouvernance sont organisées en plusieurs niveaux d'entreprises imbriquées.

Source : citée de l'ouvrage « governing the commons » d'Ostrom (1990), p90, traduction de l'auteur

Annexe 4. Coordonnées et contributions des variables aux axes de l'ACM pour la construction de la typologie de mode de gouvernance

Variables	Dimension 1		Dimension 2	
	Coord.	Contrib. (cos2)	Coord.	Contrib. (cos2)
Réunion 2019				
<i>Pas de réunion</i>	0.744	0.015	2.854	0.225
<i>Réunion sans éleveur</i>	0.662	0.037	-0.489	0.020
<i>Réunion avec moins de 50% des éleveurs</i>	1.088	0.022	-2.190	0.088
<i>Réunion avec plus de 50% des éleveurs</i>	-1.404	0.136	0.045	0.000
Décision sur la fréquentation des locaux				
<i>Pas d'éleveurs locaux</i>	0.954	0.010	-0.201	0.000
<i>Les éleveurs</i>	-0.138	0.002	1.348	0.150
<i>Éleveurs et gestionnaire</i>	-1.659	0.114	-0.602	0.015
<i>Équipe gestionnaire</i>	1.074	0.074	-1.310	0.110
Décision sur les travaux d'entretien				
<i>Les éleveurs</i>	0.532	0.010	3.021	0.315
<i>Éleveurs et gestionnaire</i>	-0.918	0.077	-0.702	0.045
<i>Équipe gestionnaire</i>	0.898	0.059	-0.538	0.021
Décision sur les TAP				
<i>Éleveurs et gestionnaire</i>	-1.377	0.161	0.088	0.001
<i>Équipe gestionnaire</i>	1.019	0.119	-0.065	0.000
Temps d'implication du gestionnaire (H/j par éleveurs)				
<i>Inférieur à 0,6 H/j</i>	1.430	0.108	0.280	0.004
<i>Entre 0,6 H/j et 1,25 H/j</i>	-0.065	0.000	-0.275	0.004
<i>Supérieur à 1,25 H/j</i>	-0.749	0.054	-0.009	0.000
Moyenne des contributions		0.062		0.062

Source : auteur

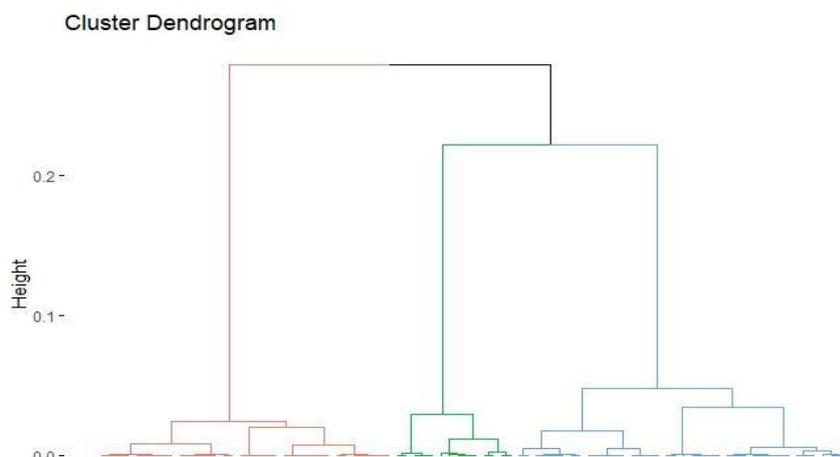
Annexe 5. Résultats du test de Duda-Hart pour déterminer le nombre de groupes homogènes selon le mode de gouvernance locale

Duda/Hart Number of clusters	Je(2)/Je(1)	pseudo T-squared
1	0,6253	50,93
2	0,4461	63,33
3	0,6227	22,42
4	0,294	48,02
5	0,4172	16,77
6	0,6291	18,87
7	0,3309	32,36
8	0,4309	19,81
9	0,3505	12,97
10	0,2192	49,87

Source : auteur

Note : Le nombre optimal de clusters peut être déterminé par le point d'inflexion du test du pseudo-t carré de Duda-Hart. Il est souhaitable que la valeur de la statistique pseudo-t-carrée soit plus faible, et que les valeurs Je(2)/Je(1) soient plus élevées.

Annexe 6. Dendrogramme de la classification hiérarchique pour la construction de la typologie de mode de gouvernance



Source : auteur

Annexe 7. Coordonnées et contributions des variables aux axes de l'ACM pour la construction de la typologie des modes de contribution

Variables	Dimension 1		Dimension 2	
	Coord.	Contrib. (cos2)	Coord.	Contrib. (cos2)
Temps d'implication des éleveurs (H/j par éleveur)				
Inférieur à 0,24 H/j	0,314	0,007	-1,065	0,098
Entre 0,24 H/j et 1 H/j	0,099	0,001	0,049	0
Entre 1 H/j et 3 H/j	-0,018	0	0,183	0,003
Supérieur à 3 H/j	-0,461	0,013	0,952	0,067
Gardiennage				
Rien ou individuel	-0,693	0,076	-0,078	0,001
Salarié(s)	0,974	0,069	-0,774	0,052
Eleveur gardien (EG)	0,697	0,027	1,222	0,099
Baccade				
Non	-0,686	0,057	0,166	0,004
Oui	0,507	0,042	-0,123	0,003
Externalisation				
Non	-0,411	0,034	0,203	0,01
Oui	1,019	0,085	-0,504	0,025
Respect des règles				
Pas de règle	-0,79	0,051	-0,703	0,048
Pas de non-respect des règles	0,006	0	0,139	0,003
Non-respect sans sanction	0,498	0,007	0,236	0,002
Non-respect avec sanction	1,109	0,057	0,724	0,029
Réunion de préparation et/ou bilan avec éleveurs				
Non	-0,236	0,012	-0,196	0,01
Oui	0,846	0,045	0,703	0,037
Moyennes des contributions		0,035		0,029

Source : auteur

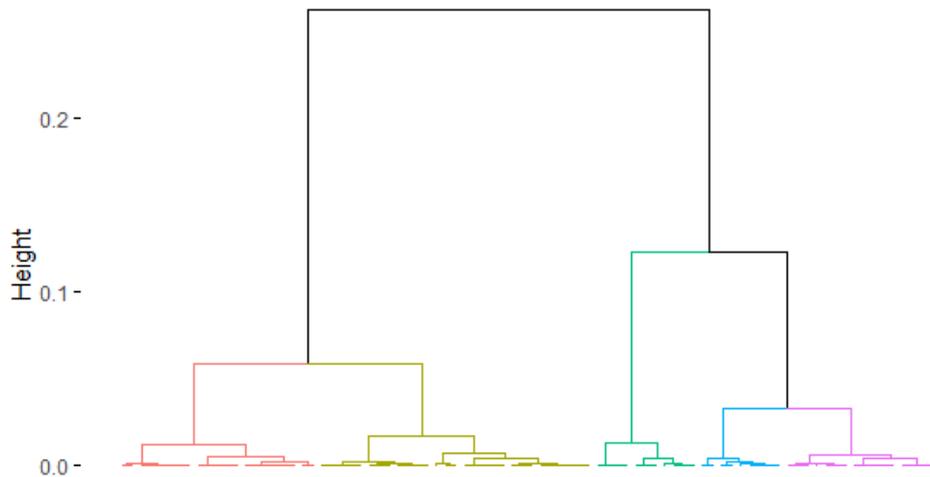
Annexe 8. Résultats du test de Duda-Hart pour déterminer le nombre de groupes homogènes selon le mode de contribution des éleveurs à la gestion

Duda/Hart Number of clusters	Je(2)/Je(1)	pseudo T- squared
1	0,5492	69,78
2	0,3892	54,93
3	0,5073	46,61
4	0,4199	33,15
5	0,5299	23,95
6	0,3907	14,04
7	0,4716	21,29
8	0,501	14,94
9	0,5625	11,67
10	0,3872	17,41

Source : auteur

Annexe 9. Dendrogramme de la classification hiérarchique pour la construction de la typologie des modes de contribution.

Cluster Dendrogram



Source : auteur

Annexe 10. Coordonnées et contributions des modalités des variables aux axes de l'ACM pour la caractérisation des estives du département

Variables	Dimension 1		Dimension 2	
	Coord.	Contrib. (cos2)	Coord.	Contrib. (cos2)
Mode de contribution				
<i>Individuelle</i>	-1,089	0,121	0,458	0,024
<i>Individuelle/collective</i>	-0,345	0,017	-0,408	0,026
<i>Collective/externalisée</i>	0,974	0,078	0,443	0,018
<i>Collective</i>	0,586	0,018	-1,471	0,129
<i>Externalisée</i>	1,098	0,053	1,207	0,071
Mode de gouvernance				
<i>Descendante</i>	0,351	0,023	0,637	0,086
<i>Communautaire</i>	0,271	0,012	-0,861	0,137
<i>Individuelle</i>	-1,636	0,182	0,316	0,008
Caractéristiques biophysiques				
<i>Basse petite</i>	-1,365	0,199	0,23	0,006
<i>Basse grande</i>	0,138	0,002	-0,955	0,114
<i>Haute petite</i>	0,523	0,028	-0,06	0
<i>Haute grande</i>	0,755	0,058	0,864	0,085
Moyenne des contributions		0,066		0,059

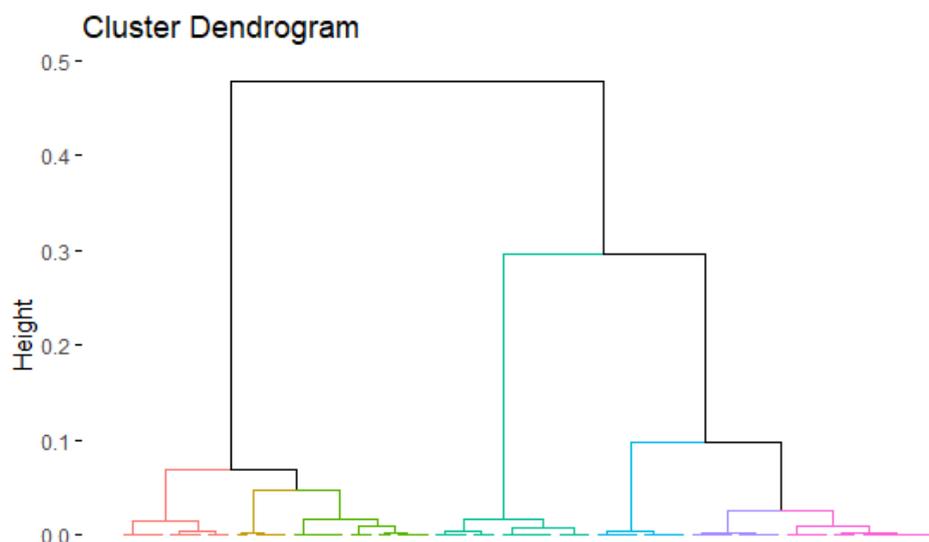
Source : auteur

Annexe 11. Résultats du test de Duda-Hart pour déterminer le nombre de groupes homogènes d'estives du département

Duda/Hart Number of clusters	Je(2)/Je(1)	pseudo T- squared
1	0,5741	63,06
2	0,3742	86,95
3	0,3326	70,24
4	0,5944	21,15
5	0,415	26,79
6	0,427	33,55
7	0,4474	16,06
8	0,45	18,34
9	0,2154	36,41
10	0,3508	27,75

Source : auteur

Annexe 12. Dendrogramme de la classification hiérarchique pour la construction des groupes d'estives du département homogènes



Source : auteur

Annexe 13. Tableau de contingence croisant typologie de mode de gouvernance locale et la typologie de mode de contribution à la gestion de l'estive

Typologie de mode de gouvernance locale	Typologie de mode de contribution à la gestion					Total
	Individuelle	Individuelle/Collective	Collective/Externalisée	Collective	Externalisée	
Descendante	10	9	11	3	6	39
	26%	23%	28%	8%	15%	100%
Communautaire	4	13	6	8	3	34
	12%	38%	18%	24%	9%	100%
Individuelle	7	7	0	0	0	14
	50%	50%	0%	0%	0%	100%
Total	21	29	17	11	9	87
	24%	33%	20%	13%	10%	100%
	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Pearson $\chi^2(8) = 21,2061$ Pr = 0,007

Source : auteur

Chapitre 3

Annexe 14. Test de la tendance commune avant la mise en œuvre de la SHP

	(1)
	UGBtp
SHP*2010	-6.84 (0.27)
SHP*2011	-4.70 (0.45)
SHP*2012	-5.42 (0.39)
SHP*2013	-12.84** (0.04)
SHP*2014	-7.07 (0.26)
SHP*2015	-2.72 (0.66)
Observations	490

p-values are in parentheses

*** $p < .01$, ** $p < .05$, * $p < .1$

Source : auteur

Annexe 15. Test de la tendance commune avant la mise en œuvre des DPB

	(1)	(2)	(3)
	UGBtp	UGBtp	UGBtp
DPB*2010	0.53 (0.93)	2.79 (0.65)	0.18 (0.98)
DPB*2011	-3.69 (0.57)	-1.43 (0.81)	-4.04 (0.50)
DPB*2012	-2.70 (0.68)	-0.44 (0.94)	-3.05 (0.61)
DPB*2013	-25.89*** (0.00)	-23.63*** (0.00)	-26.24*** (0.00)
DPB*2014	-11.83* (0.07)	-9.57 (0.12)	-12.18** (0.04)
DPB*2015		2.26 (0.71)	-0.35 (0.95)
DPB*2016			-2.61 (0.66)
DPB*2017			-4.97 (0.40)
Observations	420	490	630

*p-values are in parentheses *** $p < .01$, ** $p < .05$, * $p < .1$. Source : auteur*

Annexe 16. Effets de la contrainte SHP et du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement

<u>Variable dépendante</u>	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
UGB temps plein								
Pde 2016	4.80 (0.37)	5.32 (0.32)	3.66 (0.57)	3.98 (0.55)	0.45 (0.94)	1.02 (0.86)	-4.27 (0.39)	-3.73 (0.46)
Pde 2016 * DPB	7.85 (0.15)	7.33 (0.18)			7.03 (0.20)	6.57 (0.23)	17.35** (0.04)	16.83** (0.04)
Pde 2016 * SHP			10.13* (0.06)	9.95* (0.06)	9.53* (0.08)	9.43* (0.08)	19.85*** (0.00)	19.72*** (0.00)
Pde 2016 * SHP * DPB							-20.64* (0.05)	-20.61** (0.05)
<u>Combinaison linéaire des coefficients</u>								
Pde 2016 * SHP + Pde 2016 * SHP * DPB							-0.79 (0.93)	-0.89 (0.92)
<u>Variable de contrôle</u>								
Proportion d'ovin		16.68 (0.28)		16.84 (0.27)		16.74 (0.27)		15.56 (0.29)
MAEC localisée		-5.64 (0.38)		-6.52 (0.35)		-5.12 (0.46)		-5.70 (0.37)
Constante	173.58*** (0.00)	166.57*** (0.00)	173.58*** (0.00)	166.62*** (0.00)	173.58*** (0.00)	166.47*** (0.00)	173.58*** (0.00)	167.10*** (0.00)
Effet fixe individu	Oui							
Effet fixe temps	Oui							
Observations	770	770	770	770	770	770	770	770
Adj R ²	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06
F-stat	2.14	1.82	2.55	2.49	2.24	2.12	3.20	2.82

Les p-valeurs sont entre parenthèse *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$. Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2016 correspond à une mise en œuvre des 2 dispositifs de 2016 à 2020. Source : auteur

Annexe 17. Effets de la contrainte SHP et du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement selon la situation en zone d'éligibilité aux MAEC localisées

<u>Variable dépendante</u>	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
<u>UGB temps plein</u>								
Pde 2016	12.95*	13.34*	6.52	6.72	-6.93	-7.04	-5.24	-5.41
	(0.09)	(0.09)	(0.51)	(0.49)	(0.30)	(0.31)	(0.49)	(0.49)
Pde 2016 * HZE	-6.57	-6.41	-8.59	-8.17	9.02*	9.85*	5.16	6.09
	(0.32)	(0.33)	(0.36)	(0.38)	(0.10)	(0.09)	(0.42)	(0.36)
Pde 2016 * SHP			4.13	4.46	8.77	8.71	0.31	0.57
			(0.73)	(0.71)	(0.11)	(0.10)	(0.98)	(0.96)
Pde 2016 * DPB			5.57	5.59	19.60**	20.32**	22.55**	23.14**
			(0.28)	(0.28)	(0.04)	(0.03)	(0.04)	(0.04)
Pde 2016 * SHP * HZE			8.79	8.26			12.78	12.32
			(0.49)	(0.51)			(0.35)	(0.36)
Pde 2016 * DPB * HZE					-20.15*	-21.08**	-23.26*	-24.03*
					(0.05)	(0.05)	(0.06)	(0.05)
<u>Combinaison linéaire des coefficients</u>								
Pde 2016 * SHP + Pde 2016 * SHP * HZE							13.09***	12.89***
							(0.01)	(0.01)
Pde 2016 * DPB + Pde 2016 * DPB * HZE							-0.70	-0.88
							(0.90)	(0.87)
<u>Variable de contrôle</u>								
Proportion d'ovin		16.32		15.67		18.64		17.75
		(0.29)		(0.28)		(0.21)		(0.22)
Constante			173.58***	166.24***	173.58***	164.85***	173.58***	165.27***
			(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)
Effet fixe individu	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Effet fixe temps	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Observations	770	770	770	770	770	770	770	770
Adj R ²	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
F-stat	2.16	2.00	2.32	2.19	2.20	2.13	2.47	2.32

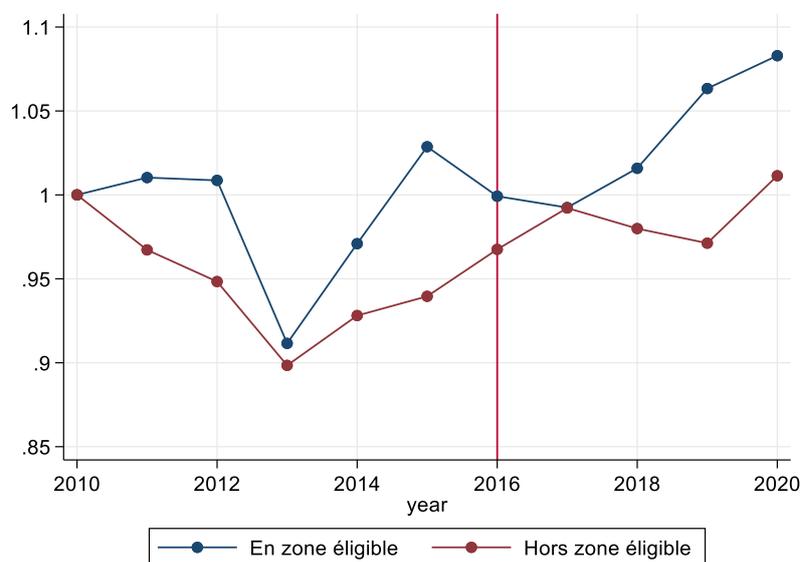
Les p-valeurs sont entre parenthèse *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2016 correspond à une mise en œuvre des 2 dispositifs de 2016 à 2020. HZE : Hors Zone d'Éligibilité (0/1). Source : auteur

Annexe 18. Effets de la contrainte SHP et du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement selon le mode de gouvernance locale

<u>Variable dépendante</u>	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
<u>UGB temps plein</u>								
Pde 2016	23.33*** (0.00)	23.44*** (0.00)	25.91** (0.03)	25.44** (0.03)	10.46 (0.17)	10.82 (0.16)	21.92* (0.07)	21.27* (0.07)
Pde 2016 * Com	-40.41*** (0.00)	-40.58*** (0.00)	-66.61*** (0.00)	-64.68*** (0.00)	-28.93*** (0.01)	-28.62*** (0.01)	-56.59*** (0.01)	-54.19** (0.01)
Pde 2016 * DPB			-8.94 (0.48)	-7.75 (0.52)	9.78** (0.05)	9.68** (0.05)	-7.43 (0.54)	-6.14 (0.60)
Pde 2016 * SHP			5.48 (0.24)	5.25 (0.26)	15.81 (0.22)	15.42 (0.22)	11.76 (0.32)	11.79 (0.31)
Pde 2016 * SHP * Com			49.10** (0.05)	45.51* (0.06)			47.45* (0.05)	43.69* (0.07)
Pde 2016 * DPB * Com					-21.89 (0.38)	-22.40 (0.35)	-17.39 (0.45)	-18.14 (0.42)
<u>Combinaison linéaire des coefficients</u>								
Pde 2016 * SHP + Pde 2016 * SHP * Com							13.16*** (0.00)	13.01*** (0.01)
Pde 2016 * DPB + Pde 2016 * DPB * Com							12.21 (0.65)	12.05 (0.60)
<u>Variable de contrôle</u>								
Proportion d'ovins		13.67 (0.31)		9.41 (0.43)		13.47 (0.30)		9.45 (0.43)
MAEC localisée		-8.56* (0.07)		-4.76 (0.37)		-6.54 (0.19)		-5.01 (0.34)
Constante	173.58*** (0.00)	168.40*** (0.00)	173.58*** (0.00)	169.85*** (0.00)	173.58*** (0.00)	168.20*** (0.00)	173.58*** (0.00)	169.87*** (0.00)
Effet fixe individu	Oui							
Effet fixe temps	Oui							
Observations	770	770	770	770	770	770	770	770
Adj R ²	0.07	0.07	0.09	0.09	0.08	0.08	0.09	0.08
F-stat	2.38	2.11	3.07	2.84	2.53	2.51	2.97	2.79

Les p-valeurs sont entre parenthèse *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Les erreurs standards sont robustes à l'hétéroscédasticité. Pde 2016 correspond à une mise en œuvre des 2 dispositifs de 2016 à 2020. Source : auteur

Annexe 19. Evolution des UGBtp selon la situation en zone d'éligibilité



Source : auteur

Liste des encadrés

Encadré 1. Les sept types de règles selon l'approche horizontale (Ostrom et Basurto (2011) traduit par Jean-Pierre Chanteau et Agnès Labrousse).....	72
--	----

Liste des tableaux

Tableau 1. Gestionnaires enquêtés en 2020.....	27
Tableau 2. Typologies des biens économiques	34
Tableau 3. Statistiques descriptives du SSE du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées	45
Tableau 4. Contractualisation agroenvironnementale dans le département des Hautes-Pyrénées entre 2007 et 2020.....	50
Tableau 5. Statistiques descriptives du système de ressource (estive) et de sa fréquentation	56
Tableau 6. Statistiques descriptives selon la structure juridique de l'entité collective gestionnaire ...	62
Tableau 7. Distribution des faisceaux de droits selon les positions.....	74
Tableau 8. Variables recensés par le travail de Partelow (2018)	90
Tableau 9. Présentation des variables mobilisées dans l'ACM	90
Tableau 10. Indicateurs recensés par le travail de Partelow (2018).....	93
Tableau 11. Présentation des variables mobilisées dans l'ACM	94
Tableau 12. Statistiques descriptives des variables de règles de choix collectives de la typologie de mode de gouvernance locale	99
Tableau 13. Tableau de contingence croisant typologie de mode de gouvernance locale et la structure du gestionnaire.....	101
Tableau 14. Statistiques descriptives des variables d'interaction de la typologie des modes de contribution à la gestion de l'estive	104
Tableau 15. Statistiques descriptives des variables pour caractériser les estives selon les différents éléments du SSE	108
Tableau 16. Distribution des gestionnaires selon la contrainte SHP et le potentiel de rapatriement de DPB	129
Tableau 17. Statistiques descriptives des gestionnaires faiblement et fortement contraint par la SHP	130
Tableau 18. Statistiques descriptives des groupes de gestionnaires avec un faible et un fort potentiel de rapatriement de DPB.....	131
Tableau 19. Effet du potentiel de rapatriement de DPB sur le chargement animal (estimation par les doubles différences).....	141
Tableau 20. Effet du potentiel de rapatriement de DPB et de la contrainte SHP sur le chargement. 143	

Tableau 21. Effets de l'intensité des deux dispositifs selon la présence ou non d'une zone d'éligibilité aux MAEC localisées	145
Tableau 22. Effets de l'intensité des deux dispositifs selon la gouvernance locale	147

Liste des figures

Figure 1. Estives du département des Hautes-Pyrénées.....	20
Figure 2. Répartition de l'origine des exploitations extérieures au département du 65	20
Figure 3. Cadre conceptuel du Système socio-écologique (SSE).....	33
Figure 4. Représentation du SSE à partir du cadre d'analyse de McGinnis et Ostrom (2014)	43
Figure 5. Evolution du nombre d'éleveurs, de la taille moyenne des troupeaux, du chargement (UGBtp*) et de la durée de présence entre 2007 et 2020 dans le département des Hautes-Pyrénées	48
Figure 6. Dynamique des modes d'accès aux ressources.....	79
Figure 7. Carte de la répartition du domaine pastoral et des quartiers de granges foraines en zone intermédiaire dans les Hautes-Pyrénées.....	81
Figure 8. Représentation du fonctionnement de la gouvernance locale et de la contribution des éleveurs à la gestion	88
Figure 9. Représentation graphique des résultats de l'ACM pour la construction de la typologie de mode de gouvernance.....	97
Figure 10. Projection des gestionnaires sur le plan avec identification des 3 groupes (clusters).....	98
Figure 11. Représentation graphique des résultats de l'ACM pour la construction de la typologie des modes de contribution des éleveurs à la gestion de l'estive	103
Figure 12. Projection des gestionnaires sur le plan avec identification des 5 groupes (clusters).....	103
Figure 13. Représentation graphique des résultats de l'ACM pour caractériser les estives du département	106
Figure 14. Projection des gestionnaires sur le plan avec identification des 7 groupes (clusters).....	106
Figure 15. Synthèse des résultats.....	109
Figure 16. Représentation graphique du calcul de la distance au seuil minimum de la SHP à partir de deux exemples.....	127
Figure 17. Graphique des évolutions des tendances parallèles (base 1 en 2010)	132
Figure 18. Graphique des résultats des "Event studies" de l'effet de l'intensité de la contrainte SHP et du potentiel de rapatriement de DPB.	134
Figure 19. Taux de variation du chargement moyen en UGBtp entre les périodes 2010-2015 et 2015-2020 selon le mode de gouvernance locale	140

Figure 20. Évolution du nombre d'éleveurs selon la situation en zone d'éligibilité pour les gestionnaires avec un fort potentiel de rapatriement	146
Figure 21. Taux de variation du chargement moyen en UGBtp entre les périodes 2010-2015 et 2015-2020 selon le mode de gouvernance locale et selon la contrainte de la SHP.....	149
Figure 22. Évolution des variables d'ajustement du chargement animal selon la contrainte de la SHP	150
Figure 23. Synthèse de la structure et des résultats de la thèse	159

Liste des abréviations

ACM : Analyse en Composante Multiple
ADI : Analyse et Développement Institutionnel
AFP : Association Foncière Pastorale
AG : Assemblée Générale
CAD : Contrats d'Agriculture Durable
CAH : Classification Ascendante Hiérarchique
CIRAD : Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CGCT : Code Général des Collectivités Territoriales
CPP : Conventions Pluriannuelles de Pâturage
CPR : Common Pool Resource
CS : Commissions Syndicales
CTE : Contrats Territoriaux d'Exploitation
DPB : Droits à Paiement de Base
EG : Eleveur Gardien
FAO : Food et Agriculture Organization
GIP-CRPGE : Groupement d'Intérêt Public – Centre de Ressources sur le Pastoralisme et la Gestion de l'Espace
GP : Groupement Pastoral
ICHN : Indemnité Compensatoire de Handicap Naturel
MAE : Mesure Agroenvironnementale
MAEC : Mesure Agroenvironnementale et Climatique
MAET : Mesures Agroenvironnementales Territorialisées
MEA : Millenium Ecosystem Assesement
OGAF : Opérations Groupée d'Aménagement Foncier
ONG : Organisation Non Gouvernementale
PAC : Politique Agricole Commune
PCDI : Projets de Conservation et de Développement Intégrés
PHAE : Prime Herbagère Agroenvironnementale
PMSEE : Prime au Maintien des Systèmes d'Élevage Extensifs
PSE : Paiement pour Service Environnemental
PSEM : Plan de Soutien à l'Economie de Montagne
SE : Service Environnemental
SHP : Systèmes Herbagers et Pastoraux
SSE : Systèmes Socio-Ecologiques
TAP : Travaux d'Amélioration Pastorale
UE : Union Européenne
UGB : Unité Gros Bétail

Tables des matières

Résumé	1
Abstract	2
Remerciements	3
Sommaire	4
Introduction générale	7
1 État de l’art et cadre théorique de la thèse	8
1.1 Théorie des communs et son évolution	8
1.2 Paiements pour services environnementaux	12
1.2.1 Les services écosystémiques et environnementaux	12
1.2.2 Émergence et définition des PSE.....	13
1.2.3 Débats autour des PSE.....	15
Pluralité des définitions.....	15
Mise en œuvre des PSE	15
Efficacité et efficacité vs. Équité.....	16
1.2.4 PSE collectifs.....	17
2 Contexte du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées	19
2.1 Zone d’étude	19
2.2 Gestion pastorale collective	21
2.3 Evolution du pastoralisme.....	21
3 Problématique et question de recherche	22
4 Méthodologie du recueil de données	24
4.1 Projet Contracts2.0.....	24
4.2 Données.....	26
5 Plan de la thèse	27
Chapitre 1 - Mobilisation du cadre d’analyse des systèmes socio-écologiques (« SES Framework ») pour caractériser les enjeux du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées.....	29
1 Introduction.....	29
2 Cadre d’analyse des systèmes socio-écologiques	31
3 Méthodologie	33
3.1 Définition des concepts.....	33
3.2 Mobilisation du cadre d’analyse	35
3.3 Données.....	37
4 Contexte et évolutions du terrain d’étude.....	37
4.1 Le pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées	37
4.2 Politique agricole commune et pastoralisme.....	40
4.2.1 Les évolutions de la PAC au regard du pastoralisme et de l’environnement	40

4.2.2	Evolution du 1 ^{er} pilier de la PAC	43
5	Le système socio-écologique du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées.....	43
5.1	Un enchevêtrement de situations d'action au cœur du système socio-écologique.....	46
5.1.1	L'exploitation de la ressource en herbe commune	46
5.1.2	La production de biens publics environnementaux	49
5.1.3	La répartition des aides individuelles	53
5.2	Des sphères biophysique et sociale qui influencent les situations d'action	55
5.2.1	Une sphère biophysique avec un système de ressource et plusieurs ressources interconnectées.....	55
5.2.1.1	Un système de ressource matérialisé par l'estive	55
5.2.1.2	Des unités de ressources interconnectées.....	57
5.2.2	Une sphère sociale avec une pluralité d'acteurs et de systèmes de gouvernance.....	58
5.2.2.1	Acteurs.....	58
5.2.2.2	Systèmes de gouvernance locale	61
Une propriété collective	61	
Une gestion collective avec une pluralité de structures juridiques gestionnaires.....	61	
Des règles opérationnelles pour encadrer les pratiques collectives.....	64	
Des organisations présentes dans le système de gouvernance	64	
6	Conclusion	65
	Chapitre 2 - Y a-t-il de l'action collective dans les estives pyrénéennes ?.....	69
1	Introduction.....	69
2	Revue de la littérature.....	71
2.1	Les règles et la propriété au cœur de la gouvernance selon Ostrom	71
2.1.1	Des systèmes de règles.....	71
2.1.2	Propriété et théorie des « faisceaux de droits »	73
2.2	Gouvernance locale des ressources	76
2.2.1	Gouvernance locale « De jure » vs. « De facto ».....	76
2.2.2	Processus de prise de décision et participation des acteurs.....	77
2.2.3	Dynamiques de gouvernance et modes d'accès	78
3	Contexte	80
3.1	Une propriété collective	80
3.2	Une gestion collective	82
3.3	Des pratiques pastorales collectives	85
4	Méthodologie	86
4.1	Cadre d'analyse	86
4.2	Données.....	89
4.3	Construction des typologies de modes de gouvernance locale et mode des contributions	89
4.3.1	Typologie de mode de gouvernance locale.....	89

4.3.2	Typologie de mode de contribution à la gestion de l'estive	92
4.4	Analyse de la pluralité des estives du département	95
5	Résultats	96
5.1	Des modes de gouvernance locale.....	96
5.2	Des modes de contribution à la gestion.....	102
5.3	Un système socio-écologique du pastoralisme avec une pluralité d'estives.....	104
6	Discussion	110
7	Conclusion	113
	Chapitre 3 - Évaluation de l'effet de la politique agricole commune sur le chargement animal des estives dans les Hautes-Pyrénées	116
1	Introduction.....	116
2	Revue de littérature	120
2.1	Evaluation d'impact des Mesures agroenvironnementales.....	120
2.2	Gouvernance locale et mise en œuvre des dispositifs.....	122
3	Méthodologie	124
3.1	Données mobilisées.....	124
3.2	Stratégie empirique.....	125
3.2.1	Construction des variables et des groupes de traitement	125
3.2.2	Comparaison des groupes de gestionnaires	129
3.2.3	Méthodes d'estimations.....	134
3.2.3.1	Effet de la contrainte de la SHP et du potentiel de rapatriement de DPB.....	134
3.2.3.2	Interaction entre les dispositifs de la SHP et des DPB.....	136
3.2.3.3	Hétérogénéité de l'effet des dispositifs selon la situation en zone d'éligibilité	137
3.2.3.4	Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la gouvernance locale	138
4	Résultats.....	140
4.1	Décalage dans le temps de l'effet du potentiel de DPB.....	141
4.2	Impacts des dispositifs	141
4.3	Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la situation en zone d'éligibilité	144
4.4	Hétérogénéité des effets des dispositifs selon la gouvernance locale	147
5	Discussion.....	149
5.1	Impact de la SHP.....	149
5.2	Interactions entre dispositifs : synergies ou antagonismes ?	150
5.3	Gouvernance et SHP.....	152
6	Conclusion	153
	Conclusion générale.....	155
1	Principaux résultats et contributions scientifiques	155
1.1	Système socio-écologique du pastoralisme dans les Hautes-Pyrénées.....	155
1.2	Pluralité de modes de gouvernance.....	156

1.3	Effets des dispositifs de la PAC.....	157
2	Limites	160
3	Contributions scientifiques et implications politiques.....	161
	Bibliographie	164
	Annexes	181
	Liste des encadrés	196
	Liste des tableaux	196
	Liste des figures	197
	Liste des abréviations	198
	Tables des matières	199